

Université
de Toulouse

THÈSE

**En vue de l'obtention du
DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE**

Délivré par :

Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse)

Discipline ou spécialité :

Sciences des Agroressources

Présentée et soutenue par :

Claire VIALLE

le : vendredi 21 octobre 2011

Titre :

Etude du comportement hydraulique, physico-chimique et microbiologique
d'un système de récupération d'eaux de toiture. Evaluation de l'empreinte
environnementale

Ecole doctorale :

Sciences de la Matière (SDM)

Unité de recherche :

Laboratoire de Chimie Agro-industrielle

Directeur(s) de Thèse :

Dr Mireille MONTREJAUD-VIGNOLES, INPT-ENSIACET

Dr Caroline SABLAYROLLES, INPT-ENSIACET

Rapporteurs :

Pr Jean-Louis MOREL, INPL-ENSAIA

Pr Benoît GABRIELLE, AgroParisTech-SIAFEE

Membre(s) du jury :

Pr Carlos VACA GARCIA, INPT-ENSIACET, président

Pr Claire ALBASI, CNRS-LGC, membre

Dr Mireille MONTREJAUD-VIGNOLES, INPT-ENSIACET, membre

Pr Antonio MORAN, Université de Leon, membre

Mme Marie-Christine HUAU, Veolia Eau, membre invité

Dr Caroline SABLAYROLLES, INPT-ENSIACET, membre invité

RÉSUMÉ

L'objectif de ces travaux est de contribuer à augmenter la connaissance sur la réutilisation des eaux de ruissellement de toiture. Une maison individuelle située en zone rurale et équipée d'une toiture en tuiles, et un bâtiment collectif situé en zone périurbaine avec une toiture terrasse bitumée, ont été étudiés. Les eaux de pluie collectées sont réutilisées dans l'habitat pour l'alimentation des chasses d'eau.

Un suivi analytique a permis l'étude de la qualité de l'eau en plusieurs points des systèmes. Les eaux stockées sont clairement non potables et révèlent une contamination microbiologique très variable. Des pathogènes ont été quantifiés à plusieurs reprises. La qualité de l'eau distribuée ne peut donc pas être garantie au cours de l'année, d'où la recommandation d'une désinfection de l'eau avant distribution.

Un suivi hydraulique a permis de déterminer les volumes d'eau potable substitués et les taux de couverture de besoins en eau. Un modèle du comportement hydraulique a été développé puis utilisé pour discuter le dimensionnement des cuves. En présence d'une désinfection, les installations ne sont économiquement pas rentables. En l'absence de désinfection, le bilan économique est positif mais la période de retour sur investissement supérieure à la durée de vie de l'installation.

Une première analyse de cycle de vie a été réalisée pour comparer les deux échelles étudiées. Dans les deux cas, les processus les plus impactants sont liés aux consommations électriques de l'éventuelle désinfection ultra-violet et des pompes. En présence d'une désinfection, l'échelle du bâtiment collectif présente des impacts plus faibles. Une deuxième analyse de cycle de vie a été réalisée pour étudier la pertinence de la substitution de l'eau du réseau d'eau public par de l'eau de pluie à l'échelle d'un particulier. Elle n'est pas probante d'un point de vue environnemental.

Mots-clés

eau de pluie, qualité physicochimique, qualité microbiologique, analyse multivariée, analyse de cycle de vie

ABSTRACT

The aim of this work is to contribute to knowledge on roof runoff reuse. A private house located in rural area with a tiled sloping roof and a research building located in suburban zone with a bituminous flat roof were studied. The collected rainwater is reused for toilet flushing.

An analytical monitoring allowed the study of water quality in several points of the systems. Stored rainwater is clearly non drinkable and reveals a very variable microbiological contamination. Pathogenic agents were quantified on several occasions. Distributed water quality cannot thus be guaranteed over the year and a disinfection before distribution is recommended.

A hydraulic follow-up made it possible to determine substituted volumes of drinking water by collected rainwater and water saving efficiencies. A model of the hydraulic behaviour of systems was developed then used to discuss dimensioning of the tanks. In the presence of disinfection, the installations are economically not profitable. In the absence of disinfection, the economic assessment is positive but the payback period is longer than the lifespan of the installation.

A first life cycle assessment was carried out to compare the two studied scales. In both cases, the more impacting processes are related to electricity consumptions of possible ultra-violet disinfection and the pumps. In the presence of disinfection, the scale of the building presents weaker impacts. A second life cycle assessment was carried out to study the relevance of the substitution of drinking water by rainwater on a private individual scale. It is not convincing from an environmental point of view.

Keywords

rainwater, physicochemical quality, microbiological quality, multivariate analysis, life cycle assessment

A la mémoire de Louis VIALLE

Les recherches qui font l'objet de ce mémoire ont été initiées en 2008 et ont été menées au Laboratoire de Chimie Agro-industrielle de l'École Nationale Supérieure en Art Chimique et Technologique de Toulouse et au Centre Régional d'Innovation et de Transfert de Technologies Agroressources.

Je tiens tout d'abord à exprimer toute ma gratitude à Madame M. Montréjaud-Vignoles et Madame C. Sablayrolles, Maîtres de Conférences au Laboratoire de Chimie Agro-industrielle, qui ont dirigé ma thèse pendant ces trois ans. Leur dynamisme mis au service de nos recherches ont fait de ces trois années une expérience très enrichissante.

J'adresse ma reconnaissance à Monsieur le Professeur C. Vaca Garcia, Directeur du Laboratoire de Chimie Agro-industrielle, pour son accueil au sein de son laboratoire de recherche et pour avoir accepté de participer au jury de ma thèse.

J'adresse également mes plus sincères remerciements à Monsieur G. Vilarem, actuellement Directeur adjoint du Laboratoire de Chimie Agro-industrielle, ancien Directeur du Centre Régional d'Innovation et de Transfert de Technologies Agroressources, et à son successeur à ce poste, Madame C. Raynaud, pour leur confiance.

Je remercie vivement Monsieur B. Gabrielle, Professeur à Agro Paris Tech, et Monsieur J.-L. Morel, Professeur à l'Institut National Polytechnique de Lorraine, pour avoir bien voulu juger ce travail, siéger au jury de ma thèse et en être les rapporteurs.

Je tiens à adresser toute ma gratitude à Monsieur Louis Herremans, Directeur Technique de Veolia Eau, pour avoir initié ce projet et à Madame M.-C. Huau, actuellement Directrice de projets à Veolia Eau, pour son encadrement et son soutien. Je lui suis également très reconnaissante de m'avoir permis de participer à plusieurs congrès, conférences et réunions qui m'ont enrichie et donné de l'assurance.

Je remercie Madame C. Albasi, Directrice de recherche au Centre National de Recherche Scientifique de Toulouse, et Monsieur A. Morán Palao, Professeur à l'Université de León, pour avoir accepté de participer à mon jury de thèse.

Je tiens à remercier vivement Monsieur M. Lovera, S. Jacob et L. Monier, ingénieurs à la Direction technique de Veolia Eau, pour leurs conseils techniques et scientifiques et pour leurs encouragements.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance à Monsieur J. Silvestre, ingénieur de recherche de l'École Nationale Supérieure d'Agronomie de Toulouse, pour son aide, sa disponibilité, ses conseils et sa gentillesse tout au long de l'étude du second site.

Je tiens également à remercier Monsieur G. Buset, ingénieur de recherche au Centre Régional d'Innovation et de Transfert de Technologies Agroressources, pour le temps qu'il m'a consacré lors de mon apprentissage des techniques d'analyse de cycle de vie.

Je remercie C. Jaeger et O. Zozoula de Sotralentz Habitat pour les informations communiquées avec rapidité et gentillesse et l'aide apportée lors de la mise en place des systèmes de récupération des eaux de pluie. Merci également à D. Bassez.

Je remercie O. Léon, technicien au Centre Régional d'Innovation et de Transfert de Technologies Agroressources, pour son aide sur une partie des prélèvements et des analyses.

Merci de tout cœur à J. Crouzil, A. Rabaud, S. Danglades et M. Tanguy pour leur contribution rigoureuse et efficace à l'avancement de ce travail à l'occasion de leurs stages.

Les conditions de travail très favorables dont j'ai pu bénéficier, tant sur le plan matériel que scientifique, sont le fait de l'ensemble du personnel permanent et des étudiants du laboratoire. Je les remercie tous pour leur gentillesse et leur bonne humeur, qui ont contribué à rendre ces recherches agréables.

Ma reconnaissance va également à A. Breton pour son soutien indéfectible tout au long de ces trois années, pour sa confiance et son amitié. Merci également à J. Seira pour sa bonne humeur quotidienne. Je vous souhaite bon courage pour vos propres thèses. Je tiens également à remercier Amandine et Julien, Bozzo pour les intimes, pour leurs conseils avisés d'anciens thésards.

Je remercie mes proches pour leur soutien et leur présence de tous les instants. Merci à Pascal qui partage ma vie, mes joies et mes angoisses au quotidien.

Enfin, ces remerciements ne peuvent s'achever sans une pensée pour ma famille, mes parents et mes frères, car ils sont les piliers fondateurs de ce que je suis.

SOMMAIRE
GENERAL

INTRODUCTION GENERALE.....	1
PARTIE I - ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE.....	4
I PRINCIPLE DE LA RÉCUPERATION DES EAUX DE PLUIE	6
I.1 LA COLLECTE.....	6
I.2 L'ACHEMINEMENT ET LE PRETRAITEMENT	6
I.3 LE STOCKAGE	7
I.4 LA DISTRIBUTION ET LE TRAITEMENT	7
I.5 LES USAGES.....	7
II CONTEXTE RÉGLEMENTAIRE	8
II.1 POSITION INTERNATIONALE.....	8
II.2 POSITION EUROPEENNE	8
II.3 POSITION FRANÇAISE	8
III QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE ET MICROBIOLOGIQUE	10
III.1 FACTEURS INFLUENÇANT LA QUALITE	10
III.2 QUALITE DES EAUX DE RUISSELLEMENT EN AVAL DES TOITURES	13
III.3 QUALITE DES SEDIMENTS DES CUVES DE RECUPERATION DES EAUX DE PLUIE.....	25
IV RISQUES SANITAIRES	25
IV.1 RISQUES SANITAIRES LIES A LA CONSOMMATION D'EAU DE PLUIE.....	25
IV.2 RISQUES SANITAIRES LIES A LA REUTILISATION DANS L'HABITAT	26
V IMPACTS DES SYSTEMES DE RECUPERATION DES EAUX DE PLUIE.....	28
V.1 IMPACTS DE LA PRATIQUE	28
V.2 IMPACT D'UNE GENERALISATION DE LA PRATIQUE.....	29
CONCLUSION.....	33
PARTIE II – MATERIEL ET METHODES.....	34
I DESCRIPTION DES SITES	37
I.1 MAISON INDIVIDUELLE EN MILIEU RURAL	37
I.2 BATIMENT COLLECTIF EN MILIEU SEMI-URBAIN	45
II PRELEVEMENTS	53
II.1 PRESENTATION	53
II.2 PROTOCOLES	54
III PARAMETRES ANALYSES	55
III.1 PRESENTATION	55
III.2 FLACONNAGE.....	57
III.3 PROTOCOLES	57
IV TRAITEMENT STATISTIQUE DES DONNEES	59
IV.1 BOITES A MOUSTACHES	59
IV.2 ANALYSES MULTI VARIEES	59
CONCLUSION.....	64

PARTIE III - ETUDE DE LA QUALITE DES EAUX RUISSELLES COLLECTEES.65

I	RESULTATS	67
I.1	MAISON INDIVIDUELLE EN ZONE RURAL AVEC TOITURE EN TUILES	67
I.2	BATIMENT COLLECTIF EN ZONE PERIURBAINE AVEC TOITURE TERRASSE BITUMEE	67
II	VARIABILITE DES PARAMETRES ETUDIES	68
II.1	QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE	68
II.2	QUALITE MICROBIOLOGIQUE	75
III	ETUDE DES CORRELATIONS PAR ANALYSES MULTIVARIEES	87
III.1	ANALYSES HEBDOMADAIRES	87
III.2	ANALYSES MENSUELLES	99
	CONCLUSION.....	106

PARTIE IV - ETUDE DE LA QUALITE AU FIL DU SYSTEME.....107

I	QUALITE DES EAUX METEORITES ET DES EAUX DE TOITURES	109
I.1	RESULTATS	109
I.2	INTERPRETATIONS	109
I.3	CONCLUSIONS.....	114
II	QUALITE DE L'EAU DISTRIBUEE	114
II.1	RESULTATS	114
II.2	VARIABILITE DE LA QUALITE.....	114
II.3	CONCLUSIONS.....	133
III	QUALITE DES SEDIMENTS DE FOND DE CUVE	134
III.1	RESULTATS	134
III.2	INTERPRETATIONS	134
III.3	CONCLUSIONS.....	138
	CONCLUSION.....	139

PARTIE V - ETUDE DES VOLUMES.....141

I	SUIVI VOLUMIQUE.....	143
I.1	MATERIEL	143
I.2	METHODES.....	146
II	ETUDES DE CAS.....	153
II.1	MAISON INDIVIDUELLE AVEC CUVE DE 5 M ³	153
II.2	BATIMENT COLLECTIF AVEC CUVE DE 30 M ³	157
II.3	CONCLUSIONS.....	159
III	MODELISATION	160
III.1	PRESENTATION DU MODELE.....	160
III.2	VALIDATION EXPERIMENTALE	161
III.3	SATISFACTION DES BESOINS EN EAU ET DIMENSIONNEMENT	164
III.4	CONCLUSIONS.....	166
	CONCLUSION.....	167

PARTIE VI – EVALUATION D’IMPACT ENVIRONNEMENTAL.....	168
I L’ANALYSE DE CYCLE DE VIE (ACV).....	170
I.1 DEFINITION.....	170
I.2 METHODOLOGIE	171
II DEFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP DE L’ETUDE	172
II.1 PRINCIPE.....	172
II.2 ACV 1 : COMPARAISON DE DEUX SYSTEMES DE RECUPERATION DES EAUX DE PLUIE POUR L’ALIMENTATION DES CHASSES D’EAU A DEUX ECHELLES DIFFERENTES	172
II.3 ACV 2 : COMPARAISON DE L’UTILISATION D’EAU DE PLUIE AVEC L’UTILISATION DE L’EAU DU RESEAU PUBLIC A L’ECHELLE DE LA MAISON INDIVIDUELLE	175
III INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE	177
III.1 PRESENTATION DE LA DEMARCHE	177
III.2 ACV 1 : INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE DE LA RECUPERATION DES EAUX DE PLUIE POUR L’ALIMENTATION DES CHASSES D’EAU A DEUX ECHELLES DIFFERENTES	180
III.3 ACV 2 : INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE DE LA PRODUCTION D’EAU POTABLE POUR L’ALIMENTATION DE LA MAISON INDIVIDUELLE.....	181
IV EVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	182
IV.1 PRINCIPE.....	182
IV.2 PRESENTATION DES METHODES D’ANALYSE DE L’IMPACT	183
V RESULTATS ET INTERPRETATIONS.....	185
V.1 ACV 1 : COMPARAISON DE DEUX SYSTEMES DE RECUPERATION DES EAUX DE PLUIE POUR L’ALIMENTATION DES CHASSES D’EAU A DEUX ECHELLES DIFFERENTES	185
V.2 ACV 2 : RESULTATS COMPARATIFS POUR LA SUBSTITUTION DE L’EAU DU RESEAU PUBLIC PAR DE L’EAU DE PLUIE	193
CONCLUSION.....	196
CONCLUSION GENERALE.....	197
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	203
LISTE DES ILLUSTRATIONS.....	213
ABREVIATIONS ET LEXIQUE.....	222
PUBLICATIONS AU COURS DE LA THESE.....	226
ANNEXES.....	229

INTRODUCTION
GÉNÉRALE

Des vestiges de systèmes de récupération en aval des toitures ont été mis en évidence en 300 avant Jésus-Christ. En effet, capter l'eau de pluie et la stocker est une pratique ancestrale, qui a été développée par de nombreuses civilisations. Ainsi, dans les maisons romaines antiques, le centre de la pièce principale était occupé par un bassin carré appelé l'*impluvium* qui recueillait les eaux de pluie. Seulement cette pratique est tombée en désuétude avec l'avènement des réseaux d'eau potable au siècle dernier.

De nos jours, la récupération-réutilisation des eaux de pluie est encore utilisée dans certaines régions du monde au contexte particulier. Dans les pays émergents, elle peut apparaître comme une solution d'attente vers la mise en place d'infrastructures de production et de distribution d'eau potable. L'eau de pluie collectée en aval des toitures peut alors être utilisée pour les usages domestiques, et en tant qu'eau de boisson. Dans certains pays développés, tels que l'Australie ou les Etats-Unis, un recours aux ressources alternatives est parfois nécessaire face à des épisodes de sécheresse de plus en plus fréquents.

En Europe, dans le cadre du développement durable et d'une gestion plus rationnelle des ressources en eau, la récupération des eaux de pluie gagne du terrain. L'originalité par rapport aux situations décrites précédemment réside dans l'idée de collecter les eaux de pluie en zone desservie par un réseau d'adduction en eau potable, afin de l'utiliser dans l'habitat, pour des usages ne nécessitant pas une eau de qualité « potable ». L'engouement des collectivités locales et territoriales, mais aussi des particuliers, pour cette pratique s'explique par les nombreux avantages qu'elle présente **à priori** : économie d'eau potable, gestion de la ressource en eau, limitation des apports d'eau pluviale dans les stations d'épuration, maîtrise du ruissellement... Or, s'il n'y a pas d'obstacles au stockage des eaux de pluie en vu d'usage « extérieurs » tel que l'arrosage du jardin, la question est plus délicate en ce qui concerne des usages « intérieurs ». La réutilisation des eaux de pluie dans les bâtiments nécessite en effet la création d'un double réseau, d'où la possibilité d'interconnexions et la contamination du réseau d'eau public par phénomène de retour d'eau. Chaque état membre a donc dû mettre en place une réglementation propre pour définir les usages possibles, extérieurs ou intérieurs à l'habitat, et les utilisateurs potentiels de l'eau de pluie : collectivités, particuliers, industriels...

En France, le développement de la réutilisation des eaux de pluie dans l'habitat a longtemps été freiné par des difficultés d'ordre réglementaire. D'une part, dans le cadre de la démarche Haute Qualité Environnementale créée en 1996, plusieurs installations ont été réalisées après obtention d'une autorisation auprès des Directions Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales. D'autre part, la Direction Générale de la Santé et le conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France ont émis un avis défavorable à l'utilisation d'eau de pluie dans l'habitat en 2006. Face à cette situation, une clarification de la réglementation s'est avérée nécessaire. Désormais, le contexte législatif précise les usages autorisés et décrit les conditions d'entretien dans l'arrêté du 21 août 2008. Il définit, de plus, les contrôles des systèmes de récupération dans l'arrêté du 17 décembre 2008. Ainsi, la réutilisation des eaux de pluie dans l'habitat est autorisée, mais sous des conditions encadrées et strictes.

Dans ce contexte, Veolia Eau et le laboratoire de Chimie Agro-Industrielle de l'INP/ENSIACET, unité mixte de recherche INRA, ont uni leurs efforts afin d'étudier la qualité des eaux de pluie collectées en aval des toitures et stockées en cuve, en vu de leur réutilisation dans l'habitat. Cette étude repose sur une expérimentation concrète et un suivi longue durée, afin de fournir des données scientifiques objectives.

Ce mémoire comporte six parties.

La première partie présente, tout d'abord, le principe de la pratique de récupération des eaux de pluie et le contexte réglementaire associé dans le monde, en Europe et en France. Elle s'attache, ensuite, à synthétiser une sélection des connaissances bibliographiques concernant la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux de ruissellement en aval des toitures, puis, décrit les risques sanitaires liés à la consommation d'eau de pluie ou à leur réutilisation dans l'habitat. Elle concerne, enfin, les impacts de ces systèmes ou de la généralisation de leur mise en place, d'un point de vue économique et environnemental.

La seconde partie de ce mémoire décrit le matériel et les méthodes utilisés. Elle présente, tout d'abord, la mise en place des deux installations de récupération des eaux de pluie qui ont été suivies. Les deux installations diffèrent de part leur environnement (rural ou périurbain), leur taille (maison individuelle ou bâtiment collectif) et la nature de la surface de collecte (toiture en tuiles ou toiture terrasse bitumée). Elle s'intéresse, ensuite, à détailler les campagnes de prélèvements réalisées. Elle décrit, enfin, le traitement statistique utilisé pour l'exploitation des données expérimentales obtenues.

La troisième partie de ce mémoire porte sur l'étude de la qualité des eaux ruisselées collectées. Elle présente, tout d'abord, les résultats obtenus lors du suivi de la maison individuelle en zone rurale avec toiture en tuiles puis, du bâtiment collectif en zone périurbaine avec toiture terrasse bitumée. Treize paramètres physico-chimiques, les concentrations ioniques, certains micropolluants et onze paramètres microbiologiques ont été suivis sur une année. Une étude des corrélations entre paramètres a, ensuite, été réalisée à l'aide d'analyses multivariées.

La quatrième partie de ce mémoire concerne l'étude de la qualité des eaux au fil du système de récupération. Elle présente, tout d'abord, la qualité des eaux météorites et des eaux de toiture. Elle s'intéresse, ensuite, à la qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau distribuée pour les usages dans l'habitat. Elle décrit, enfin, la qualité des sédiments de fond de cuve.

La cinquième partie s'intéresse à l'étude des volumes collectés. Elle décrit, tout d'abord, le matériel et les méthodes utilisés pour réaliser le suivi volumique des deux installations. Elle présente, ensuite, les résultats des deux études de cas concernant les besoins en eau pour l'alimentation des chasses d'eau et les taux de satisfaction de ces besoins. Elle s'attache, pour finir, à modéliser le fonctionnement hydraulique des deux systèmes de récupération et à vérifier leur dimensionnement.

La sixième partie concerne l'évaluation d'impact environnemental de la récupération des eaux de pluie en aval des toitures pour l'alimentation des chasses d'eau. Une présentation de la méthodologie employée, l'analyse de cycle de vie, est réalisée dans un premier temps. Puis, les résultats des deux analyses réalisées sont discutés au regard de l'effet d'échelle et de l'utilisation comparée d'eau de pluie récupérée et d'eau potable du réseau public.

PARTIE I

ETUDE

BIBLIOGRAPHIQUE

SOMMAIRE DE LA PREMIERE PARTIE

I	PRINCIPE DE LA RÉCUPÉRATION DES EAUX DE PLUIE	6
I.1	LA COLLECTE	6
I.2	L'ACHEMINEMENT ET LE PRETRAITEMENT	6
I.3	LE STOCKAGE	7
I.4	LA DISTRIBUTION ET LE TRAITEMENT	7
I.5	LES USAGES	7
II	CONTEXTE RÉGLEMENTAIRE	8
II.1	POSITION INTERNATIONALE	8
II.2	POSITION EUROPEENNE	8
II.3	POSITION FRANÇAISE	8
III	QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE ET MICROBIOLOGIQUE	10
III.1	FACTEURS INFLUENÇANT LA QUALITE	10
III.1.1	<i>Eaux météorites</i>	10
III.1.2	<i>Eaux de ruissellement de toitures</i>	11
III.1.3	<i>Eaux dans le système de récupération</i>	11
III.1.3.1	Influence du first-flush	11
III.1.3.2	Influence du stockage	12
III.1.3.3	Influence de la sédimentation	12
III.1.3.4	Influence de l'entretien	12
III.2	QUALITE DES EAUX DE RUISSellement EN AVAL DES TOITURES	13
III.2.1	<i>Qualité physico-chimique</i>	13
III.2.1.1	pH	13
III.2.1.2	Composition ionique	13
III.2.1.3	Éléments traces métalliques (ETM)	13
III.2.1.4	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	14
III.2.1.5	Pesticides	15
III.2.2	<i>Qualité microbiologique</i>	20
III.2.2.1	Contamination fécale	20
III.2.2.2	Présence de pathogènes	20
III.3	QUALITE DES SEDIMENTS DES CUVES DE RECUPERATION DES EAUX DE PLUIE	25
IV	RISQUES SANITAIRES	25
IV.1	RISQUES SANITAIRES LIES A LA CONSOMMATION D'EAU DE PLUIE	25
IV.2	RISQUES SANITAIRES LIES A LA REUTILISATION DANS L'HABITAT	26
IV.2.1	<i>Les voies d'exposition</i>	26
IV.2.2	<i>Le risque d'interconnexion</i>	27
IV.2.3	<i>Retours d'expérience et évaluation des risques</i>	27
V	IMPACTS DES SYSTEMES DE RECUPERATION DES EAUX DE PLUIE	28
V.1	IMPACTS DE LA PRATIQUE	28
V.1.1	<i>Economies d'eau et financières réalisables</i>	28
V.1.2	<i>Evaluation environnementale</i>	29
V.2	IMPACT D'UNE GENERALISATION DE LA PRATIQUE	29
V.2.1	<i>Gestion des systèmes de distribution et d'assainissement</i>	29
V.2.2	<i>Gestion du ruissellement urbain</i>	30
	CONCLUSION	33

I PRINCIPE DE LA RÉCUPÉRATION DES EAUX DE PLUIE

De tout temps, nombre de civilisations ont pratiqué la récupération des eaux de pluie (Pinfeld et al., 1993; Simmons et al., 2001). Des traces de systèmes de récupération des eaux de pluie en aval des toitures ont été mises en évidence en 300 avant Jésus-Christ, bien avant l'avènement du réseau public de distribution. La plupart des systèmes utilisés à l'époque consistait en une récupération et un stockage de l'eau dans des citernes. L'eau était alors utilisée en tant qu'eau de boisson. De nos jours, la pratique a évolué : les dispositifs installés et les conditions d'utilisation peuvent varier d'un système à l'autre. Néanmoins, le principe reste le même et les dispositifs présentent les mêmes éléments de base.

Une différence entre le passé ancien et le présent réside dans le fait que d'une part les réseaux publics d'eau potable se sont développés et que les dispositifs de récupération d'eau de pluie d'aujourd'hui intègrent une partie « distribution » de l'eau avec un système intégré d'appoint en eau potable pour assurer la continuité de la distribution (Figure I-1).

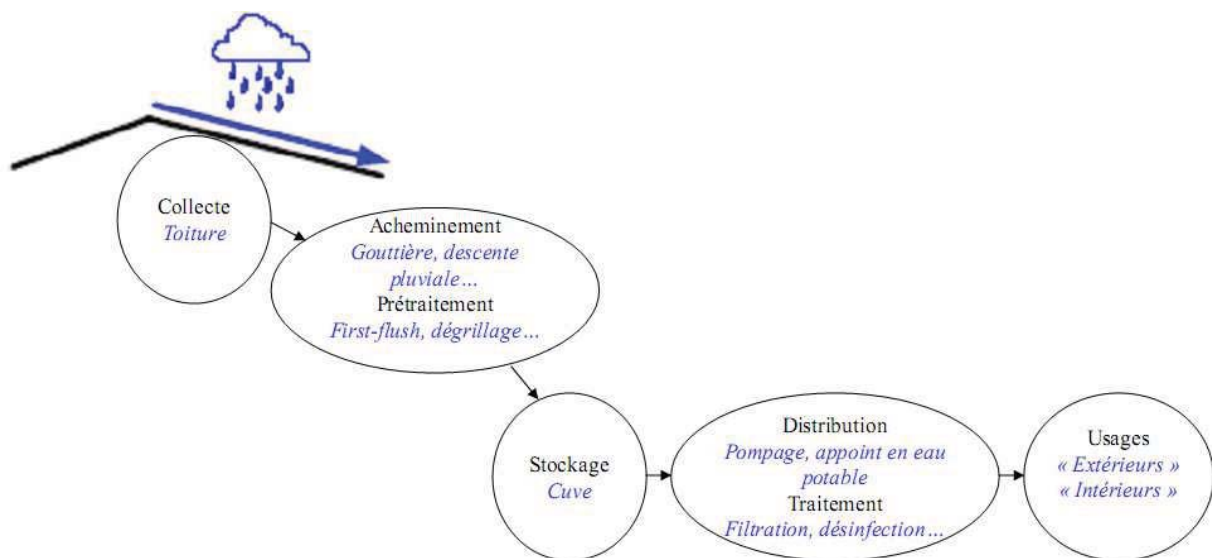


Figure I-1. Les différentes parties d'un système de récupération des eaux de pluie

I.1 La collecte

Les eaux sont collectées sur une surface, généralement les toitures, de façon à limiter la pollution par ruissellement. Les surfaces de collecte vont en effet directement impacter sur la qualité des eaux ruisselées. Le lessivage des chaussées contribue par exemple largement à la pollution des eaux pluviales. Ainsi, le choix des toitures permet de limiter les apports de polluants. Différents types de toitures, toitures terrasses ou en pente, et différents matériaux de couverture sont rencontrés, asphalte, tuiles, métalliques, plaques goudronnées...

I.2 L'acheminement et le prétraitement

Les eaux sont acheminées par gravité via les gouttières et les descentes pluviales vers un dispositif de stockage. Elles peuvent, entre temps, subir un prétraitement. Beaucoup d'installations de récupération des eaux de pluie sont équipées de systèmes permettant de ne pas stocker les premiers millimètres de pluie ou litres de pluie. En effet, en assainissement urbain, il est souvent affirmé que les premières eaux d'un évènement pluvieux sont particulièrement chargées, parce qu'elles drainent les polluants accumulés par temps sec.

Cette idée est connue sous le nom d'« effet de premier flot » (first-flush en anglais). Une définition plus stricte a été suggérée considérant que le phénomène n'a lieu que lorsqu'au moins 80 % de la charge polluante est contenue dans les 30 premiers pour cent du volume d'eau ruisselé (Bertrand-Krajewski et al., 1998). Or, un phénomène similaire est susceptible de se produire lors du ruissellement sur les toitures. Le prétraitement le plus souvent rencontré reste néanmoins un dégrillage garantissant une qualité minimale. Il s'agit généralement d'une filtration grossière permettant d'éviter que des débris ou des feuilles entrent dans la cuve.

I.3 Le stockage

Le stockage est effectué en cuve. Les cuves de stockage rencontrées sont en béton, en matériau plastique comme par exemple le polyéthylène haute densité (PEHD), en fibre de verre ou métalliques... Les cuves sont généralement placées à l'obscurité à l'intérieur des bâtiments ou enterrées à l'extérieur.

I.4 La distribution et le traitement

L'eau est ensuite acheminée aux points de puisage, généralement par pompage. Les usages dans les bâtiments nécessitent alors la création d'un double réseau pour les deux types de qualité d'eau différente. De plus, les systèmes sont équipés d'un appoint en eau du réseau d'eau public de façon à assurer une continuité de la distribution même en cas de pénurie d'eau dans la cuve de stockage. Pour des raisons sanitaires liées aux qualités d'eau différentes, le réseau de distribution des eaux pluviales doit être strictement différencié, disconnecté et indépendant du réseau public d'eau potable.

Les traitements présents en aval du stockage sont variables en fonction de la qualité de l'eau souhaitée laquelle est fonction des usages. Il peut s'agir de filtrations sur cartouche avec différents seuils de coupure, de filtrations sur charbon actif ou sur sable (Ahmed and Meera, 2006), d'une désinfection ultra-violet (UV) (Kim et al., 2005), d'une élévation de température (Spinks et al., 2006a), ou encore d'une chloration.

I.5 Les usages

Les usages de l'eau de pluie sont très dépendants du contexte et de l'objectif : ils varient autour du monde. Dans certains pays en voie de développement, l'eau de pluie est parfois la seule source d'eau disponible. Les populations utilisent alors cette eau pour tous les usages notamment la boisson.

Dans d'autres pays, la pratique de récupération d'eau de pluie est répandue du fait du manque de confiance de la population en la qualité de l'eau potable distribuée. En Nouvelle-Zélande, un lotissement a récemment fait le choix de l'installation de systèmes de récupération d'eau de pluie au lieu de la création d'un réseau d'eau public (Simmons et al., 2008). Dans les pays industrialisés où le système d'adduction en eau potable est très bien implanté et raccorde plus de 98% de la population, l'eau de pluie apparaît comme une ressource complémentaire destinée à alimenter des usages qui n'exigeraient pas une eau potable. Les différents usages envisageables peuvent alors être répartis en deux catégories : les usages extérieurs d'une part et les usages intérieurs d'autre part, lesquels requièrent la création d'un double réseau. Les usages extérieurs peuvent être assimilés à l'arrosage des jardins et le lavage de surfaces et/ou de véhicules. Les usages envisageables dans l'habitat sont essentiellement l'alimentation des chasses d'eau et le lavage du linge, sous réserve qu'ils soient autorisés par la législation du pays.

II CONTEXTE RÉGLEMENTAIRE

II.1 Position internationale

La récupération des eaux de pluie et leur utilisation pour l'irrigation ou l'évacuation des excréta sont des pratiques répandues dans certains pays tels l'Australie, la Nouvelle-Zélande et l'Inde. Au contraire, le Canada et les Etats-Unis n'incitent pas à la récupération des eaux de pluie. En fait, les utilisations dans l'habitat ne sont autorisées que sous certaines conditions (pénurie d'eau, établissements spécifiques, respect d'un cahier des charges strict...).

II.2 Position européenne

Concernant la pratique de réutilisation des eaux de pluie dans l'habitat, la situation en Europe est caractérisée par l'ambiguïté des textes réglementaires. En effet, la directive européenne 98/83/CE du 3 novembre 1998 exige une eau potable pour les « usages domestiques ». Or les différents états membres ont défini différemment ces usages domestiques adoptant ainsi des positions différentes vis-à-vis de l'utilisation des eaux de toits dans le bâtiment. Ainsi la pratique est très répandue en Allemagne, Suède et Norvège. En Belgique, les lois nationales imposent même cette pratique pour les constructions nouvelles pour certains usages autorisés. Au contraire, elle est désormais interdite à large échelle aux Pays-Bas suite à la mise en évidence de nombreuses interconnexions lors de l'existence d'un double réseau (Oesterholt et al., 2007).

II.3 Position française

Dans le contexte législatif français, le code civil (art. 641) reconnaît à chacun le droit d'utiliser les eaux pluviales tombant sur sa propriété. Néanmoins, la récupération des eaux de pluie pour des usages domestiques était fortement déconseillée en France par les autorités sanitaires avant 2007.

D'après l'article R. 1321-1 du Code de la Santé Publique et le décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine à l'exclusion des eaux minérales naturelles, transcription dans le droit français de la directive européenne 98/83/CEE, les critères de qualité des eaux dites « potables » s'applique à « toutes les eaux qui, soit en l'état, soit après traitement, sont destinées à la boisson, à la cuisson, à la préparation d'aliments ou à d'autres usages domestiques... »

La direction Générale de la Santé a précisé dans sa position du 2 mars 2006 que la notion d'usages domestiques recouvrait les usages alimentaires (boisson, préparation des aliments, vaisselle), les usages liés à l'hygiène corporelle (lavabo, douche, bain, lavage du linge), les autres usages dans l'habitat (évacuation des excréta, lavage des sols et des véhicules, arrosage des légumes, eau de piscine).

Le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) dans son avis du 5 septembre 2006 a assimilé l'utilisation de l'eau de pluie dans l'habitat à un retour en arrière en terme de salubrité publique. Le CSHPF insiste sur les risques de la création d'un double réseau, laquelle peut donner lieu à des interconnexions. En cas de baisse de pression dans le réseau public d'eau potable, un phénomène de retour d'eau peut alors se produire, contaminant ainsi le réseau d'eau potable par des eaux de pluie qui ne sont pas de qualité potable.

Parallèlement, la démarche Haute Qualité Environnementale a été un moteur dans l'essor de la réutilisation des eaux de pluie depuis sa création en 1996. Ainsi, malgré les avis défavorables des autorités sanitaires, de nombreuses installations ont été mises en place notamment sur des bâtiments collectifs, après obtention d'une autorisation des Directions Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales.

L'entrée en vigueur de la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA) du 30 décembre 2006 a bouleversé ce contexte. En effet, l'article 49 de la LEMA introduit le principe de récupérer les eaux de pluie ruisselées en aval des toitures pour certains usages domestiques. En introduisant un crédit d'impôts pour les particuliers souhaitant équiper leur habitation d'un système de récupération d'eau de pluie, cet article en incite financièrement la pratique.

Ainsi, l'arrêté du 4 mai 2007 à vocation quasiment exclusivement fiscale fournit une liste des équipements ouvrant droits à un crédit d'impôts. Les usages autorisés de l'eau de pluie sont restreints aux usages à l'extérieur de l'habitat, typiquement pour l'arrosage.

Ce mécanisme d'incitation fiscale a été le déclencheur de la réglementation autour de la récupération d'eau de pluie en France. Un travail interministériel conciliant la nécessité de répondre à l'engouement croissant que connaissait la récupération des eaux de pluie et la nécessité de protéger le réseau public d'eau potable et d'assurer la sécurité sanitaire des consommateurs dans l'utilisation d'une eau qui n'est pas potable, a abouti à la création d'un nouvel arrêté en date du 21 août 2008. Cet arrêté autorise désormais certains usages à l'intérieur de l'habitat, en plus des usages extérieurs, dans des conditions strictes et précises d'installation, d'entretien et de déclaration. Les eaux de pluie collectées en aval de toitures inaccessibles peuvent être utilisées pour l'alimentation des chasses d'eau, le lavage des sols et à titre expérimental pour l'alimentation des lave-linges sous réserve d'un traitement adapté, assurant notamment une désinfection. L'article 2 précise les établissements pour lesquels l'utilisation d'eau de pluie n'est pas autorisée quels que soient les usages : les établissements de santé, sociaux, médico-sociaux, d'hébergement de personnes âgées, cabinets médicaux, cabinets dentaires, laboratoires d'analyses de biologie médicale, établissements de transfusion sanguine, crèches, écoles maternelles ou élémentaires. Le législateur a également pris des précautions sur le plan sanitaire. L'interconnexion entre le réseau d'eau de pluie et le réseau d'eau potable est strictement interdite. En cas d'appoint de la cuve de stockage en eau potable, cet appoint doit se faire par un système de disconnexion par surverse totale conformément à la norme NF EN 1717. La présence dans une même pièce de deux robinets distribuant une eau de qualité différente est interdite. Un repérage explicite des canalisations et des robinets de distribution d'eau de pluie est exigée. Enfin, cet arrêté définit des obligations d'entretien pour le propriétaire (nettoyage des filtres, vidange et désinfection de la cuve de stockage) et la tenue d'un carnet sanitaire d'entretien.

Le mécanisme de crédit d'impôts a été étendu aux installations conçues pour des usages intérieurs grâce à l'arrêté du 3 octobre 2008 modifiant l'article 18bis du code général des impôts, annexe 4. Les dépenses relatives aux équipements ouvrent droit à un crédit d'impôts égal à 25 % du montant de celles-ci, dans la limite de 8 000 euros.

Le contrôle des installations de récupération d'eau de pluie est autorisé mais leur déclaration n'est obligatoire que dans le cas d'un raccordement au réseau public d'assainissement. En effet, les conditions de déclaration des ouvrages de prélèvement d'eau, puits ou forages et de contrôle des installations privatives d'eau potable ont été précisées par le décret du 2 juillet 2008. Mais, concernant les installations de récupération d'eau de pluie, l'arrêté du 21 août 2008 ne vise que l'obligation de déclaration d'usage en mairie, prévue au Code Général des Collectivités Territoriales, pour le cas où les eaux de pluie retournent au réseau d'assainissement public. Dans ce cas, les volumes d'eau de pluie retournant au réseau public d'assainissement collectif soumis à la redevance assainissement doivent être évalués. L'arrêté du 17 décembre 2008 relatif aux conditions de contrôle des installations privées de distribution d'eau potable et des ouvrages de récupération d'eau de pluie en partie privative est venu compléter les dispositions réglementaires destinées à encadrer les dispositifs privatifs de récupération d'eau de pluie. L'agent du service public de distribution d'eau vérifie notamment l'absence d'interconnexion permanente ou temporaire entre les deux réseaux en partie privative.

Il est important que le développement de la pratique de la récupération des eaux de pluie s'accompagne de directives légales et gouvernementales. En effet, ces systèmes représentent un transfert de responsabilité des autorités locales de l'eau vers les propriétaires, tout en laissant la possibilité d'un risque sanitaire pour le réseau public d'eau potable, lié aux éventuels retours d'eau de pluie dans le réseau public.

III QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE ET MICROBIOLOGIQUE

III.1 Facteurs influençant la qualité

III.1.1 Eaux météorites

Le terme « météorites » désigne les eaux de pluie avant qu'elles n'aient ruisselé sur une surface imperméabilisée. La composition de ces eaux est liée à celle de l'atmosphère puisqu'elle se charge de polluants lors de son lessivage. Ainsi, la qualité des eaux météorites peut varier considérablement en fonction de la zone géographique considérée et de ses caractéristiques. Le Tableau I-1 répertorie les différentes sources d'ions dans les eaux météorites. Les polluants susceptibles de se retrouver dans les eaux météorites des zones présentant une forte activité industrielle ou un fort trafic sont les composés organiques volatils et les hydrocarbures aromatiques polycycliques. Dans les zones présentant une activité agricole, les pesticides peuvent être significativement présents (Thomas and Greene, 1993).

Tableau I-1. Sources d'ions dans les eaux météorites, d'après Celle-Jeanton et al., 2009.

Ions	Source principale	Autre source
HCO ₃ ⁻	Sources terrestres (dissolution de calcaire régionale ou de sédiments alluviaux carbonatés) ou poussières du Sahara. (Avila <i>et al.</i> , 1997)	
Ca ²⁺		Sources anthropogéniques (trafic, cimenteries) (Sanusi <i>et al.</i> , 1996)
NH ₄ ⁺		Transports longue-distance et émissions locales d'aérosols anthropogéniques. (Praveen <i>et al.</i> , 2007)
NO ₃ ⁻	Sources anthropogéniques : combustion, trafic pour les NOx et les SOx, usines d'engrais et agriculture intensive pour NH ₃ .	Origine marine : au bord de la mer la participation des SO ₄ ²⁻ au sel total marin est de 8%.
SO ₄ ²⁻		
K ⁺	Potassium terrestre ou aérosols anthropogéniques (combustion de biomasse, déchets de combustion...). La contribution marine est mineure.	
Na ⁺		
Cl ⁻	Aérosols marins	Activités humaines telles qu'industrie du papier
Mg ²⁺		Dissolution de dolomite (carbonates de magnésium)

III.1.2 Eaux de ruissellement de toitures

Lorsqu'elle tombe, la pluie se charge dans l'atmosphère des poussières qui s'y trouvent puis elle lessive les toitures, les trottoirs et les chaussées et entraîne avec elle les particules qui y sont déposées. De manière synthétique, 75 à 85 % de la pollution contenue dans l'eau pluviale sont imputables au ruissellement, 15 à 25 % étant déjà contenus dans la pluie météorite (Miquel, 2003). L'importance du ruissellement est une variable déterminante car au cours de son parcours au sol, l'eau se charge de divers résidus et polluants, qui vont transformer sa composition.

Or, contrairement à certaines idées reçues, les eaux de pluie ayant ruisselé sur les toitures ne sont pas exemptes de polluants qu'ils soient de nature physico-chimique ou microbiologique (Meera and Ahammed, 2006). La pollution correspondante comprend les déchets et flottants, les sables et matières en suspension (MES), les matières organiques et nutriments (N, P), les éléments traces métalliques (Zn, Pb, Cu, Cr, Cd, Hg...), les composés traces organiques, les pesticides et herbicides, les micropolluants biologiques (bactéries, virus...).

Les facteurs pouvant influencer la qualité des eaux de pluie en aval des toitures sont nombreux et peuvent être listés de la façon suivante (Förster, 1996):

- Position du toit : taille, pente et exposition
- Matériaux du toit : caractéristique chimique, âge, revêtement...
- Localisation du toit : proximité des sources polluantes
- Evènement pluvieux : intensité, vent, concentrations des polluants dans la pluie
- Autres facteurs météorologiques : saison, temps sec précédent la pluie...
- Concentrations des polluants dans l'atmosphère : émission, transport, demi-vie, partition...
- Propriétés chimiques des substances : pression de vapeur, solubilité dans l'eau, constante de Henry...

Les études de Förster ont montré que les niveaux de pollution des eaux de ruissellement provenant de différentes toitures localisées dans une même zone géographique étaient très variables au fil des saisons. Ces niveaux de pollution étaient également variables au cours d'un même évènement pluvieux (Förster, 1996; Forster, 1998; Förster, 1999). Plusieurs autres études ont mis en évidence des niveaux de contamination microbiologique variable au cours de l'année (Simmons et al., 2001; Sazakli et al., 2007; Jordan et al., 2008; Despins et al., 2009). Généralement, l'été est caractérisé par une dégradation de la qualité physico-chimique et microbiologique par rapport à l'hiver (Jordan et al., 2008; Despins et al., 2009). Certains auteurs ont également rapporté une forte influence de la vitesse du vent et de sa direction sur la qualité des eaux de pluies collectées en aval des toitures (Evans et al., 2007). La dégradation des eaux de pluie collectées a été constatée aux Bermudes suite à l'ouragan Fabian en 2003. Les usagers se sont plaints d'odeur et de goût désagréables (Levesque et al., 2008).

III.1.3 Eaux dans le système de récupération

Dans un système de récupération des eaux de pluie, les facteurs influençant la qualité de l'eau interviennent au moment de la collecte. En outre, des contaminations peuvent également avoir lieu lors de l'acheminement ou du stockage des eaux. Enfin, selon les conditions, le stockage peut favoriser ou non la croissance bactérienne.

III.1.3.1 Influence du first-flush

Plusieurs études ont montré que les concentrations en polluants sont plus élevées pendant les premières minutes d'un évènement pluvieux (Meera and Ahammed, 2006). Ce phénomène communément nommé « first-flush » est dû au lessivage par la pluie des polluants présents dans l'atmosphère, des polluants qui se sont accumulés sur les surfaces durant la période de

temps sec et des produits de corrosion des toitures. Des systèmes mécaniques permettent d'évacuer cette première partie de la pluie. La quantité effective d'eau à évacuer reste floue. En effet, les publications traitant de ce sujet (Yaziz et al., 1989; Martinson and Thomas, 2005; May and Prado, 2006; Schriewer et al., 2008) proposent l'élimination des premières minutes de pluie, ou des premiers millimètres, ou des premiers litres... Il est donc difficile d'évaluer le réel impact d'un système de first-flush sur la qualité de l'eau récoltée. Néanmoins, Spinks et al. affirment que même en cas de perturbations écologiques importantes telles qu'une pollution de l'air par des particules issues d'un incendie dans l'atmosphère, la qualité des eaux de ruissellement de toiture peut être maintenue avec de simples précautions telles que l'utilisation d'un first-flush (Spinks et al., 2006b).

III.1.3.2 Influence du stockage

La nature du matériau de stockage peut impacter sur la qualité de l'eau de pluie. Les eaux de pluie stockées en cuve plastique seraient plus acides que celles stockées en cuve béton. Au contraire, le stockage dans une cuve plastique conduirait à des valeurs de couleur, de turbidité et de carbone organique total inférieures aux valeurs obtenues lorsque le stockage a lieu en cuve béton (Zhu et al., 2004; Despins et al., 2009). L'augmentation du pH dans les citernes en béton a été attribuée à un relargage de carbonate de calcium par les parois (Zhu et al., 2004). En fait, peu de données sont disponibles sur les processus ayant lieu dans la cuve. Certaines études se sont intéressées à l'influence du temps de stockage sur la qualité microbiologique des eaux de pluie mais il n'y a pas de consensus à ce sujet. Certaines études indiquent une diminution de la population bactériologique au cours du stockage (Coombes et al., 2000; Vasudevan et al., 2001; Martin et al., 2010). Cette amélioration de la qualité à la fois microbiologique et physico-chimique des eaux de pluie au cours du stockage est expliquée par les processus naturels qui ont alors un rôle épuratoire (Coombes et al., 2000; Evans et al., 2009). Au contraire, d'autres auteurs ont constaté l'absence de diminution et ont même mis en évidence une capacité de certains microorganismes à se multiplier durant le stockage (Lye, 1989; Lye, 1991)

III.1.3.3 Influence de la sédimentation

La sédimentation joue un rôle essentiel dans la diminution des charges de contaminants dans les eaux de pluie stockées (Spinks et al., 2005).

Les premiers résultats d'une étude réalisée à Melbourne sur la qualité des eaux de ruissellement de toitures et celle des sédiments accumulés en fond de cuve suggère que la conception du système a une grande influence sur la qualité de l'eau distribuée au point d'usage. Il est donc conseillé d'utiliser des équipements réduisant la remise en suspension des sédiments, ou facilitant leur évacuation ainsi que d'effectuer une maintenance régulière (Magyar et al., 2007).

Dans une étude aux Bermudes portant sur une centaine d'installation de récupération des eaux de pluie, le profil de concentrations des sédiments prélevés au fond des cuves de récupération était similaire au profil des sols environnants. Les auteurs ont donc suggéré que les dépôts de sol sur la surface de collecte étaient une source importante de sédiments dans les cuves. De plus, ils ont identifié les dépôts secs comme la source prédominante de contamination des eaux de pluie collectées, la nature du toit n'étant pas une source majeure de pollution des eaux ruisselées (Peter et al., 2008).

III.1.3.4 Influence de l'entretien

Une étude menée sur 102 foyers utilisant la récupération d'eau de pluie aux Bermudes a permis de constater l'effet positif du nettoyage de la cuve dans l'année précédant les prélèvements, sur la contamination en *E. coli* des eaux distribués (Levesque et al., 2008).

A l'issue d'une étude de trois ans de la qualité des eaux de pluie stockées, Sazakli et al. recommandent un nettoyage régulier de la surface de collecte et de l'intérieur de la cuve de stockage après l'été, avant les premières pluies importantes (Sazakli et al., 2007).

III.2 Qualité des eaux de ruissellement en aval des toitures

III.2.1 Qualité physico-chimique

Les caractéristiques des études passées en revue sont présentées dans le Tableau I-2. Des exemples de valeurs rencontrées dans la littérature pour les eaux de ruissellement de toiture sont fournis dans le Tableau I-3 pour les paramètres classiques, le Tableau I-4 pour les ions, et le Tableau I-5 pour les éléments traces métalliques.

III.2.1.1 pH

Le lessivage des polluants atmosphériques affecte la composition chimique et le pH des eaux de pluies. Les sources anthropogéniques génératrices d'oxydes de soufre (SOx) et d'azote (NOx), ainsi que d'autres précurseurs d'acides, sont majoritairement à l'origine des pluies acides et les faibles valeurs de pH rencontrées entraînent souvent une détérioration de la qualité des eaux collectées par lixiviation de divers polluants des toitures. Le pH des eaux de pluie collectées en aval des toitures reste souvent acide (Yaziz et al., 1989; Simmons et al., 2001; Rossillon et al., 2007).

Parallèlement, la neutralisation de cette acidité peut avoir lieu à cause du carbonate de calcium (CaCO₃) des poussières atmosphériques et/ou de l'ammonium relargué par les activités industrielles ou liées à l'agriculture et d'autres sources naturelles (Al-Khashman, 2009). Ainsi, des valeurs plus élevées de pH après ruissellement ont été expliquées par la présence d'ions calcium et magnésium dans les dépôts atmosphériques lessivés par les eaux de pluie (Melidis et al., 2007).

III.2.1.2 Composition ionique

Certaines études (Uba et Aghogho, 2000 ; Rossillon et al., 2007 ; Sazakli et al., 2007) s'intéressent aux cations et anions communément présents dans les eaux collectées en aval des toitures : calcium, magnésium, sodium, potassium, ammonium, phosphate, chlorure, sulfate, nitrate et nitrite. Globalement, les eaux de toit sont faiblement chargées en ions et les concentrations varient en fonction des paramètres météorologiques et de la nature de la surface de collecte.

Dans une étude menée en Grèce concernant la qualité des eaux de ruissellement en aval des toitures, les cations prédominants étaient Ca²⁺ et Mg²⁺, qui provenait essentiellement de l'érosion des roches et des matériaux de construction utilisés pour les toitures. Concernant les anions, les ions NO₃⁻ et SO₄²⁻ présentaient les concentrations les plus importantes (Melidis et al., 2007). Ces ions proviennent de la combustion des ressources fossiles. Ainsi, des valeurs de nitrates et de sulfates plus élevées sont rapportées dans les zones avec un trafic dense et dans les zones résidentielles très peuplées.

III.2.1.3 Eléments traces métalliques (ETM)

Les eaux de ruissellement peuvent contenir des éléments traces métalliques (ETM) du fait du lessivage de l'atmosphère et surtout des produits de corrosion issus des toitures. Plusieurs études ont même défini le contact des eaux de pluie avec les surfaces métalliques comme origine de la pollution en métaux retrouvés dans les eaux de ruissellement urbaines (Förster, 1996; Gromaire-Mertz et al., 1999; Uba and Aghogho, 2000; Gromaire et al., 2002). Gromaire et al. ont étudié la pollution des eaux de ruissellement sur un bassin versant expérimental à Paris. Les 42 hectares du site d'étude étaient répartis en trois types de zones

de collecte des eaux de pluie: toitures (54 %), rues (22 %) et autres zones imperméabilisées (24 %). Différents matériaux de couverture (tuile, ardoise, zinc) et de gouttières (zinc, cuivre, fonte) étaient présents. La contribution des eaux de ruissellement de toiture à la pollution dans le réseau unitaire du site en cadmium, plomb et zinc a été évaluée à plus de 80 % en temps de pluie (Gromaire et al., 2001). Van Metre et Malher ont calculé que les eaux de ruissellement de toitures des bâtiments d'un ancien camp de l'armée US à Austin, Texas, contribuait à hauteur de 55 % à la charge en ETM dans les eaux pluviales du bassin versant (Van Metre and Mahler, 2003).

Plusieurs facteurs influencent les concentrations en métaux retrouvés dans les eaux de ruissellement de toiture. Les apports varient en fonction de la nature du revêtement (Robert, 2007). De fortes concentrations en zinc et en cadmium ont été mesurées dans les eaux de ruissellement issues des toitures métalliques tandis que les toitures en bardeaux d'asphalte semblent donner lieu à un lessivage de mercure (Van metre and Mahler, 2003). En Grèce, les principaux métaux retrouvés dans des eaux de ruissellement de toiture de la ville de Xanthi sont le fer, le manganèse et le zinc (Melidis et al., 2007). Il est souvent impossible de corréliser les concentrations retrouvées dans les eaux de ruissellement avec la durée de temps sec ayant précédé l'évènement pluvieux, des phénomènes de passivation pouvant avoir lieu (Schriewer et al., 2008). Les pluies acides sont généralement associées à de fortes concentrations en métaux dans les eaux collectées. Une étude sur 125 cuves de récupération en Australie a mis en évidence qu'un faible pH était associé à de plus fortes concentrations en plomb (Simmons et al., 2001). L'acidité des eaux influence également la répartition des métaux entre phase dissoute et particulaire. Ainsi, la majeure partie du zinc dans les eaux de ruissellement est observée dans la phase dissoute (Heijerick et al., 2002; Schriewer et al., 2008). Zobrist et al. ont montré que les espèces labiles du zinc, cuivre, plomb et cadmium augmentaient quand le pH de l'eau de pluie diminuait de 7,0 à 5,0 (Zobrist et al., 2000). Les concentrations en métaux tels que le plomb et le zinc rencontrées dans les eaux de ruissellement sont différentes selon le type de zone étudiée, urbaine, industrielle ou rurale (Thomas and Greene, 1993).

III.2.1.4 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) majoritairement issus de la combustion incomplète par exemple de l'essence, des huiles ou du charbon, tiennent une place importante parmi les composés supposés cancérigènes dans les dépôts atmosphériques en zone urbaine.

Les concentrations en HAP sont plus élevées dans les eaux de ruissellement de toiture que dans les eaux de pluie du fait de la sorption de ces composés sur les toitures pendant les périodes de temps sec (Förster, 1999; Polkowska et al., 2002).

Néanmoins, les concentrations rencontrées dans la littérature restent faibles. Dans l'étude canadienne de Despins et al., des analyses de HAP ont été réalisées sur cinq installations de récupération des eaux de pluie. Aucun des 20 congénères recherchés n'a pu être détecté dans les eaux stockées malgré des limites de détection de $0,005 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour le benzo(a)pyrene et $4 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour l'acridine (Despins et al., 2009). Un échantillonnage de 26 cuves de récupération des eaux de pluie situées autour de la ville de Brisbane en Australie, réalisé au mois de juillet, n'a permis la quantification que de deux congénères sur les 17 HAP recherchés. Ainsi, seuls l'anthracène (max $0,013 \mu\text{g.L}^{-1}$) et le naphthalène (max $0,054 \mu\text{g.L}^{-1}$) ont été quantifiés (Huston et al., 2009). Des prélèvements d'eau de pluie stockée ont été effectués en Australie durant une période d'incendies : les congénères recherchés n'ont pas pu être quantifiés ($<1 \mu\text{g.L}^{-1}$). La somme des HAP était inférieure à la limite de quantification de $8 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Spinks et al., 2006a). Sur l'île grecque de Kefalonia, une étude de 3 ans réalisée sur 13 cuves de récupération des eaux de pluie en aval de surfaces cimentées inaccessibles, n'a permis de quantifier aucun HAP, composé organique volatil (COV) ou pesticide organochloré (Sazakli

et al., 2007). Les limites de détection étaient comprises entre 0,01 et 0,31 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pour les HAP, 0,040 et 0,090 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pour les pesticides et de 0,15 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pour les COV testés.

Les surfaces de revêtement peuvent également être à l'origine des HAP dans les eaux de ruissellement. Le lessivage de HAP à partir du bitume des plaques de revêtement en asphalte a été mis en évidence par une étude en laboratoire avec des conditions artificielles maximisées (Brant and de Groot, 2001), mais une étude sur un toit réel n'a pas permis de conclure que ce type de toiture était source de HAP (Van metre and Mahler, 2003). D'autres études suggèrent que les toitures terrasses en plaques goudronnées peuvent néanmoins entraîner des concentrations plus importantes du fait du contact prolongé des eaux avec le goudron (Förster, 1999).

III.2.1.5 Pesticides

Plusieurs études sur la qualité des eaux météorites et de ruissellement en milieu urbain ont mis en évidence une relation entre les concentrations en polluants chimiques et la proximité des sources d'émissions, les conditions climatiques, ainsi que les dépôts atmosphériques et leur transport (Bucheli et al., 1998a; Forster, 1998; Förster, 1999). Certains pesticides comme les organochlorés sont en effet capables d'être transportés sous forme particulaire sur de très longues distances.

La recherche de 122 herbicides et pesticides a été effectuée sur les eaux de ruissellement provenant de 26 cuves de récupération des eaux de pluie à Brisbane en Australie. Seul le diuron (max 0,79 $\mu\text{g.L}^{-1}$), la simazine (0,01 $\mu\text{g.L}^{-1}$) et le terbutryn (0,01 $\mu\text{g.L}^{-1}$) ont pu être quantifiés. Il faut néanmoins souligner que ces résultats correspondent à une seule campagne de prélèvement effectuée au mois de juillet (Huston et al., 2009).

Des essais d'écotoxicité ont été réalisés en vue de relier les concentrations en pesticides dans les eaux de ruissellement de toiture et la toxicité de ces eaux. Polowska et al. ont étudié les eaux de ruissellement de toiture en bordure de grands axes routiers dans la ville de Gdansk. Leurs analyses ont montré que plus de 50 % des échantillons d'eau de ruissellement présentaient une toxicité (Test ToxAlert®, *Vibrio fischerii*), laquelle était corrélée avec les concentrations en pesticides retrouvées dans les écosystèmes aquatiques environnants (Polkowska et al., 2002).

Le traitement des toitures à l'aide d'herbicides empêchant le développement des végétaux et la pénétration des végétaux dans les tuiles peut également être une source importante de pesticides dans les eaux de ruissellement de toiture (Bucheli et al., 1998b).

Tableau I-2. Caractéristiques des études sur les eaux de ruissellement de toiture passées en revue

Pays	Environnement	Matériau surface de collecte	Matériau du stockage	Lieu des prélèvements	Nombre d'échantillons	Période	Commentaires	Référence
Newcastle, Australie	urbain, proche trafic et zone industrielle	fer galvanisé	acier recouvert d'un polymère et fibre de verre	après ruissellement sur toiture	2 par cuve sur 2 cuves	1999	avant le first-flush	(Coombes et al., 2000)
Newcastle, Australie	suburbain	acier colourbond	-	après ruissellement sur toiture	77 issus de 11 évènements pluvieux	mars 1999-janv. 2001		(Evans et al., 2006)
Victoria, Australie	zone subissant les fumées d'incendies	tuiles, zincalume, fer galvanisé, acier colourbound	béton, plastique, fibre de verre, fer galvanisé	robinet de distribution	ponctuel 49 cuves	2003	gouttières en métal peint, fer galvanisé, aluminium, zincalume, acier 9 systèmes avec first-flush	(Spinks et al., 2006a)
Xanthi, Grèce	urbain différentes densités d'habitation, de trafic, d'activités industrielles	tuiles en argile, fonte, béton...	-	après ruissellement sur la toiture	13 évènements pluvieux sur 10 sites soit 130	déc. 2002-sept. 2004		(Melidis et al., 2007)
Ile de Kéfalonia, Grèce	peu d'émissions dues au trafic, aux activités industrielles ou liées à l'agriculture	ciment	béton armé	cuve	12 sur 13 cuve soit 156	Eté 2002-printemps 2005	avec first-flush	(Sazakli et al., 2007)
Tuscon, USA		asphalte, tuiles, goudron, acier galvanisé	PEHD ou plastique, béton, acier galvanisé (50%)	robinet sur la cuve ou dans la cuve	hiver 10 été 11 provenant de 11 cuves	En juillet 2004 et en déc. 2004	sans first-flush	(Jordan et al., 2008)
Munich, Allemagne	région rurale	zinc	-	après ruissellement sur toiture	38 issus de 17 évènements pluvieux	mai 2004-mai 2005		(Schriewer et al., 2008)
Ontario, Canada	rural, urbain, industriel	acier, asphalte	plastique, béton	cuve	30 sur 7 sites soit 210	oct. 2006-oct. 2007	avec ou sans first-flush	(Despins et al., 2009)
Gangneung, Corée du sud		galvanisé	PVC	cuve	90 par an sur 1 cuve	2007-2008 (2ans)	gouttières et descentes pluviales en aluminium	(Lee et al., 2010)

Tableau I-3. Paramètres classiques dans les eaux de ruissellement de toiture

Pays	Paramètre	Min	Max	Moyenne (Médiane)	Référence
Australie	Température (°C)	16	21	19	(Coombes et al., 2000)
	pH	5,90	6,10	6,00	
	MES (mg.L ⁻¹)	17,10	178,00	97,55	
Australie	pH	5,2	10,2		(Spinks et al., 2006a)
	Turbidité (NTU)	<0,5	5		
	Couleur (mg Pt.L ⁻¹)	<2	25		
Grèce	pH	7,4	8,3	7,77	(Melidis et al., 2007)
	Alcalinité (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	1,5	9,2	6,5	
Grèce	pH	7,63	8,80	(8,31)	(Sazakli et al., 2007)
	Conductivité (μS.cm ⁻¹)	56	220	(103)	
	Alcalinité (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	6	48	(42,5)	
	Dureté (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	24	74	(40)	
USA	pH	Hiver 6,4 Été 6,4	Hiver 6.4 Été 6.4	Hiver 7,1±0,1 Été 7,4±0,3	(Jordan et al., 2008)
	Dureté (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	Hiver 0 Été 22	Hiver 55 Été 85,0	Hiver 22±6,7 Été 40,6±5,6	
	Turbidité (NTU)	Hiver 0,3 Été 0,9	Hiver 4,4 Été 11,0	Hiver 2,0±0,4 Été 5,5±1,1	
	COT (mg.L ⁻¹)	Hiver 0,6 Été 1,8	Hiver 9,5 Été 58,0	Hiver 2,8±1,0 Été 14,6±6,1	
Allemagne	pH	5,8	8,4	6,7(6,7)	(Schriewer et al., 2008)
	Conductivité (μS.cm ⁻¹)	10	242	50(41)	
	COT (mg.L ⁻¹)	1,0	51,0	4,3(2,8)	
Canada	pH			7,3±1,0	(Despins et al., 2009)
	Turbidité (NTU)	0,9±0,5	2,6±3,1		
	Couleur (mg.L ⁻¹)	11,1±7,8	32,8±28,7		
	COT (mg.L ⁻¹)	1,8±1,0	8,5±8,3		
	Azote total (mg.L ⁻¹)	1,5±0,4	2,0±0,6		
Corée du Sud	pH	6,7	7,8	(7,3)	(Lee et al., 2010)
	Conductivité (μS.cm ⁻¹)	50	340	(170)	

→ MES : Matières En Suspension ; COT : Carbone Organique Total

Tableau I-4. Concentrations en anions et cations dans les eaux de ruissellement de toiture

Pays	Paramètre (mg.L ⁻¹)	Min	Max	Moyenne (Médiane)	Référence
Australie	Cl ⁻	5,70	7,60	6,65	(Coombes et al., 2000)
	NO ₂ ⁻	1,10	1,50	1,30	
	NO ₃ ⁻	0,05	0,05	0,05	
	SO ₄ ²⁻	0,42	3,90	2,16	
	Ca ²⁺	0,70	1,68	1,19	
	Na ⁺	3,17	4,90	4,03	
	NH ₄ ⁺	0,20	0,20	0,20	
Australie	Cl ⁻	5,7	40,5	16,9±11,2 (10,3)	(Evans et al., 2006)
	NO ₃ ⁻	0,3	5,7	2,4± 1,6(2,2)	
	SO ₄ ²⁻	3,6	19,7	8,2± 4,9(5,9)	
	Ca ²⁺	0	7,3	2,9± 2,2(1,9)	
	Na ⁺	0	27,9	11,2± 8,9(6,3)	
Grèce	NO ₃ ⁻	0,38	2,72	1,48	(Melidis et al., 2007)
	SO ₄ ²⁻	0,01	0,21	0,06	
	Ca ²⁺	10,99	32,60	24,06	
	Mg ²⁺	0,19	2,96	1,21	
	K ⁺	0,46	17,36	5,74	
	NH ₄ ⁺	0,12	1,32	0,47	
Grèce	Cl ⁻	3	16	(7)	(Sazakli et al., 2007)
	NO ₂ ⁻	0,003	0,043	(0,013)	
	NO ₃ ⁻	5,28	13,02	(7,04)	
	SO ₄ ²⁻	1	13	(8)	
	PO ₄ ³⁻	0,01	0,62	(0,09)	
	F ⁻	<0,01	<0,01	(<0,01)	
	Ca ²⁺	10,6	19,2	(15,2)	
	Mg ²⁺	0,4	2,4	(0,6)	
	K ⁺	0,7	3,6	(2,4)	
	Na ⁺	2	11	(Su et al.)	
	NH ₄ ⁺	0,01	0,05	(0,01)	
	USA	Cl ⁻	Été 0 - Hiver 0	Été 7,1 - Hiver 1,2	
NO ₃ ⁻		Été 0 - Hiver <	Été 3,5 - Hiver <	Été 0,7±0,3 - Hiver <	
SO ₄ ²⁻		Été 0 - Hiver <	Été 11,0 - Hiver <	Été 4,2±1,5 - Hiver <	
Corée du Sud	Cl ⁻	5	18	(7,5)	(Lee et al., 2010)
	NO ₃ ⁻	2,9	9,8	(6,8)	
	SO ₄ ²⁻	2	7,2	(4,1)	
	PO ₄ ³⁻	0	0,04	(0,02)	
	Ca ²⁺	3,24	15,4	(6,4)	
	Mg ²⁺	0,5	2,7	(1,2)	
	K ⁺	1,3	5,9	(3,1)	
	Na ⁺	2,2	6,1	(3,2)	
	NH ₄ ⁺	0,06	0,39	(0,09)	

Tableau I-5. Concentrations en métaux dans les eaux de ruissellement de toiture

Pays	Paramètre ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Min	Max	Moyenne	Référence
Grèce	Zn	<10,0	77,0	10,0	(Sazakli et al., 2007)
	Fe	6	40	(11)	
	Cu	<2,5	13,0	(<2,5)	
	Cr	<1,3	4,8	(<1,3)	
	Cd	<0,10	0,19	(0,05)	
	Mn	<0,5	73,0	(1,0)	
	Ni	<10,0	12,2	(<10,0)	
	Pb	<2,0	6,9	(<2,0)	
Allemagne	Zn	300	30 000	6 800 (5 600)	(Schriewer et al., 2008)
	Cd	<0,5	0,8		
	Pb	<5	31,0		
USA	Zn	Eté 0 Hiver 0	Eté 5 300 Hiver 5 400	Eté 1 500±600 Hiver 1 600±700	(Jordan et al., 2008)
	Fe	Eté 0 Hiver <	Eté 2 200 Hiver <	Eté 200±200 Hiver <	
	Cu	Eté < Hiver <	Eté 540 Hiver <	Eté 50±50 Hiver <	
	Mn	Eté 0 Hiver <	Eté 150 Hiver <	Eté 14±14 Hiver <	
	Pb	Eté 0 Hiver <	Eté 340 Hiver <	Eté 41±30 Hiver <	
	As	Eté 0 Hiver 0	Eté < Hiver 24	Eté < Hiver 2±2	
Australie	Fe	<10	100	60	(Coombes et al., 2000)
	Pb	<10	<10	<10	
	Ca	<2	<2	<2	
Corée du Sud	Zn	120	280	(160)	(Lee et al., 2010)
	Al	100	400	(225)	
	Cu	70	120	(85)	
	Cr	0	10	(4,5)	
	Cd	0	4	(1,5)	
	Mn	70	170	(115)	
	Pb	10	40	(27)	
	As	0	6	(3)	
Australie	Zn	3	17 000		(Spinks et al., 2006a)
	Fe	<50	780		
	Cu	5	580		
	Cr	<1	8		
	Cd	<0,2	6,7		
	Pb	<1	6		
	As	<1	7		

III.2.2 Qualité microbiologique

Les deux modes de contamination microbiologique des eaux de ruissellement de toiture sont l'activité directe d'insectes, d'oiseaux et petits mammifères et les dépôts atmosphériques d'organismes environnementaux (Yaziz et al., 1989; Evans et al., 2007).

La qualité microbiologique des eaux de pluie collectées en aval des toitures est caractérisée par une grande variabilité et une comparaison directe entre les différentes études est difficile du fait de différences notables entre les conceptions des systèmes de récupération étudiés, les méthodes d'échantillonnages et d'analyses utilisées.

Des exemples de valeurs de contamination microbiologique sont fournis dans le Tableau I-7.

III.2.2.1 Contamination fécale

Les auteurs étudient généralement la contamination microbiologique des eaux de ruissellement de toiture via des indicateurs de contamination fécale. Les coliformes totaux ont longtemps été utilisés à cet effet mais sont maintenant considérés comme non spécifiques. Les coliformes thermotolérants, *Escherichia Coli* et entérocoques intestinaux ou streptocoques fécaux sont communément utilisés. Ces bactéries, généralement sans danger, sont très présentes dans les matières fécales. Leur présence dans les eaux permet d'indiquer la présence d'une pollution fécale et la possibilité que des pathogènes d'origine fécale soient également présents.

Une étude sur 102 foyers dans les Bermudes a révélé une très fréquente contamination fécale des cuves de récupération (Levesque et al., 2008). Les mesures de prévention se sont révélées inefficaces face à cette contamination. Parallèlement, Jordan et al. ont constaté une qualité des eaux de pluie collectées variable au cours de l'année avec une dégradation en été (Jordan et al., 2008). D'autres auteurs ont rapporté des variations saisonnières en bactéries coliformes et coliformes fécaux (Simmons et al., 2001) avec une augmentation de leur concentration en été (Despins et al., 2009). Dans l'étude de Sazakli et al., les plus faibles fréquences de détection ont été mesurées durant les mois d'hiver avec une augmentation progressive au printemps et en été, pour des valeurs maximales en automne (Sazakli et al., 2007). La diminution de la contamination en période hivernale peut s'expliquer par les températures plus faibles qui ne favoriseraient pas la croissance des microorganismes, mais également par une activité animale moindre durant cette période, notamment concernant les oiseaux (Despins et al., 2009). De plus, un effet de dilution due aux plus grandes quantités d'eau stockées ne favorise pas la croissance en microorganismes (Sazakli et al., 2007).

Des auteurs ont mis en doute la pertinence du choix des indicateurs de contamination fécale pour caractériser la qualité des eaux de pluies ruisselées sur des toitures (Evans et al., 2007). En effet, leur seul suivi est loin de refléter la diversité de la contamination bactériologique. Il est donc nécessaire de trouver des indicateurs complémentaires ou alternatifs.

III.2.2.2 Présence de pathogènes

Le nombre des pathogènes étudiés et détectés est important. Une revue de la littérature permet de citer les types de pathogènes trouvés dans les cuves de récupération des eaux de pluie (Tableau I-6) : *Legionella spp* (*Legionella*), *Salmonella spp*, *Mycobacterium avium*, *Shigella spp*, *Clostridium perfringens*, *Campylobacter spp* (*jejuni*), *Aeromonas spp*, *Pseudomonas spp* (*aeruginosa*), *Cryptosporidium spp* et *Giardia spp*.

La principale source de pathogènes dans les systèmes de collecte dans les pays développés est de type aviaire (Fewtrell and Kay, 2007). Une fois l'ensemencement de la cuve effectué, certaines souches de *Pseudomonas* ou d'*Aeromonas* sont capables de se multiplier à partir de faibles concentrations jusqu'à des concentrations élevées durant les stockage (Lye, 2002).

Pseudomonas spp est dépendant d'une source de nutriments et peut former des biofilms. Il peut donc être utilisé en tant qu'indicateur de la présence de nutriment dans les eaux et de biofilm sur les surfaces (Coombes et al., 2000).

Parallèlement, une étude en zone rurale en Nouvelle-Zélande a montré une association entre la présence d'*Aeromonas* et différents autres indicateurs dans les eaux de pluie collectées en aval des toitures (Simmons et al., 2001).

Des virus ont également été mis en évidence dans les eaux de ruissellement de toiture.

Les eaux de pluie collectées en aval des toitures présentent une qualité microbiologique très hétérogène. L'établissement de connaissances valables en tout lieu et à tout moment semble impossible. Si une contamination chimique sérieuse est rarement rapportée, d'importantes concentrations en microorganismes sont souvent mises en évidence, parfois associées à la présence de pathogènes.

Tableau I-6. Pathogènes retrouvés dans les cuves de récupération des eaux de pluie

Pathogènes	Références
<i>Pseudomonas spp</i>	(De Gouvello et al., 2004),(Albrechtsen, 2002), (Coombes et al., 2000; May and Prado, 2006; Evans et al., 2007)
<i>Salmonella spp</i>	(Simmons et al., 2001; De Gouvello et al., 2004)
<i>Aeromonas spp</i>	(Albrechtsen, 2002), (Simmons et al., 2001; Lye, 2002; Schets et al., 2010)
<i>Legionella spp</i>	(Albrechtsen, 2002)
<i>Campylobacter</i>	(Albrechtsen, 2002), (Schets et al., 2010)
<i>Shigella spp</i>	(Evans et al., 2007)
<i>Mycobacterium avium</i>	(Albrechtsen, 2002)
<i>Cryptosporidium spp</i>	(Crabtree et al., 1996), (Simmons et al., 2001; Albrechtsen, 2002; Schets et al., 2010)
<i>Giardia spp</i>	(Crabtree et al., 1996), (Birks et al., 2004) (Schets et al., 2010)
<i>Clostridium perfringens</i>	(Schets et al., 2010)

Tableau I-7. Microorganismes dans les eaux de ruissellement de toiture (→ UFC=Unités Formant Colonies ; n/100mL=Nombre de microorganismes pour 100 mL)

Pays - Type de système Période, point de prélèvement	Microorganismes	Nombre d'échantillons	Pourcentage de positif (nombre)	Concentrations			Référence
				unité	min – max	moyenne (médiane)	
Newcastle, Australie 2 cuves, Après ruissellement sur la toiture avant le first-flush	Bactéries hétérotrophes	4		UFC/ml	0 – 30	10	(Coombes et al., 2000)
	Bactéries coliformes	4	0				
	Coliformes fécaux	4	0				
	<i>Pseudomonas spp</i>	4		UFC/100mL	0 – 330	110	
Australie 125 maisons, zone rurale, Auckland Robinet de distribution	Bactéries hétérotrophes	125		UFC/mL	1 – 130 000		(Simmons et al., 2001)
	Bactéries coliformes	125		UFC/100mL	<1 – 19 000		
	Coliformes fécaux	125		UFC/100mL	<1 – 840		
	Entérocoques	125		UFC/100mL	<1 – 4 900		
	<i>Aeromonas spp</i>	125	16				
	<i>Campylobacter jejuni</i>	115	0				
	<i>Cryptosporidium spp</i>	50	4				
	<i>Giardia spp</i>	50	0				
	<i>Legionella spp</i>	23	0				
<i>Salmonella spp</i>	115	0,9					
Pays-Bas 7 systèmes de récupération Zone urbaine Automne ou hiver 1997 et mai 98 Dans la cuve	Bactéries hétérotrophes à 37°C	14		n/mL	0,013.10 ³ – 11.10 ³		(Albrechtsen, 2002)
	<i>E.coli</i>	14	78,6 (11)	n/100mL	4 – 990	(245)	
	<i>Aeromonas spp</i>	14	14 (2)	n/mL	<10 – 30		
	<i>Campylobacter spp</i>	17	11,8 (2)		jejuni		
	<i>Cryptosporidium spp</i>	17	35,2 (Su et al.)	oocyst/L	0 – 50		
	<i>Giardia spp</i>	17	0				
	<i>Legionella spp</i>	7	71 (5)				
	<i>Legionella pneumophila</i>	14	0				
	<i>Mycobacterium avium</i>	14	7 (1)				
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	14	7 (1)		n/mL	<1 – 30		
Angleterre Millenium Dôme à Londres Zone urbaine Après ruissellement	Entérocoques	34	97	UFC/100mL	0 – 680	(>200)	(Birks et al., 2004)
	<i>E. coli</i>	88	94	UFC/100mL	0 – 16 000	(52)	
	<i>E. coli</i> 0157	2	0				
	<i>Campylobacter spp</i>	2	0				
	<i>Cryptosporidium</i>	2	0				
	<i>Giardia spp</i>	2	50	cyst/L	0 – 2		
	<i>Legionella pneumophila</i>	2	0				
	<i>Salomnella spp</i>	2	0				
<i>Shigella spp</i>	2	0					

Tableau I-7 (suite). Microorganismes dans les eaux de ruissellement de toiture

Pays - Type de système Période et point de prélèvement	Microorganismes	Nombre d'échantillons	Pourcentage de positif (nombre)	Concentrations			Référence
				unité	min – max	moyenne (médiane)	
Australie Système 1 avec first-flush Système 3 sans first flush 10 ans de suivi Dans la cuve	Bactéries hétérotrophes			UFC/mL		Système 1 : 3 256 Système 3 : 1 252	(Coombes et al., 2006)
	Bactéries coliformes			UFC/100mL		Système 1 : 834 Système 3 : 862	
	Coliformes fécaux			UFC/100mL		Système 1 : 119 Système 3 : 55	
	<i>Pseudomonas spp</i>			UFC/100mL		Système 1 : 6 768 Système 3 : 4 060	
Australie Système 2 avec first-flush 10 ans de suivi Eaux de ruissellement de toiture	Bactéries hétérotrophes			UFC/mL		1 360	
	Bactéries coliformes			UFC/100mL		359	
	Coliformes fécaux			UFC/100mL		135	
	<i>Pseudomonas spp</i>			UFC/100mL		59 600	
Sao Paulo, Brésil Ecole polytechnique Eau de ruissellement en aval de la toiture	Bactéries Clostridium sulfitoréductrices	60	91	n/100mL		12±8	(May and Prado, 2006)
	Bactéries coliformes	60	89	UFC/100mL		70±24	
	Coliformes fécaux	60	50				
	Entérocoques	60	98	n/100mL		19±7	
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	60	17	UFC/100mL		4±16	
Ile de Kefalonia, Grèce 13 cuves, Systèmes avec first-flush De l'été 2002 au printemps 2005 Dans la cuve	Flore totale à 22°C	156		UFC/mL	0 – 120	(1)	(Sazakli et al., 2007)
	Flore totale à 37°C	156		UFC/mL	0 – 100	(2)	
	Bactéries coliformes	156	80,3	UFC/100mL	0 – 570	(11)	
	Entérocoques	156	28,8	UFC/100mL	0 – 32	(0)	
	<i>E. coli</i>	156	40,9	UFC/100mL	0 – 250	(0)	
	<i>Clostridium perfringens</i>	156		UFC/100mL	0 – 0		
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	156		UFC/100mL	0 – 0		
Tuscon, USA 11 cuves de maisons individuelles Système sans first-flush En juillet 2004 et En décembre 2004 Dans la cuve ou robinet sur cuve	Bactéries hétérotrophes	Été 11 Hiver 10		UFC/ml		Été 7,2±2,2.10 ⁶ Hiver 7,8±1,8.10 ⁵	(Jordan et al., 2008)
	Bactéries coliformes	Été 11	Été 91 Hiver 82			Été 4,6±3,0.10 ⁵ Hiver 2,2±1,4x10 ³	
	Entérocoques		Été 100 Hiver 64	n/100ml		Été 3,2±2,2x10 ⁵ Hiver 317±258	
	<i>E. coli</i>		Été 27 Hiver 0	n/100mL		Été 8,8±5,9 Hiver 0	
Bermudes, Maison individuelle Robinet de distribution	Coliformes totaux	102	~90	n/100mL	<10 – >20		(Levesque et al., 2008)
	<i>E. coli</i>	102	~66	n/100mL	<1 – >100		

Tableau I-7 (suite). Microorganismes dans les eaux de ruissellement de toiture

Pays - Type de système Période et point de prélèvement	Microorganismes	Nombre d'échantillons	Pourcentage de positif (nombre)	Concentrations			Référence
				unité	min – max	moyenne (médiane)	
Ontario, Canada 7 sites - Système avec ou sans first-flush - De oct. 2006 à oct. 2009 - Dans la Cuve	Bactéries coliformes	30 par site soit 210	17 à 89 selon le site	UFC/100mL	1 – 398		(Despins et al., 2009)
	Coliformes fécaux	30 par site soit 210	De 7 à 54 selon le site	UFC/100mL	1 – 400		
Corée du Sud De 2007 à 2008 - Dans la Cuve	Bactéries coliformes	180	91,6	UFC/100mL	0 – 320	(70)	(Lee et al., 2010)
	<i>E. coli</i>	180	72	UFC/100mL		(10)	
Pays-Bas 3 cuves mais les résultats de celle récoltant les eaux provenant d'une toiture végétalisée ne sont pas présentés De mai à août 2006 Dans la cuve	Bactéries hétérotrophes à 22°C	8		n/100mL	Cuve A536 – 18 636 Cuve B 391 – 3 045 000	Cuve A 5 685 Cuve B 394 673	(Schets et al., 2010)
	Bactéries coliformes	8 pour chaque cuve	92 sur les 3cuves	n/100mL	Cuve A : 24 – 314 Cuve B : 0-15 500	Cuve A 54 Cuve B 2 783	
	Entérocoques	8	83	n/100mL	Cuve A 0 – 1 255 Cuve B 0 – 9 546	Cuve A 167 Cuve B 1 555	
	<i>E. coli</i>	8	79	n/100mL	Cuve A0 – 175 Cuve B : 0 – 10 000	Cuve A 33 Cuve B 1 934	
	<i>Aeromonas spp</i>	8	100	n/100mL	Cuve A 7 – 3 182 Cuve B 18 – 85 000	Cuve A 733 Cuve B 15 642	
	<i>Campylobacter</i>	8	Cuve A 1(1) Cuve B 38(3)	n/L	Cuve A : 0 – 26 Cuve B : 0 – >240		
	<i>Clostridium Perfringens</i>	5	60	n/100mL	Cuve A 0 – 11 Cuve B 3 – 31	Cuve A 2 Cuve B 13	
	<i>Cryptosporidium</i>	8	Cuve A 0 Cuve B 13 (1)	oocyst/L	0-1		
	Enterovirus	8	0				
	<i>Giardia</i>	8	Cuve A 13 (1) Cuve B 0	cyst/L	0-1		
	<i>Salmonella</i>	8	0				
<i>Vibrio</i>	8	0					
Australie, Victoria, 49 cuves, pendant une période d'incendies (2003), Robinet de distribution	Bactéries coliformes	49	90		0 – >1 000		(Spinks et al., 2006a)
	Entérocoques	49	73		0 – >1 000		
	<i>E. coli</i>	49	32		0 – 99		
Australie, Newcastle 1 système, 11 évènements pluvieux De mars 1999-Janvier 2001 Eaux de ruissellement de toiture	Bactéries hétérotrophes	77		UFC/mL		1 362±194	(Evans et al., 2006)
	Bactéries coliformes	77	82,5	UFC/mL		<4±0,76	
	Coliformes fécaux	77		UFC/mL		<2±0,42	

III.3 Qualité des sédiments des cuves de récupération des eaux de pluie

Peu d'auteurs se sont intéressés à la qualité des sédiments accumulés en fond de cuve. Les études disponibles ne concernent que les éléments traces métalliques. En Australie, d'importantes concentrations en métaux ont été trouvées dans les sédiments prélevés en fond de cuve de collecte à Melbourne (Magyar et al., 2007). Spinks et al. ont retrouvé des concentrations de plomb beaucoup plus élevées dans les sédiments que dans les eaux stockées (Spinks et al., 2005). Une étude a été réalisée dans les Bermudes sur 112 résidences équipées d'un système de récupération des eaux de pluie. De fortes concentrations en arsenic, plomb et mercure ont été mises en évidence dans les sédiments prélevés dans les cuves de stockage (Peter et al., 2008). Une accumulation du plomb et du fer dans les boues en fond de cuve a également été rapportée par Coombes et al. (Coombes et al., 2000). Jordan et al. ont détecté du plomb dans les sédiments des 11 cuves échantillonnées à des concentrations comprises entre 16 et 180 ppm (Jordan et al., 2008). L'analyse des boues en fond de cuve de récupération a conduit à une concentration en plomb de 184 ppm (Huston et al., 2009).

IV RISQUES SANITAIRES

Il n'y a pas de consensus clair sur la qualité des eaux de pluie récupérées en aval des toitures et sur le risque sanitaire associé (Evans et al., 2006; Evans et al., 2007). Les risques sanitaires pouvant résulter de la réutilisation des eaux de pluie dépendent bien sûr des usages qui sont faits de cette eau et sont essentiellement liés à la contamination microbiologique de ces eaux.

IV.1 Risques sanitaires liés à la consommation d'eau de pluie

Au regard de la littérature, les eaux de pluie stockées peuvent contenir des concentrations importantes de polluants tels que les métaux, les hydrocarbures aromatiques polycycliques ou les pesticides et présentent une forte contamination microbiologique. Il apparaît donc clairement que l'eau de pluie collectée en aval des toitures ne peut en aucun cas être considérée comme une eau de qualité « potable ».

Ainsi sa consommation en tant qu'eau de boisson, si elle n'est pas désinfectée, peut entraîner des épidémies. Les maladies alors concernées sont les diarrhées d'origine bactériennes dues à *Salmonella*, *Campylobacter*, les pneumonies d'origine bactérienne dues à *Legionella*, le botulisme dû à *Clostridium*, le développement de parasites internes comme les helminthes, et les diarrhées dues à des parasites tels que *Giardia* et *Cryptosporidium*. Ainsi, les indicateurs tels que les coliformes fécaux apparaissent inadaptés pour caractériser le risque microbien associé à la consommation des eaux de pluies ruisselées (Lye, 2002). De 1978 à 2009, six épidémies de gastroentérites ou pneumonies, associées à la consommation d'eau de pluie ont été rapportées autour du monde (Heyworth et al., 2006). Une étude sur l'île australienne de Tasmanie a montré une association entre des cas d'infection par *Salmonella mississippi* et la consommation d'eau de pluie non traitée (Ashbolt and Kirk, 2006). Des cas de légionellose sont survenus dans un lotissement en Nouvelle-Zélande où tous les besoins en eau étaient assurés par des installations de récupération des eaux de pluie (Simmons et al., 2008). Des légionelles *pneumophila* du serogroup isolé sur les malades ont été quantifiées dans des cuves de récupération, et à différents points d'usage tels que des robinets ou des douches. Une épidémie de gastroentérites, causée par un type de *Salmonella*, et survenue dans un camp de vacances en zone rurale en Australie, a été associée à la consommation d'eau de pluie (Franklin et al., 2009).

Outre le risque microbiologique, une exposition aigue ou chronique à certains polluants physico-chimiques peut conduire à des pathologies de type cancer pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques ou les pesticides, de type saturnisme dans le cas du plomb. Le cadmium, le cuivre et le zinc peuvent également entraîner des effets indésirables chez le consommateur.

IV.2 Risques sanitaires liés à la réutilisation dans l'habitat

IV.2.1 Les voies d'exposition

En Europe, l'usage de l'eau de pluie dans l'habitat en tant qu'eau de boisson est exclu. Dans le cas d'une réutilisation de l'eau pluviale dans un bâtiment, les principaux usages envisagés en fonction des législations nationales sont : l'alimentation des lave-linges, des chasses des toilettes, le lavage des sols et des véhicules, l'arrosage des espaces verts et du potager. En France, l'usage de l'eau de pluie pour l'alimentation du lave-linge est autorisé à titre expérimental sous conditions.

Les voies de contamination possibles sont de trois ordres :

- la contamination par ingestion : soit par ingestion directe en cas d'interconnexion avec le réseau d'eau potable ou en cas de consommation d'eau d'une cuve de stockage en extérieur, soit par ingestion indirecte via des légumes arrosés consommés crus. Les maladies potentielles incluent donc principalement des gastro-entérites dues à *Salmonella*, *Campylobacter*, *Giardia* et *Cryptosporidium*, ou des intoxications aux métaux lourds.
- la contamination par inhalation : elle se produit lors de la formation d'aérosols, dans le cas par exemple de l'arrosage du jardin ou du nettoyage d'une voiture. Elle n'est possible que pour certains polluants, les principaux étant les légionelles, *Aspergillus*, les métaux lourds et les pesticides, et peuvent entraîner des infections respiratoires.
- la contamination par voie cutanée : un simple contact peut entraîner une contamination, souvent à cause de microcoupures sur la peau ou par l'intermédiaire des muqueuses. Seules les bactéries *Aeromonas* et *Pseudomonas* sont vraiment concernées par ce mode de transmission.

Les agents communément retrouvés dans les eaux de pluies collectées dans les pays développés et les voies d'infection associées sont présentées dans le Tableau I-8.

Tableau I-8. Agents pathogènes dans les eaux de pluie collectées dans les pays développés (Fewtrell and Kay, 2007)

Pathogène	Infection	Voie
<i>Clostridium</i>	botulisme	orale
<i>Campylobacter spp</i>	gastroentérite	orale
<i>Escherichia Coli O157:H7</i>	gastroentérite	orale
<i>Legionella pneumophila</i>	fièvre de Pontiac ou maladie du légionnaire	inhalation
<i>Mycobacterium avium</i>	respiratoire	inhalation
<i>Salmonella spp</i>	gastroentérite	inhalation
<i>Cryptosporidium spp</i>	gastroentérite	orale
<i>Giardia spp</i>	gastroentérite	orale

IV.2.2 Le risque d'interconnexion

Selon les autorités sanitaires (CSHPF, 2006), le principal risque sanitaire lié à la réutilisation des eaux de pluie dans l'habitat provient de la création d'un double réseau. En effet, la coexistence de deux réseaux d'eau de qualités différentes peut donner lieu à des interconnexions entre le réseau d'eau public et le réseau d'eau de pluie. En cas d'erreurs de branchements, le principal risque d'exposition des usagers est alors lié à l'ingestion d'eau non-potable. Même si ce mode d'exposition par ingestion directe devrait en théorie être maîtrisable, en pratique, les retours d'expérience montrent que, lorsqu'un réseau séparatif existe, les interconnexions sont fréquentes et, par conséquent, que ces systèmes ne sont pas fiables. L'exemple de la ville de Paris dont les immeubles ont longtemps été alimenté simultanément par un réseau d'eau potable et un réseau « d'eau de rivière », montre qu'aucune solution technique ne permet une maîtrise satisfaisante de ces risques sanitaires et que la surveillance des installations et le contrôle garantissant l'application du règlement sanitaire est impossible à établir en permanence et en tout lieu.

En cas d'interconnexion, des phénomènes de retour d'eau dans le réseau d'eau public peuvent également avoir lieu. La cause hydraulique principale de ces phénomènes est une baisse de pression dans le réseau d'eau public due à une coupure d'eau ou à une forte consommation (lutte contre un incendie). En cas de mauvais branchement, cette chute de pression peut s'accompagner d'une contamination du réseau d'eau public par exemple par siphonage d'une cuve de récupération des eaux de pluie. Dans ce cas, ce n'est pas seulement les personnes vivant dans la maison équipée de l'installation de récupération des eaux pluviales qui peuvent être affectées mais toute la population alimentée par le réseau d'eau potable pollué.

IV.2.3 Retours d'expérience et évaluation des risques

Des études se sont attachées à caractériser voir quantifier les risques liés à la réutilisation des eaux de pluie dans l'habitat. Les risques identifiés comme liés à cette pratique sont la noyade, les blessures et les infections. Selon les résultats d'une évaluation des risques, le plus fort risque est associé aux blessures notamment lors du nettoyage des gouttières, puis vient ensuite les risques de cryptosporidiose liée à la consommation de produits du jardin contaminés, puis celui de campylobacteriose liée à l'usage « alimentation » des chasses d'eau (Fewtrell and Kay, 2008).

Les retours d'expérience d'une étude pilote menée aux Pays-Bas fin des années 1990 sont disponibles (Oosterholt et al., 2007). De nouveaux lotissements résidentiels avaient été équipés d'un approvisionnement en eau de deux qualités différentes : une eau potable et une eau dite ménagère de qualité inférieure et destinée à l'arrosage ainsi qu'à l'alimentation des chasses d'eau et des machines à laver. L'eau ménagère provenait de sources diverses ayant subi un traitement limité : 240 maisons étaient notamment alimentées en eau de pluie. La formation d'un biofilm propice à la prolifération de *legionella spp* et *aeromonas* dans le réseau d'eaux ménagères a été mise en évidence et des concentrations jusqu'à 2000 UFC/L ont été retrouvées. Des plaintes des consommateurs quant à l'odeur et la couleur des eaux ménagères ont été enregistrées. Plusieurs interconnexions entre le réseau d'eau potable et celui d'eaux ménagères ont été constatées durant l'étude. Dans ce contexte, le risque d'infection dues à une liste composée de virus et parasites a été évalué à $4,4 \times 10^{-5}$ / personne / an, ce qui est inférieur à la limite acceptable de 10^{-4} .

Les systèmes de récupération des eaux de pluie introduisent dans les habitations des microorganismes qui sont différents de ceux typiquement associés à l'eau potable du réseau public (Albrechtsen, 2002). Ainsi, selon certains auteurs, l'eau de pluie stockée sans aucun traitement ne devrait pas être utilisée en l'état même pour des applications non potable (May and Prado, 2006). Les autorités sanitaires appliquent le principe de précaution du fait du manque d'études scientifiques sur l'évaluation du risque sanitaire.

V IMPACTS DES SYSTEMES DE RECUPERATION DES EAUX DE PLUIE

V.1 Impacts de la pratique

V.1.1 Economies d'eau et financières réalisables

Certains auteurs et des fournisseurs de matériel rapportent une économie de la consommation d'eau du réseau grâce aux systèmes de collecte des eaux de pluie (Dixon et al., 1999 ; Villarreal et Dixon , 2005) mais celle-ci représente une part assez faible de la quantité d'eau apportée par le réseau d'eau potable (Coombes et al., 2003). Une étude expérimentale a permis de mettre en évidence une réduction de la consommation en eau potable de 48 %, en la substituant par de l'eau de pluie pour l'alimentation des chasses d'eau, dans une école polytechnique à Sao Paulo. Herrman and Schmida ont montré que, pour une habitation individuelle équipée d'une cuve de 4 à 6 m³, 30 à 60 % de l'eau potable consommée pouvait être remplacée par de l'eau de pluie suivant les habitudes de consommation et l'aire de la surface de collecte disponible (Herrmann and Schmida, 1999).

Des résultats d'études issus de la littérature sont présentés dans le Tableau I-9.

D'un point de vue financier, plusieurs études européennes soulignent le caractère non rentable de l'installation d'un double réseau à l'intérieur de la maison. Une revue de la littérature cite deux exemples en Europe (Burkhard et al., 2000). En Angleterre, des périodes d'amortissement d'installations de récupération des eaux de pluie entre 6 et 210 ans quand les usages sont seulement extérieurs et entre 29-31 ans pour des usages externes et internes ont été rapportées (Mustow et al., 1997). Un exemple en Suisse estime une période de retour sur investissement de 50 ans avec des usages extérieurs et intérieurs (alimentation des chasses d'eau et du lave-linge) (Brechtbühl, 1995).

Une étude en Angleterre a comparé un système de récupération des eaux de pluie implanté sur un grand bâtiment commercial et un lotissement d'habitations individuelles équipées de plusieurs installations communes. Les eaux collectées servaient à l'alimentation des chasses d'eau. Les résultats montrent que les économies théoriquement réalisables sont plus importantes sur le premier bâtiment. Cette étude souligne également l'importance du dimensionnement de la cuve et du choix de la surface de collecte. En effet, une surestimation du volume de stockage ou de trop petites surfaces de collecte sont défavorables à la période d'amortissement de l'installation (Ward et al., 2010).

L'Allemagne possède une grande expérience dans la récupération des eaux pluviales dans l'habitat. L'Agence Fédérale de l'Environnement a établi un bilan dans lequel elle souligne que l'argument financier conduisant à l'utilisation de l'eau pluviale dans un but d'économie doit donc être nuancé. Les frais liés au poste d'entretien et de maintenance sont en effet élevés si l'on respecte scrupuleusement les préconisations techniques, et l'avantage financier peut au final s'avérer mince. L'Agence Fédérale de l'Environnement rapporte aussi le cas d'une contamination du réseau d'eau public d'eau potable par une installation non réglementaire au niveau de la disconnexion des deux réseaux : une entrée d'eau pluviale dans le réseau d'eau potable a nécessité la désinfection totale du réseau. Le bilan économique de cet incident a pu être chiffré à 500 000 €.

La rentabilité économique d'une installation de récupération des eaux de toit doit prendre en compte le coût d'investissement et le coût d'entretien annuel. En effet, les avantages sont réduits par la nécessité de l'installation d'un double réseau et d'un traitement de type désinfection afin de ne pas augmenter le risque de contamination microbiologique. Les coûts occasionnés par la maintenance ne sont pas à négliger, car l'entretien des équipements est le garant de la sécurité sanitaire et du bon fonctionnement du système. L'intérêt économique dépend également de la quantité d'eau collectée et des usages associés. Or, la demande en eau

et l'alimentation par la pluie peuvent être très variables d'un jour à l'autre. En outre, il est important de souligner que les eaux récupérées utilisées à l'intérieur du bâtiment et renvoyées vers les égouts devront être soumises à la taxe d'assainissement, dans le cas où le bâtiment est raccordé au réseau public d'assainissement. Ainsi, la période d'amortissement dépend de nombreux paramètres parmi lesquels le nombre de personnes utilisatrices du système, la quantité d'eau substituée, le prix de l'eau au m³, la nature du système mis en place (plomberie, construction ou modification de l'existant...). Quoiqu'il en soit, peu d'études portent sur la durabilité des équipements.

V.1.2 Evaluation environnementale

La récupération des eaux de pluie au niveau des ménages est un sujet controversé. Pour les partisans de la récupération, il est aberrant d'utiliser de l'eau potable pour le rinçage des toilettes ou pour le lavage du linge (Schudel, 1996).

Pourtant, certaines études semblent montrer qu'il n'y a aucun avantage «écologique» à récupérer les eaux de pluie, l'usage des pompes entraînant une augmentation de la consommation d'énergie (Crettaz et al., 1999; Anand and Apul, 2011). Selon une étude néerlandaise, l'utilisation d'eau ménagère (non-potable) dans un logement apporte un bénéfice environnemental très limité lié en partie à une utilisation moins responsable de cette ressource (Ministère de VROM, 2003).

Les résultats d'analyse de cycle de vie menée pour estimer les bénéfices environnementaux de la mise en place d'un double réseau dans un lotissement délivrant une eau potable et une eau dite ménagère de qualité inférieure destinées aux usages tels que l'alimentation des chasses d'eau ou l'arrosage ont été brièvement rapportés (Oesterholt et al., 2007). Le bénéfice annuel pour une maison individuelle a été estimé à l'équivalent de la consommation d'une voiture pour effectuer 50 miles soit 80,5 km.

Il n'apparaît pas de consensus clair quant à l'intérêt, réel ou non, environnemental et économique de la pratique de collecte – réutilisation des eaux de pluie pour des usages dits « domestiques ». Les avantages économiques et environnementaux varient en fonction du site considéré, des facteurs locaux et des usages de l'eau collectée réalisés (Ministère de VROM, 2003). De plus, les arguments avancés par partisans et opposants ne reposent sur aucune étude complète de la problématique.

V.2 Impact d'une généralisation de la pratique

V.2.1 Gestion des systèmes de distribution et d'assainissement

Le prix de l'eau comprend une part revenant au service eau potable et une part allouée au service assainissement, ainsi que des taxes. Chaque service pratique sa propre tarification laquelle comprend généralement un abonnement pour la participation aux frais fixes et une part variable en fonction de la consommation. Pour les collectivités qui ont délégué tout ou partie de leur service d'eau potable et d'assainissement à des distributeurs privés, la répartition entre ces différents postes est la suivante : 45 % lié aux dépenses du service d'eau potable, 37 % lié aux dépenses du service d'assainissement et 18 % correspondant aux taxes et redevances (BIPE, 2008).

Or, dans la mesure où la continuité de la distribution de l'eau doit être assurée, notamment en période de sécheresse, la récupération d'eau de pluie ne soulage pas les services. En effet, les cuves de tous les usagers risquent d'être vides en même temps et le service doit pouvoir couvrir pleinement les besoins en eau, ce qui rend impossible de sous-dimensionner les tuyaux de distribution. Il n'est donc pas possible d'économiser sur les infrastructures. De plus, en France, comme dans la plupart des pays développés, les réseaux d'eau existent déjà et sont

dimensionnés pour le service incendie. Leur amortissement et entretien reposent entre-autres sur la facturation des mètres cube distribués. Or le recours à des ressources alternatives par les ménages a une incidence sur le volume d'eau distribué ; donc sur tout ce qui est facturé au volume (Nowak, 2009). La généralisation de la pratique de réutilisation des eaux de pluie dans l'habitat pourrait donc conduire à une augmentation du tarif du mètre cube comme cela a été le cas en Belgique (Predevello, 2007).

V.2.2 Gestion du ruissellement urbain

La pratique de récupération des eaux de pluie permet de limiter le ruissellement luttant ainsi contre le risque inondation. Cela est particulièrement vrai en zone urbaine densément peuplée, comprenant des installations collectives. En effet, la surface active de toiture par habitant est faible, et par conséquent, la totalité de l'eau de ruissellement récoltée peut être consommée (Herrmann and Schmida, 1999). Néanmoins, les études sur ce sujet indiquent un impact des systèmes assez limité, notamment dû à la difficulté de satisfaire les fonctions de rétention et de réutilisation simultanément (Coombes et Kuczera, 2003; Predevello, 2007). En effet, pour la lutte contre les inondations, le principe est d'avoir une cuve vide au début de chaque pluie. Pour être efficace, il faut prévoir un volume additionnel au volume de stockage des eaux de pluie. Une partie des eaux de pluie est alors stockée pour alimenter les usages tandis que le volume additionnel est destiné à limiter les surverses et est rapidement restitué au milieu après l'évènement pluvieux (Herrmann and Schmida, 1999).

Tableau I-9. Economies d'eau réalisables avec une installation de réutilisation des eaux de pluie dans l'habitat

Economie annuelle d'eau potable	Surface de collecte (m²)	Volume cuve (m³)	Nature des données	Pluviométrie annuelle (mm)	Occupation	Usage	Lieu	Référence
de 36 m ³ (~20%) à 143 m ³ (~29%) selon la cuve et la ville	150	de 1 à 10	simulation	524 à 1 971 selon la ville	foyer représentatif de 3 personnes pour chaque ville	tous les usages domestiques sauf cuisine et boisson	Plusieurs villes en Australie	(Coombes and Barry, 2007)
48 %			expérimental		école polytechnique	Alimentation chasses d'eau	Sao Paulo, Brésil	(May and Prado, 2006)
46-49 % (619 m ³)	1 500 toiture terrasse	25 surestimé selon l'auteur	simulation à partir d'installations réelles	807	immeuble de bureaux 300 personnes	chasses d'eau	Exeter, Angleterre	(Ward et al., 2010)
36 % (2617 m ³)	3893/2= 1 947 toitures en tuiles, face sud	255,5 surestimé selon l'auteur		881	173 maisons soit 415 personnes avec 13 installations	chasses d'eau	Bude, Angleterre	
36,6 % (81 m ³)	204	13	simulation	1 706	habitation 3 personnes	chasses d'eau et lave-linge	Sud du Brésil	(Ghisi, 2007)
33,8 % (37 m ³)	212	5			habitation 2 personnes			
12,7 % du prix mensuel	38 700	2 542	simulation	2 250	Nanyang Technological University	chasses d'eau	Singapore	(Appan, 2000)

Tableau I-9 (suite). Economies d'eau réalisables avec une installation de réutilisation des eaux de pluie dans l'habitat

Economie annuelle d'eau potable	Surface de collecte (m²)	Volume cuve (m³)	Nature des données	Pluviométrie annuelle (mm)	Occupation	Usage	Lieu	Référence
de 7 % (334 m ³) à 10,4 % (497 m ³)	600 (toiture) + 100 (trottoirs)	de 25 à 150 selon la ville	simulation	~800 à ~1 500 selon la ville	bâtiment résidentiel et commercial avec une occupation équivalente à 176 personnes	chasses d'eau classiques	Plusieurs villes en Australie	(Zhang et al., 2009a; Zhang et al., 2009b)
de 29,9 % (322 m ³) à 32,3 % (432 m ³)		de 35 à 150 selon la ville				chasses d'eau économiques		
De 34 à 92 %	80 par habitation	calcul avec le volume d'eau de pluie	simulation	1 700	~65 000 habitations	tous les usages domestiques	62 villes au Brésil	(Ghisi et al., 2006)
45 %		4 cuves de 9 à 15	expérimental		27 résidences	chasses d'eau, eau chaude	Newcastle, Australie	(Coombes et al., 2006)
52 m ³			expérimental		maison individuelle 3 personnes	chasses d'eau, usages extérieur, eau chaude	Maryville, Australie	
60 % (~27 000 m ³)	2x27 600	40			1 100 appartements avec en moyenne 3 personnes	chasses d'eau, usages extérieurs, lave-linge		(Villarreal and Dixon, 2005)
51 % (687 m ³)	2 200	14,5	expérimental	613	bâtiment commercial	chasses d'eau	Londres	(Chilton et al., 1999)
57,2 % (36,5 m ³)	85	2,032	expérimental	601	maison individuelle 3 à 5 personnes	chasses d'eau	Angleterre	(Fewkes, 1999)

CONCLUSION

Cette étude bibliographique révèle qu'aucun consensus ne se dégage de la littérature à l'échelle mondiale concernant la qualité des eaux de pluie collectées en aval des toitures et stockées en cuve. Peu d'études étudient conjointement la qualité physico-chimique et microbiologique. Néanmoins, la plupart des chercheurs rapportent une faible contamination physico-chimique mais de fortes concentrations en microorganismes, accompagnées parfois de la présence de pathogènes. De plus, la qualité des eaux de ruissellement de toiture est caractérisée par une grande variabilité géographique et temporelle. Or, dans la mesure où la qualité de l'eau ne peut être garantie, il peut exister un risque pour la santé de l'utilisateur.

Dans ce contexte, nous avons réalisé sur deux installations de récupération des eaux de pluie le suivi hebdomadaire de plusieurs paramètres physico-chimiques et microbiologiques simultanément. Il est en effet intéressant de rechercher les corrélations pouvant exister entre ces deux types d'indicateurs de qualité. La description de l'installation des sites et des campagnes de suivi fera l'objet du deuxième chapitre de ce manuscrit. Les deux chapitres suivants seront consacrés à l'étude de la qualité des eaux d'une part ruisselées collectées et d'autre part au fil du système.

La récupération et la réutilisation d'eau de pluie par les particuliers pour des usages extérieurs à l'habitat est un geste éco-citoyen. Dès lors que l'eau de pluie entre dans l'habitat, la problématique est plus complexe notamment de part l'obligation de créer un deuxième réseau et la nécessité de rester raccordé au réseau public pour les usages ne permettant pas l'utilisation d'eau de pluie. Or, les motivations des particuliers qui mettent en place ce type de système sont, d'une part, la réalisation d'économies financières et, d'autre part, la préservation de la ressource. Seulement, dans cette synthèse bibliographique, il n'apparaît pas de consensus clair quant à l'intérêt, réel ou non, environnemental et économique de la pratique de collecte – réutilisation des eaux de pluie pour des usages dits « domestiques », hors usage boisson. Ainsi, le cinquième chapitre de ce mémoire sera consacré au suivi des volumes consommés par les deux installations de récupération des eaux de pluie pour l'alimentation des chasses d'eau à deux échelles différentes. Les économies d'eau réalisées seront présentées pour les deux sites étudiés et permettront de valider un modèle prédictif.

Enfin, ce mémoire sera conclu par une analyse de cycle de vie destinée à évaluer les performances environnementales de la récupération d'eau de pluie. Le caractère comparatif de l'analyse de cycle de vie est un élément important dans le choix de la meilleure ressource d'un point de vue environnemental. Dans un premier temps, l'effet d'échelle sur les impacts environnementaux sera étudié. Puis, l'utilisation d'eau de pluie pour l'évacuation des excréments sera comparée à l'utilisation d'eau potable du réseau d'eau public.

A la lumière des incertitudes mises en exergue par la synthèse bibliographique ainsi que des différentes évolutions des pratiques et des législations, l'objectif de ce mémoire est d'apporter des éléments supplémentaires, complémentaires et objectifs sur la pratique de la réutilisation des eaux de pluie en aval des toitures inaccessibles au public en France.

PARTIE II

MATERIEL ET METHODES

SOMMAIRE DE LA DEUXIEME PARTIE

I	DESCRIPTION DES SITES	37
I.1	MAISON INDIVIDUELLE EN MILIEU RURAL	37
I.1.1	Localisation	37
I.1.2	Description du système	39
I.1.2.1	Récupération des eaux de pluie en aval des toitures	39
I.1.2.2	Réutilisation dans l'habitat	43
I.1.3	Réalisation de la vidange annuelle	45
I.2	BATIMENT COLLECTIF EN MILIEU SEMI-URBAIN	45
I.2.1	Localisation	45
I.2.2	Description du système	47
I.2.2.1	Récupération des eaux de pluie en aval des toitures	47
I.2.2.2	Réutilisation dans l'habitat	49
I.2.3	Réalisation de la vidange annuelle	51
II	PRELEVEMENTS	53
II.1	PRESENTATION	53
II.2	PROTOCOLES	54
II.2.1	Prélèvements d'eaux météorites	54
II.2.2	Prélèvements d'eaux de ruissellement de toiture	54
II.2.3	Prélèvements d'eaux stockées en cuve	54
II.2.4	Prélèvements d'eaux distribuées pour les usages	55
II.2.5	Prélèvements de sédiments	55
III	PARAMETRES ANALYSES	55
III.1	PRESENTATION	55
III.2	FLACONNAGE	57
III.3	PROTOCOLES	57
III.3.1	Analyses physico-chimiques	57
III.3.2	Analyses microbiologiques	58
IV	TRAITEMENT STATISTIQUE DES DONNEES	59
IV.1	BOITES A MOUSTACHES	59
IV.2	ANALYSES MULTI VARIEES	59
IV.2.1	Analyse en composantes principales (ACP)	60
IV.2.1.1	Principe	60
IV.2.1.2	Obtention des variables centrées réduites	60
IV.2.1.3	Obtention des axes	60
IV.2.1.4	Représentation des variables	61
IV.2.1.5	Représentation des individus	61
IV.2.1.6	Retour aux données	61
IV.2.2	Classification ascendante hiérarchique (CAH)	61
IV.2.2.1	Principe	62
IV.2.2.2	Choix des variables représentant les individus	62
IV.2.2.3	Choix d'un indice de dissimilarité	62
IV.2.2.4	Choix d'un indice d'agrégation	62
IV.2.2.5	Représentation	63
	CONCLUSION.....	64

La première partie de ce chapitre a pour objectif de décrire les installations de récupération des eaux de pluie en aval des toitures et de réutilisation dans l'habitat qui ont fait l'objet de deux études de cas. Les matériels et méthodes associés à la campagne analytique des installations sont détaillés dans les parties suivantes.

Les sites ont été sélectionnés afin de mener l'étude de la récupération des eaux de pluie à deux échelles différentes : celle de la maison individuelle et celle du bâtiment collectif. En outre, ces deux sites diffèrent par leur environnement. Le premier est situé en zone pleinement rurale, le second est un site périurbain.

Le schéma de principe des deux installations mises en place est fourni sur la Figure II-1. Chaque système comprend une surface de collecte. Les eaux sont ensuite acheminées via les descentes pluviales jusqu'à une cuve de stockage, après avoir subi au préalable une filtration primaire. La distribution des eaux dans l'habitat est ensuite assurée par pompage et un traitement est réalisé avant l'utilisation de l'eau en tant qu'alimentation de chasses d'eau. La bascule éventuelle du système sur un réservoir d'appoint en eau potable assure la continuité de la distribution. Ces installations sont conformes aux exigences de l'arrêté du 21 août 2008 relatif à la récupération des eaux de pluie et à leur usage à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments (arrêté du 21 août 2008).

La conception et l'installation des systèmes de récupération-réutilisation des eaux de pluie ont été réalisées au cours de la thèse. Le matériel a été fourni par Sotralentz Habitat, qui a également participé à la réalisation technique des installations. Une étape importante des chantiers a consisté en la mise en place des équipements nécessaires à la réalisation de la campagne analytique et au suivi des volumes.

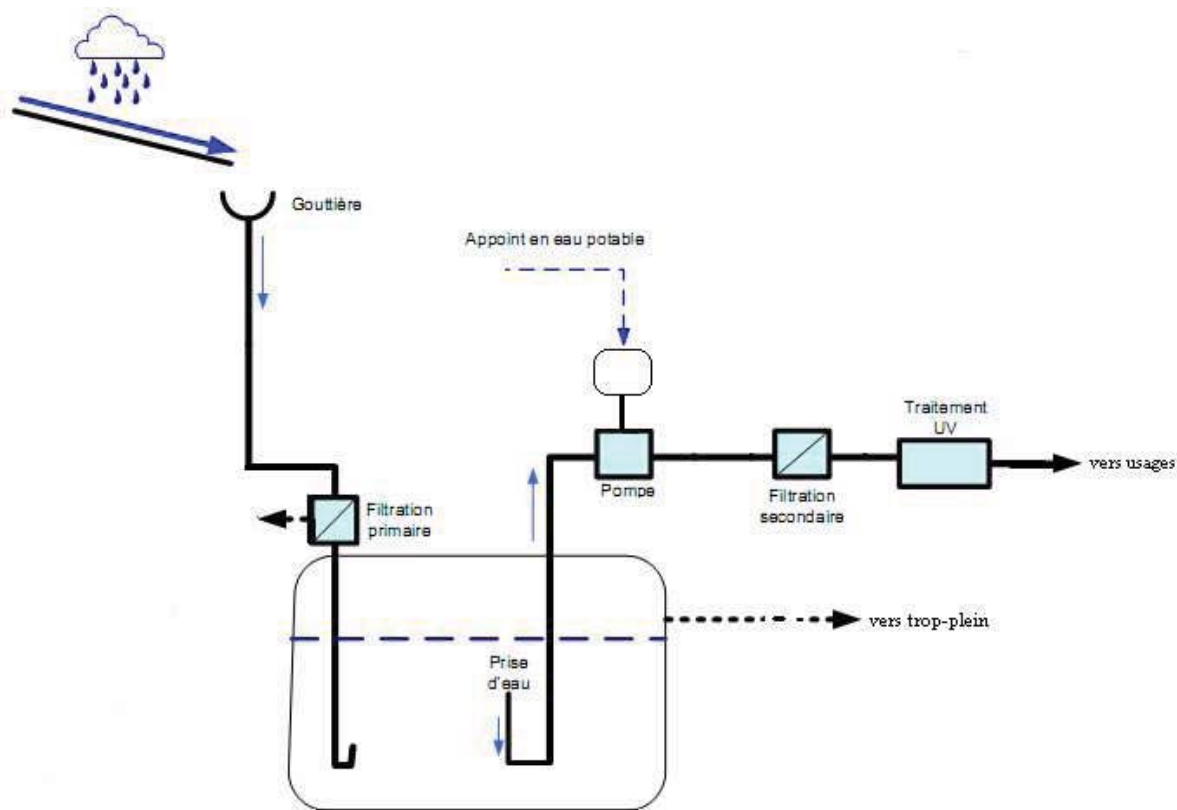


Figure II-1. Schéma de principe des installations

I DESCRIPTION DES SITES

I.1 Maison individuelle en milieu rural

Le premier site d'étude est une maison individuelle construite dans les années 90 raccordée au réseau d'eau potable et disposant d'un assainissement non collectif (Figure II-2). La maison est entourée d'un terrain de 2 300 m². Elle est occupée par une famille composée d'un couple et de deux adolescents.



Figure II-2. Site 1 : Maison individuelle

I.1.1 Localisation

Le site est situé en zone pleinement rurale dans le Tarn (81) à environ 40 km au nord-ouest de Toulouse (31) en direction d'Albi (Figure II-3, Figure II-4). La maison fait partie de la commune de Rabastens qui représente environ 8 000 habitants et est éloignée d'environ 6 km du centre-ville.

L'agriculture du département est caractérisée, d'une part, par de grandes cultures du type blé, maïs et colza et, d'autre part, par la viticulture (Figure II-5). Le site se trouve, en effet, proche du vignoble de Gaillac.

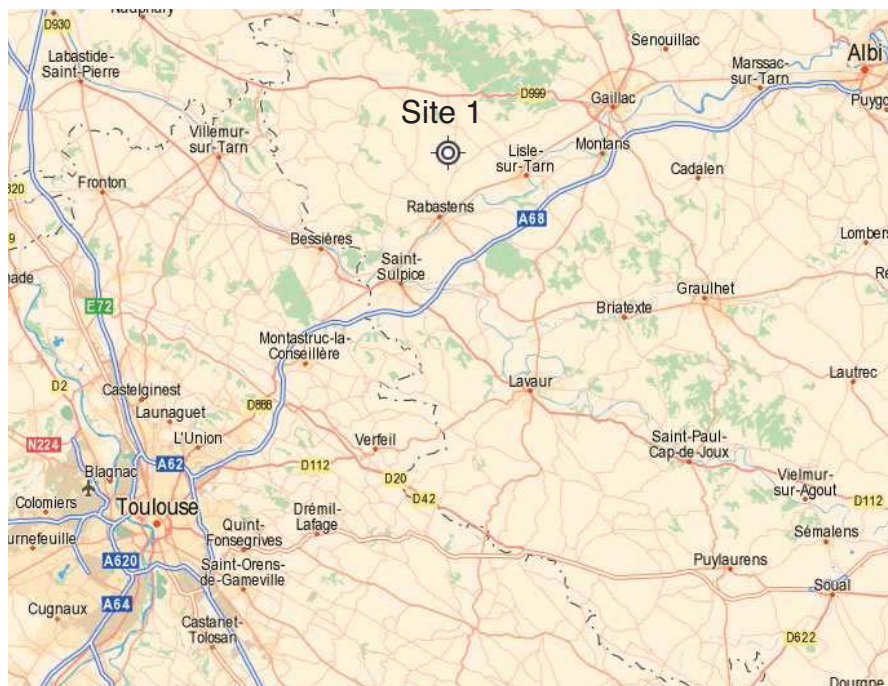


Figure II-3. Situation géographique du site 1 - Plan large

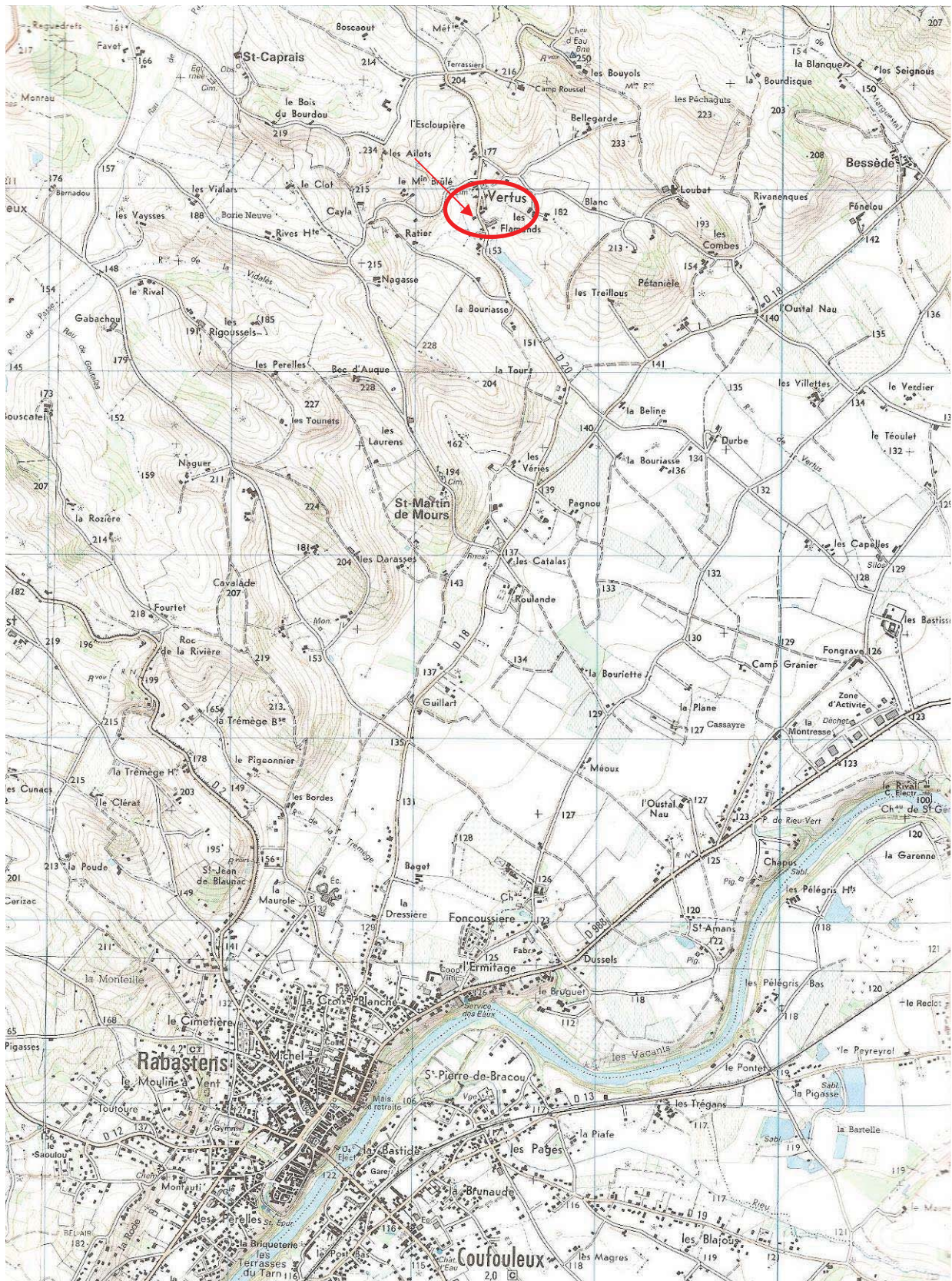


Figure II-4. Situation géographique du site 1- Carte IGN 2142 E (1 :25 000)

→ Coordonnées GPS : 43°51'59.83''N, 1°44'03.56''E

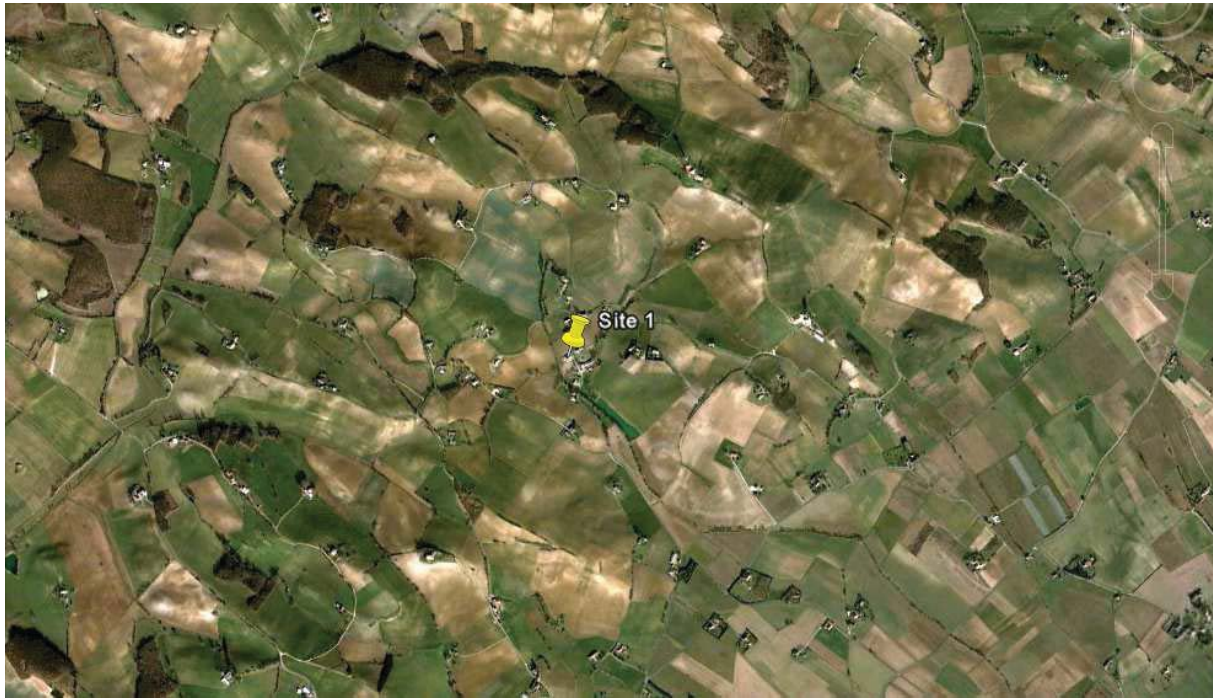


Figure II-5. Vue aérienne de l'environnement du site 1

I.1.2 Description du système

I.1.2.1 Récupération des eaux de pluie en aval des toitures

I.1.2.1.1 Surface de collecte

La maison dispose d'une toiture en tuile avec des pentes de 30 % et une surface projetée au sol de 204 m² (Figure II-6). Les propriétaires n'ont pas réalisé de traitement sur la toiture depuis la construction.

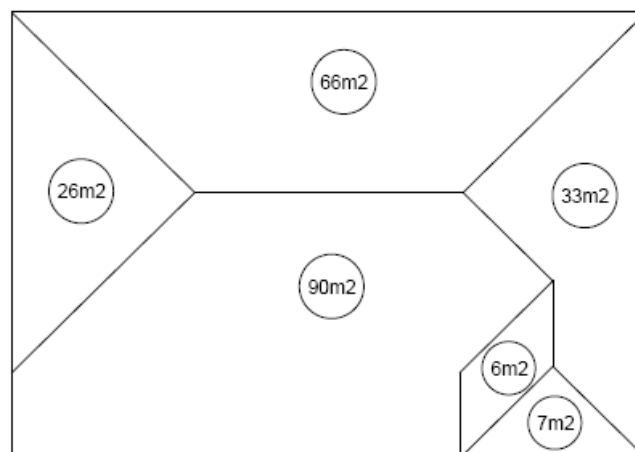


Figure II-6. Surface de la toiture du site 1

I.1.2.1.2 Descentes pluviales

Les eaux de pluie sont évacuées de la toiture aux angles de la maison. La répartition de la surface de la toiture par descente de gouttière exprimée en pourcentage est présentée sur la Figure II-7. Les gouttières sont ouvertes et sont en acier zingué tout comme les descentes pluviales, lesquelles ont été équipées de crapaudines en polypropylène (Figure II-8). Les quatre descentes pluviales disposent d'un regard de collecte (Figure II-9). La totalité des eaux

ruisselant sur la toiture a été regroupée dans une même conduite qui alimente la cuve à l'aide de tuyaux et raccords en polychlorure de vinyle (PVC).



Figure II-7. Estimation de la surface en pourcentage par descente de gouttière sur le site 1



Figure II-8. Crapaudine sur le site 1



Figure II-9. Une des quatre descentes pluviales du site 1

1.1.2.1.3 Cuve de stockage

La cuve installée a une capacité de 5 000 L. Ce volume est celui le plus fréquemment vendu aux ménages en France pour une réutilisation dans l'habitat. Il s'agit du modèle Aqualentz simple peau modèle AT112, produit par extrusion-soufflage de polyéthylène haute densité (PEHD) et assemblage par soudage PEHD de deux modules horizontaux de 2 500 L chacun (Figure II-10). La peau intérieure est en PEHD alimentaire. Cette cuve est vendue comme étant inaltérable, peu sensible aux chocs et résistante aux variations de remplissage, insensible aux écarts de température, facile à manutentionner et à mettre en place. La cuve est enterrée dans le jardin. Elle repose sur une dalle de ciment sable de 20 cm d'épaisseur. Le remblai a été réalisé avec du ciment sable et de la terre (Figure II-11).

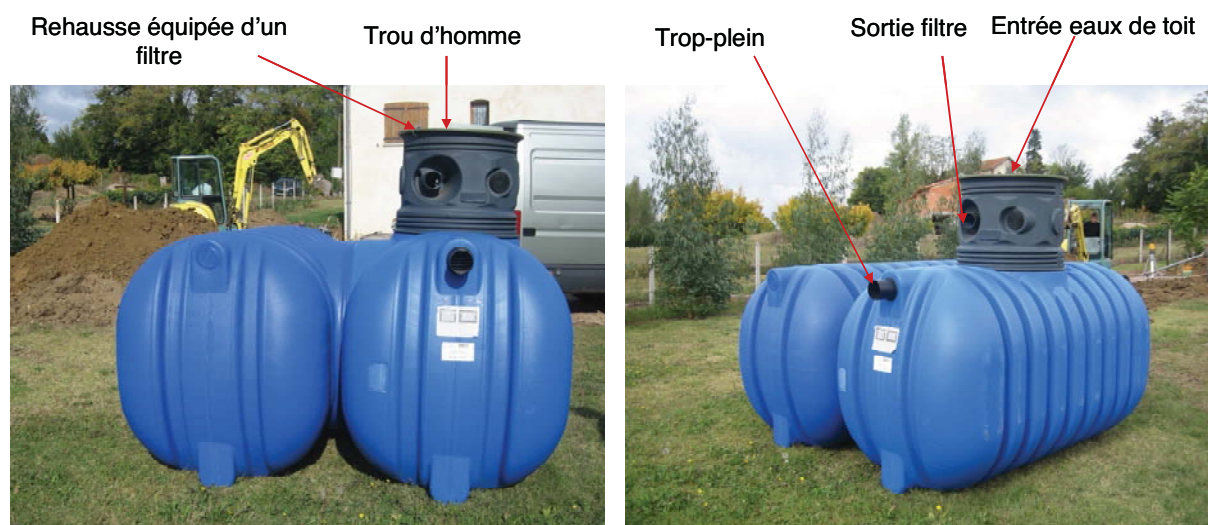


Figure II-10. Présentation de la cuve en PEHD de 5 m³ du site 1



Figure II-11. Mise en place de la cuve enterrée sur le site 1

Cette cuve dispose de plusieurs équipements destinés à améliorer la qualité des eaux de pluie collectées. La rehausse modèle *Sinus* comprend une entrée d'eaux de pluie brutes et un filtre dégrilleur démontable pour un accès à l'intérieur de la cuve. Ce filtre est composé d'une cartouche horizontale en inox, équipée d'une grille de maille 5 mm. Le nettoyage de cette cartouche est assuré de façon hebdomadaire par rétro lavage. La mise en rotation du filtre par l'arrivée d'un jet d'eau entraîne alors l'évacuation des débris accumulés vers le trop-plein

(Figure II-12, Figure II-13). L'eau passée au travers du dégrilleur pénètre ensuite dans un tube tranquillisateur démontable, plongeant au fond de la cuve pour éviter de remettre en suspension les sédiments éventuels (Figure II-13, Figure II-14). La prise d'eau est assurée par un tube souple d'aspiration équipé d'une crépine en inox avec clapet-anti-siphonnage et d'un flotteur évitant l'aspiration des boues du fond et des matières flottantes (Figure II-14). Enfin, la cuve est équipée d'un siphon d'évacuation du trop-plein et d'aspiration des particules flottantes situé au dessus du fil de l'eau de sortie. Ce siphon est fermé par une barrière anti-rongeur amovible en inox (Figure II-14).



Figure II-12. Tube diffuseur-tranquillisateur et dégrilleur en cuve sur le site 1



Figure II-13. Tube diffuseur-tranquillisateur et dégrilleur hors cuve sur le site 1



Figure II-14. Intérieur de la cuve du site 1

I.1.2.2 Réutilisation dans l'habitat

I.1.2.2.1 Système de pompage

Le système de pompage et de filtration a été installé dans le sous-sol de la maison. Le système de pompage Sotralentz Habitat de type BOX V40 E est équipé d'une vanne trois voies (Figure II-15). Quand la sonde de niveau reçoit l'information que la cuve est vide, le basculement de la cuve vers un réservoir d'eau potable d'une contenance d'environ 18L a lieu. Ce réservoir est équipé d'un flotteur mécanique et son remplissage est assuré par le réseau d'eau potable. L'arrivée de l'eau potable s'effectue par écoulement libre par le haut du réservoir d'appoint afin d'éviter tout risque d'interconnexion avec le réseau d'eau de pluie. Il s'agit d'une disconnexion par surverse totale au sens de la norme NF EN 1717 (AFNOR, mars 2001).

I.1.2.2.2 Système de filtration

Le système de filtration modèle NW 25 DUO de chez Cintropur comprend une chaussette filtrante en polyester suivie d'un filtre à charbon actif (Figure II-16). Selon Sotralentz, le seuil de coupure de la filtration est de $25 \mu\text{m}$ et il est conseillé de remplacer la manchette deux fois par an. Le charbon utilisé est de type Norit Row 08 SUPRA avec un diamètre moyen de grain égal à $0,8 \text{ mm}$. Le filtre à charbon actif contient $0,85 \text{ L}$ et il est recommandé de le renouveler tous les six mois.



Figure II-15. Système de pompage du site 1



Figure II-16. Système de filtration du site 1

1.1.2.2.3 Traitement UV

Le traitement UV installé est un modèle EUREKA de la société RER (Figure II-17). Il comprend principalement une chambre de traitement en inox, une gaine de quartz et une lampe UV de 36 W. Un bouton marche/arrêt permet d'utiliser ou non la désinfection UV. Lorsque la lampe est allumée, le fonctionnement est continu. La durée de vie de la lampe est estimée à 9 000 h.



Figure II-17. Traitement UV du site

1.1.2.2.4 Raccordement aux usages

L'eau provenant de la cuve de stockage des eaux de pluie récoltées en aval de la toiture est destinée à être utilisée pour l'évacuation des excréta (Figure II-18). Deux des trois chasses d'eau de la maison ont donc été raccordées : une des chasses d'eau est dans le garage au sous-sol, la deuxième est située à l'étage, au milieu des pièces de vie. Un robinet extérieur a été installé sur la façade nord de la maison mais n'a été utilisé que pour la réalisation de prélèvements (Figure II-18).



Figure II-18. Robinet extérieur alimenté par la cuve sur le site 1

Une photographie du système de réutilisation complet est fournie sur la Figure II-19. Les tuyaux de distribution de couleur bleue sont en polyéthylène réticulé (PER) avec gaine en PVC. Les vannes et raccords sont en laiton chromé. Pour les besoins de l'étude, des vannes supplémentaires et des compteurs ont été installés.



Figure II-19. Système de réutilisation des eaux de pluie du site 1

I.1.3 Réalisation de la vidange annuelle

La vidange de la cuve du site 1 a été réalisée le 19 mai 2010, soit un an et demi après la première mise en eau du système. L'eau présente dans la cuve a été vidée à l'aide d'un camion hydrocureur (Figure II-20) jusqu'à ce que le voile de boue soit atteint. Un aspirateur préalablement javellisé et rincé avec de l'eau de la cuve a ensuite été utilisé afin de prélever les eaux chargées en sédiment présentes au fond (Figure II-21).



Figure II-20. Camion hydrocureur sur le site 1 Figure II-21. Prélèvements d'eaux chargées en sédiments sur le site 1

I.2 Bâtiment collectif en milieu semi-urbain

Le second site d'étude est une école d'ingénieur : Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Toulouse - Avenue de l'Agrobiopole - BP 32607 - Auzeville-Tolosane - 31326 Castanet-Tolosan cedex. Le bâtiment de la partie recherche a été sélectionné étant donné la surface de collecte qu'il représente et l'activité constante qui s'y déroule tout au long de l'année (Figure II-22). Ce site est raccordé au réseau d'eau potable et à un assainissement collectif.

I.2.1 Localisation

Le deuxième site est dans un environnement suburbain, puisque situé dans la banlieue proche de Toulouse (Figure II-23). L'agglomération toulousaine représente environ 860 000 habitants. Le site est situé à environ 12 km de la place du Capitole, représentant l'hyper-centre de la ville. La zone est proche d'un axe routier fréquenté. Des champs expérimentaux s'étendent sur 70 ha à proximité (Figure II-24, Figure II-25).



Figure II-22. Site 2 : Bâtiment collectif

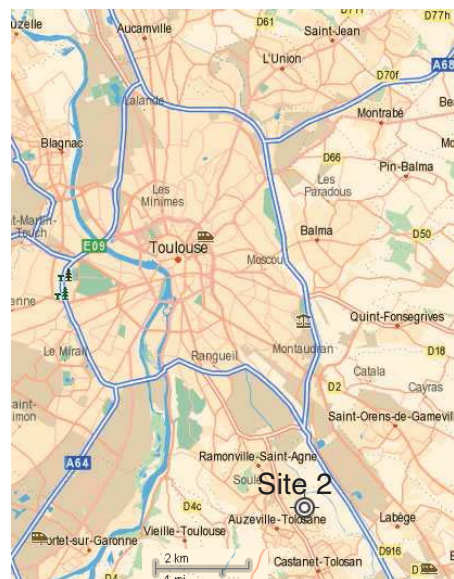


Figure II-23. Situation géographique du site 2- Plan large

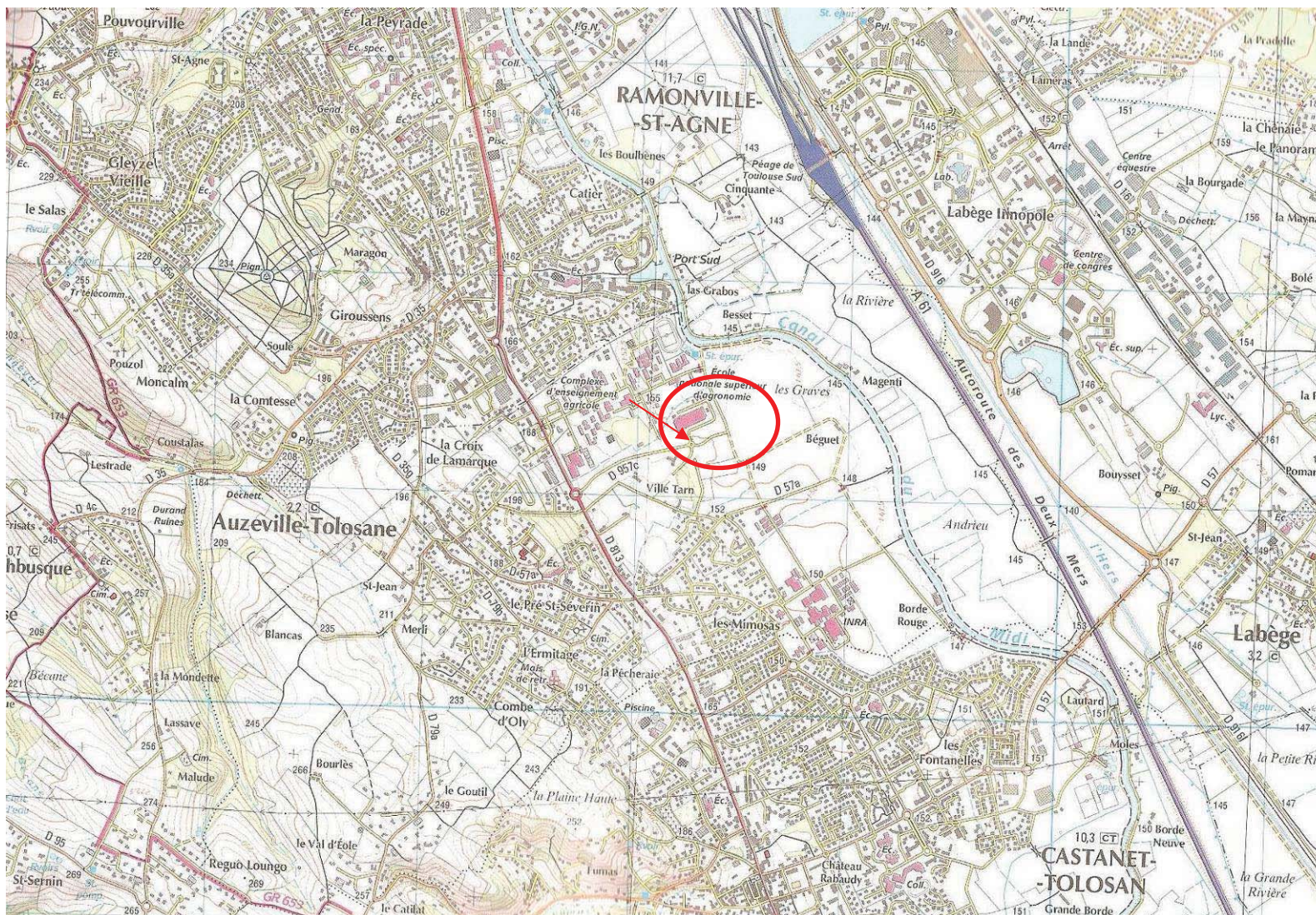


Figure II-24. Situation géographique du site 2 – Carte IGN 2144 O (1 :25 000)

→ *Coordonnées GPS : 43°32'07.97'' N, 1°29'35.70''E*



Figure II-25. Vue aérienne de l'environnement du site 2

I.2.2 Description du système

I.2.2.1 Récupération des eaux de pluie en aval des toitures

I.2.2.1.1 Surface de collecte

Ce deuxième site est un bâtiment avec une toiture terrasse (Figure II-26). Le bâtiment de la partie recherche a été sélectionné étant donné la surface de collecte d'environ 1 600 m² qu'il représente. La fiche technique du matériau de la toiture indique plusieurs éléments constitutifs : polyester stabilisé, elastomère, paillettes d'ardoise ou granulés minéraux et film thermofusible.



Figure II-26. Surface de collecte du site 2

1.2.2.1.2 Descentes pluviales

Les entrées d'eau de pluie dans la toiture sont équipées de crapaudines en acier galvanisé. Les eaux sont évacuées par des descentes pluviales en PVC qui débouchent au sous-sol dans un vide sanitaire (Figure II-27). Les sorties de ces collecteurs sont visibles à l'extérieur (Figure II-28). Les surfaces de toit correspondant aux différents collecteurs d'eaux pluviales étudiés sont de 180 m², 344 m², 607 m² et 525 m².



Figure II-27. Vide sanitaire du site 2



Figure II-28. Sortie d'un collecteur d'eaux pluviales du site 2

1.2.2.1.3 Filtration primaire

Un filtre dégrilleur à cascade pour gros débit VF6 a été installé en amont de la cuve. Ce filtre possède deux entrées sur lesquelles ont été branchées deux des descentes pluviales d'une part et les deux autres d'autre part. Les eaux de pluie arrivent dans un bac qui alimente par surverse une « cascade », laquelle assure l'élimination des particules grossières (Figure II-29). L'eau entrée par les fentes de cette cascade traverse ensuite un tamis de 0,55 mm, lequel permet de retenir les impuretés plus fines (Figure II-30). L'eau filtrée alimente la cuve par un tuyau situé au fond du filtre, tandis que les refus de dégrillage sont évacués par un trop-plein.



Figure II-29. Dégrilleur du site 2



Figure II-30. Elément du dégrilleur du site 2

1.2.2.1.4 Cuve de stockage

D'après la pluviométrie de $0,6348 \text{ m}^3 / \text{m}^2 / \text{an}$, le volume d'eau récupérable a été évalué à 543 m^3 par an. La période sèche sur Toulouse est en moyenne de 10 jours et peut aller jusqu'à 20 jours. Il a donc été décidé, après calcul, d'utiliser une cuve de 30 m^3 .

Une cuve double peau en PEHD EP-DP 30000 a été enterrée, de façon à ce qu'elle soit hors gel (Figure II-31). Du fait de la présence d'une nappe alluviale, cette cuve repose sur un radier et une dalle en béton afin d'éviter qu'elle ne soit endommagée lorsque le niveau d'eau de la nappe monte. Enfin, une dalle de répartition a été réalisée pour permettre le passage des véhicules. En effet, la cuve est située sous un parking de voitures, sur lequel des opérations de grutage sont parfois réalisées.

Cette cuve est équipée d'un tube tranquillisateur, d'un tuyau souple d'aspiration et d'un siphon d'évacuation du trop-plein, similaires à ceux décrits pour la cuve du premier site.



Figure II-31. Installation de la cuve sur le site 2

1.2.2.2 Réutilisation dans l'habitat

1.2.2.2.1 Système de pompage

Le système de pompage et de filtration a été installé dans une salle au rez-de-chaussé du bâtiment. Le système de pompage est de type Rain System AF 150 commercialisé par WILO (Figure II-32). Il est équipé de deux pompes qui fonctionnent en alternance, ou en parallèle en cas de pointe de consommation. Lorsque la cuve est quasiment vide, une sonde et une électrovanne assure la bascule du système de la cuve vers un réservoir de secours. L'eau pour les usages est alors pompée dans un réservoir de 150 L rempli par le réseau d'eau public. La disconnexion totale entre les deux réseaux est assurée par une alimentation du réservoir d'appoint par surverse avec garde d'air. Ce réservoir est équipé d'un flotteur mécanique et d'un trop-plein. Un réservoir sous pression a été installé dans le circuit de façon à éviter les déclenchements intempestifs de la pompe pour de petites quantités ou en cas de fuite.

1.2.2.2.2 Système de filtration

Le système de filtration modèle NW 50 DUO de chez Cintropur est similaire à celui du premier site mais de capacité supérieure. Il comprend une chaussette filtrante à $25 \mu\text{m}$ suivie d'un filtre d'une contenance d'environ 4,5L, rempli de charbon actif en grain de 0,8 mm de diamètre, type Norit Row 08 SUPRA (Figure II-33). Les préconisations d'entretien sont un changement du filtre chaussette et un renouvellement du charbon actif trois fois par an.



Figure II-32. Système de pompage du site 2



Figure II-33. Système de filtration du site 2

1.2.2.2.3 Traitement UV

Le traitement UV installé est un modèle EUREKA commercialisé par la société RER (Figure II-34). Il est composé d'une chambre de traitement, d'une gaine en quartz et d'une lampe de 95 W. Le remplacement de la lampe est préconisé une fois par an, si elle fonctionne en continu. En cas de panne électrique ou pour toute autre raison empêchant la désinfection, une électrovanne, en position ouverte par défaut, se ferme et empêche la distribution d'eau.



Figure II-34. Traitement UV du site 2

1.2.2.2.4 Raccordement aux usages

Les eaux de pluie collectées servent à l'alimentation des chasses d'eau. Le bâtiment recherche comprend un rez-de-chaussée et un étage. Chaque niveau comporte deux blocs de WC, chacun comprenant un WC « homme » et un WC « femme », soit un total de douze WC. Ces blocs se situent aux extrémités du bâtiment, ceux de l'étage étant à la verticale de ceux situés au rez-de-chaussée. Seulement, deux d'entre eux disposent d'un lavabo dans la même pièce que les WC et ont donc été éliminés pour satisfaire aux exigences réglementaires. Ainsi, huit chasses d'eau sont alimentées en eau de pluie.

Une photographie du système de réutilisation complet est fournie sur la Figure II-35. Pour les besoins de l'étude, des vannes supplémentaires et des compteurs ont été ajoutés à l'installation.



Figure II-35. Système de réutilisation des eaux de pluie du site 2

I.2.3 Réalisation de la vidange annuelle

La vidange de la cuve sur le deuxième site a été réalisée le 24 novembre 2010, soit un an après la première mise en eau du système. La cuve a été vidée à l'aide d'un camion hydrocureur (Figure II-36 ; Figure II-37). Dès que le voile de boue a été atteint, l'opération de vidange a été stoppée de façon à permettre le prélèvement de sédiments de fond de cuve (Figure II-38).

Suite à la période estivale, le système avait été entièrement contaminé par un biofilm. La vidange a donc été suivie d'une désinfection du système qui a été réalisée par la Société Méridionale d'Environnement. Le désinfectant utilisé était le Panox composé d'acide peracétique et d'eau oxygénée. Les parois de la cuve ont été nettoyées au karcher et les eaux de lavage évacuées par pompage (Figure II-39).



Figure II-36. Camion hydrocureur sur le site 2



Figure II-37. Vidange de la cuve sur le site 2



Figure II-38. Sédiments au fond de la cuve sur le site 2



Figure II-39. Système après désinfection sur le site 2

II PRELEVEMENTS

II.1 Présentation

La campagne de suivi mise en place comprend différents points de prélèvements situés au fil de l'eau dans le système de récupération des eaux de pluie.

Ainsi, des prélèvements d'eaux stockées en cuve et d'eaux distribuées pour les usages ont été réalisés de façon hebdomadaire sur les deux systèmes de récupération-réutilisation des eaux de pluie étudiés. Les prélèvements ont été effectués de début janvier 2009 à fin février 2010 sur le premier site, et de début novembre 2009 à début novembre 2010 sur le deuxième site. Parallèlement, des prélèvements d'eaux météorites et d'eaux de ruissellement de toiture ont été effectués lors d'évènements pluvieux.

Les caractéristiques de la campagne de prélèvement sont récapitulées dans le Tableau II-1 et illustrées par la Figure II-40.

Tableau II-1. Principaux points de prélèvements et fréquences associées

Type de prélèvement	Fréquence
eaux météorites	ponctuel
eaux de ruissellement de toiture	
eaux stockées en cuve	1 fois / semaine
eaux distribuées pour les usages	1 fois / semaine

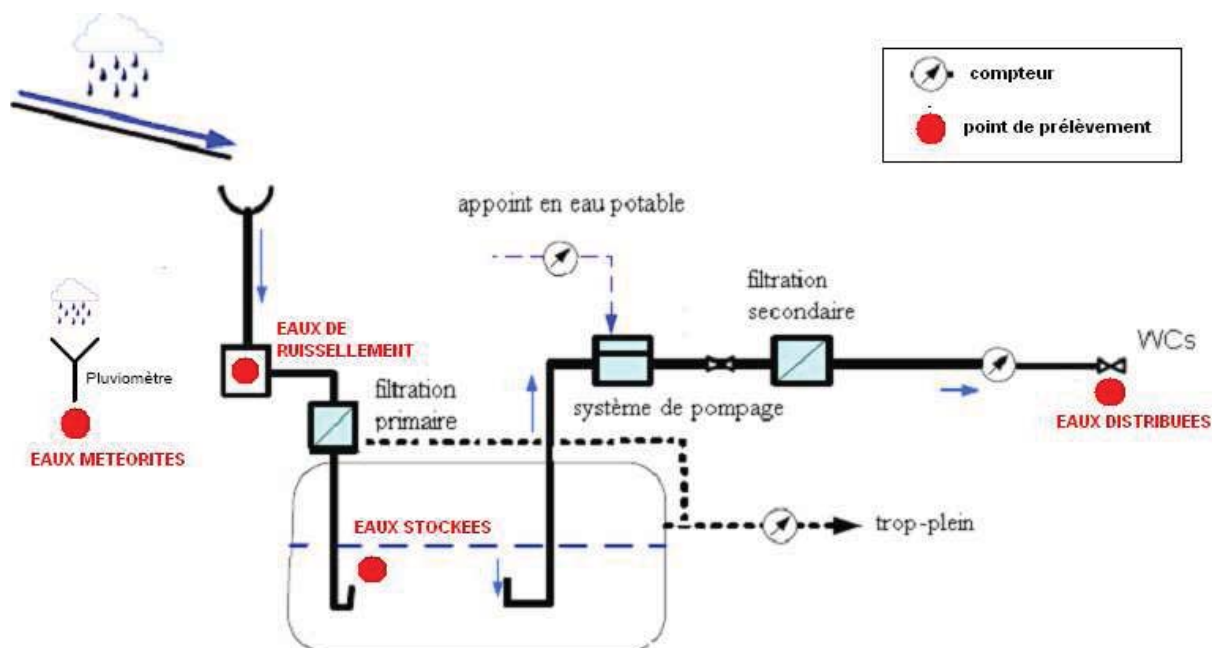


Figure II-40. Principaux points de prélèvements

II.2 Protocoles

II.2.1 Prélèvements d'eaux météorites

Les eaux météorites ont été récoltées à l'aide de bassines en plastique de qualité alimentaire (30 bassines de 10 L, 545 x 390 x 80 mm hors tout, Manutan). Juste avant l'évènement pluvieux, les bassines étaient rincées à l'eau UHQ ou avec l'eau de la pluie échantillonnée. Pour les prélèvements microbiologiques, elles avaient été préalablement désinfectées à l'aide de lingettes (VWR, référence 115-8133). Les bassines ont été disposées sur une bâche plastique à usage unique afin de limiter ces contaminations (Figure II-41). Les lieux de mise en place étaient (1) une dalle en béton située juste à côté de la maison individuelle qui constitue le premier site d'étude et (2) le toit terrasse du deuxième site.



Figure II-41. Prélèvements d'eaux météorites sur le site 1

II.2.2 Prélèvements d'eaux de ruissellement de toiture

Les eaux de ruissellement de toiture ont été prélevées au pied d'une des quatre descentes pluviales en zinc sur le premier site (Figure II-42). Elles ont été prélevées au pied des descentes pluviales, à l'entrée du filtre dégrilleur sur le deuxième site (Figure II-43).



Figure II-42. Prélèvement d'eaux de ruissellement de toiture sur le site 1



Figure II-43. Lieu de prélèvement d'eaux de ruissellement de toiture sur le site 2

II.2.3 Prélèvements d'eaux stockées en cuve

Pour suivre la qualité de l'eau en cours de stockage, des prélèvements ont été réalisés directement dans la cuve à l'aide d'une canne de prélèvement munie d'un bécnet (Figure II-44). Au préalable, le bécnet était désinfecté à l'éthanol, rincé à l'eau distillée, puis rincé deux fois à l'eau de pluie stockée dans la cuve. Ce protocole pour prélèvements microbiologiques a été développé avec la norme NF EN ISO 19 458 en appui (AFNOR, novembre 2006).



Figure II-44. Prélèvements dans la cuve

II.2.4 Prélèvements d'eaux distribuées pour les usages

Chacune des installations est équipée d'un robinet situé à l'extérieur de l'habitat, lequel délivre une eau de même qualité que celle utilisée pour l'alimentation des chasses d'eau. Les prélèvements d'eaux distribuées ont été effectués à ce robinet extérieur. La première étape consiste à faire couler l'eau pendant une minute jusqu'à stabilisation de la température. Le robinet est ensuite désinfecté à l'éthanol. Il est ouvert de nouveau de façon à rincer, puis les flacons sont remplis. Cette procédure est en accord avec la norme NF EN ISO 19458 « Qualité de l'eau – échantillonnage pour analyse microbiologique » de novembre 2006 (AFNOR, novembre 2006).

II.2.5 Prélèvements de sédiments

Sur chacun des sites, à l'occasion de la vidange de la cuve, des eaux chargées en sédiments ont été prélevées. Les prélèvements ont été effectués dans la zone située entre le tube d'arrivée des eaux des pluies et le milieu de la cuve. Ces eaux ont été centrifugées ; puis, les sédiments obtenus lyophilisés pour conservation à 20°C jusqu'à analyses.

III PARAMETRES ANALYSES

III.1 Présentation

Le Tableau II-2 récapitule les différents paramètres physico-chimiques analysés sur les prélèvements décrits dans le paragraphe précédent. Pour les prélèvements effectués dans la cuve et au robinet extérieur, les analyses grisées ont été réalisées une fois par mois, les autres paramètres ont été déterminés chaque semaine. Ce tableau précise également la méthode de détermination utilisée dans cette étude et indique la norme de référence correspondante pour chaque paramètre.

Le Tableau II-3 présente les paramètres microbiologiques recherchés dans les différents prélèvements réalisés lors de cette étude. Les analyses de parasites *Cryptosporidium* et *Giardia* n'ont pas pu être réalisées sur les prélèvements d'eaux météorites car elles nécessitaient de trop gros volumes. Pour les prélèvements effectués dans la cuve et au robinet extérieur, les paramètres non grisés ont été analysés chaque semaine, ceux grisés ont été effectués de façon mensuelle. Les *aeromonas* ont été recherchés toutes les deux semaines.

Les légionelles ont été recherchées selon deux méthodes. La quantification par Polymerase Chain Reaction (PCR) repose sur une amplification des gènes. Cette méthode prend donc en compte toutes les légionelles présentes dans l'échantillon disposant d'un bagage génétique, qu'elles soient vivantes ou mortes. La méthode par culture permet une quantification des souches vivantes et cultivables. Ces deux méthodes complémentaires ont été utilisées pour dénombrer les *Legionella species*, c'est-à-dire l'ensemble des espèces de légionelles sans distinction. L'espèce pathogène *Legionella pneumophila* a également été recherchée de façon spécifique.

Tableau II-2. Analyses physico-chimiques

Paramètre		Unité	Méthode utilisée	Norme de référence	Limite de quantification
pH	pH	-	pH-mètre	NF T 90-008	-
Température	T	°C	Thermomètre		-
Conductivité	Cond.	µS/cm	Conductimètre	NF EN 27888 (T 90-031)	-
Couleur	Coul.	mg Pt/L	Comparateur de couleur Nessler	NF EN ISO 7887 (T 90-034)	5
Turbidité	Turbi.	NTU	Turbidimètre	NF EN ISO 7027 (T 90-033)	-
Demande Biologique en Oxygène	DBO ₅	mg/L	Ensemencement-Incubation	NF EN 1899 (T 90-103)	3
Demande Chimique en oxygène	DCO	mg/L	Test rapide*	NF T 90-101	30
Azote Total	Nt	mg/L	Test rapide*	NF EN ISO 11905-1 (T 90-061)	1
Phosphore Total	Pt	mg/L	Test rapide*	NF EN ISO 6878 (T 90-023)	0,10
Carbone Organique Total	COT	mg/L	COT-mètre	NF EN 1484 (T 90-102)	0,50
Dureté	TH	mmol/L °F	Calcul	NF T 90-003	0,1 °F
Titre Alcalimétrique	TA	mmol/L °F	Titrimétrie	NF EN ISO 9963-1 (T 90-036)	1 °F
Titre Alcalimétrique Complet	TAC				2 °F
Chlorures	Cl ⁻	mg/L	HPIC	NF EN ISO. 10304-1 (T 90-042)	0,1 par ion
Sulfates	SO ₄ ²⁻				
Nitrates	NO ₃ ⁻				
Phosphates	PO ₄ ³⁻				
Magésium	Mg ²⁺	mg/L	HPIC	NF EN ISO 14911 (T 90-048)	
Calcium	Ca ²⁺				
Sodium	Na ⁺				
Potassium	K ⁺				
Ammonium	NH ₄ ⁺				
Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (15 congénères**)	HAP				
Pesticides (405 composés**)	Pest.	µg/L	Méthode multirésidus	NF EN ISO10695 (T 90-121) NF EN ISO 6468 (T 90-120)	0,005 à 0,1 par composé
Aluminium	Al	µg/kg	ICP-SM	ISO 17294 (T 90-164)	0, 1 par élément
Cadmium	Cd				
Chrome	Cr				
Cuivre	Cu				
Fer	Fe				
Nickel	Ni				
Zinc	Zn				
Plomb	Pb				

*Test rapide : Spectroquant ®, Merck.

**Le détail des congénères se trouve en annexe I.

→ Les paramètres non grisés ont été analysés chaque semaine, ceux grisés une fois par mois.

→ **ELL** : Extraction Liquide-Liquide ; **SM** : Spectrométrie de Masse ; **Fluo** : détecteur à fluorescence ; **HPLC** : Chromatographie Liquide Haute Performance ; **HPIC** : Chromatographie Ionique Haute Performance ; **ICP** : torche à plasma

Tableau II-3. Analyses microbiologiques

Paramètre	Méthode utilisée	Unité	Norme de référence
Bactéries coliformes	Filtration sur membrane	ufc/100mL	NF EN ISO 9308-1 (T 90-414)
<i>Escherichia Coli</i>	Filtration sur membrane	ufc/100mL	NF EN ISO 9308-1 (T 90-414)
Entérocoques	Microplaques	ufc/100mL	NF EN ISO 7899-1 (T 90-432)
Microorganismes revivifiables à 22°C	Ensemencement par incorporation	ufc/mL	NF EN ISO 6222 (T 90-401)
Microorganismes revivifiables à 36°C	Ensemencement par incorporation	ufc/mL	NF EN ISO 6222 (T 90-401)
<i>Aeromonas</i>	Filtration+identification	n/100mL	Selon EPA 1605
Oocystes de <i>Cryptosporidium</i>	Concentration sur cartouche, élution et centrifugation Dénombrement	n/100mL	NF T 90-455
Kystes de <i>Giardia</i>			
<i>Legionella species</i>	Culture	ufc/L	NF T 90-431
<i>Legionella pneumophila</i>	Culture	ufc/L	NF T 90-431
<i>Legionella species</i>	PCR	ug/L	NF T 90-471
<i>Legionella pneumophila</i>	PCR	ug/L	NF T 90-471
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Filtration sur membrane	n/100mL	NF EN 12780 (T 90-419)

→ Les paramètres non grisés ont été analysés chaque semaine, ceux grisés une fois par mois.

→ Les analyses d'*Aeromonas* ont été réalisées une fois toutes les deux semaines.

III.2 Flaconnage

Le flaconnage mis en œuvre pour la réalisation de la campagne analytique est présenté dans Tableau II-4 et sur la Figure II-45. Les échantillons prélevés sur site ont été acheminés au laboratoire dans des glacières. La température a été déterminée sur site. Les paramètres tels que le pH, la turbidité, la conductivité, la mesure de couleur et la DBO₅ ont été réalisés dès l'arrivée au laboratoire. Les autres flacons pour les analyses physico-chimiques ont été stockées au congélateur à -20°C jusqu'à la réalisation des analyses. Les analyses microbiologiques ont été débutées dans les 24 h.



Figure II-45. Flaconnage

III.3 Protocoles

III.3.1 Analyses physico-chimiques

Les analyses physico-chimiques ont été réalisées au laboratoire. Les protocoles sont présentés en annexe I.

III.3.2 Analyses microbiologiques

Les analyses microbiologiques ont été réalisées par le Centre d'Analyses Environnementales (CAE) de Veolia : Laboratoire Central - Immeuble "Le Dufy" - 1, place de Turenne - 94417 Saint-Maurice Cedex. Le CAE dispose de différents protocoles d'analyses prédéfinis suivant le type d'eaux, eaux propres ou eaux chargées. Dans le cadre de cette étude, un protocole à façon a été mis en place. Il a, en effet, été nécessaire de déterminer les dilutions adaptées aux eaux de pluie qui ne sont ni des eaux propres, ni des eaux usées. Les protocoles sont présentés en annexe I.

Tableau II-4. Flaconnage utilisé

Paramètre	Type de flacon	Volume	Conservateur
Température	mesuré sur site		
pH	plastique	20 mL	
Turbidité			
Conductivité			
DBO ₅	plastique	500 mL	
Couleur			
Anions	plastique	20 mL	
Cations			
TA	plastique	500 mL	
TAC			
DCO	plastique	1 L	
COT			
Azote total			
Phosphore total			
Métaux	plastique	120 mL	acidification HNO ₃
HAP	verre ambré	1 L	
Pesticides	plastique	1 L	
Bactéries coliformes	plastique stérile	500 mL	thiosulfate
<i>Escherichia Coli</i>			
Entérocoques			
Microorganismes revivifiables à 22°C			
Microorganismes revivifiables à 36°C			
<i>Aeromonas</i>	plastique stérile	500 mL	thiosulfate
Oocystes de <i>Cryptosporidium</i>	bidon	20 L	
Kystes de <i>Giardia</i>			
<i>Legionella species*</i>	plastique stérile	1 L	thiosulfate
<i>Legionella pneumophila*</i>			
<i>Legionella species*</i>	plastique stérile	1 L	thiosulfate
<i>Legionella pneumophila*</i>			
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	plastique stérile	500 mL	thiosulfate

* Les légionelles ont été analysées selon deux techniques différentes, lesquelles sont présentées en annexe I.

→ DBO₅ : Demande biologique en Oxygène à 5 jours ; TA : Titre Alcalimétrique, TAC : Titre Alcalimétrique Complet ; DCO : Demande Chimique en Oxygène ; COT : Carbone Organique Total

IV TRAITEMENT STATISTIQUE DES DONNEES

IV.1 Boîtes à moustaches

La boîte à moustaches, traduction de Box & Whiskers Plot ou box plot, est une invention de Tukey (1977) pour représenter schématiquement une distribution. Dans cette étude, elles ont été tracées à l'aide du logiciel XL-STAT (Addinsoft).

Les boîtes à moustaches comprennent plusieurs éléments (Figure II-46).

- Une échelle des valeurs est présentée sur l'axe horizontal.
- La valeur du premier quartile (Q1) constitue le trait inférieur de la boîte.
- La valeur du troisième quartile (Q3) constitue le trait supérieur de la boîte.
- La valeur de second quartile (Q2), qui est donc la médiane, est représentée par un trait vertical au sein de la boîte.
- Les moustaches inférieure et supérieure sont représentées de chaque côté de la boîte. L'extrémité de la moustache inférieure est la valeur minimum dans les données qui est supérieure à la valeur frontière basse : $Q1 - 1,5 \times (Q3 - Q1)$. L'extrémité de la moustache supérieure est la valeur maximum dans les données qui est inférieure à la valeur frontière haute : $Q3 + 1,5 \times (Q3 - Q1)$.
- La moyenne est parfois présentée par un + rouge.
- Les valeurs maximum et minimum sont représentées par des points bleus.
- Certaines valeurs atypiques peuvent également être représentées. Les points sont des valeurs extrêmes qui se trouvent entre 1,5 et 3 fois l'écart interquartile ($Q3 - Q1$) au-dessous ou au-dessus de la boîte. Les astérisques sont des valeurs extrêmes qui se trouvent à plus de 3 fois l'interquartile (IQ) au-dessous ou au-dessus la boîte.

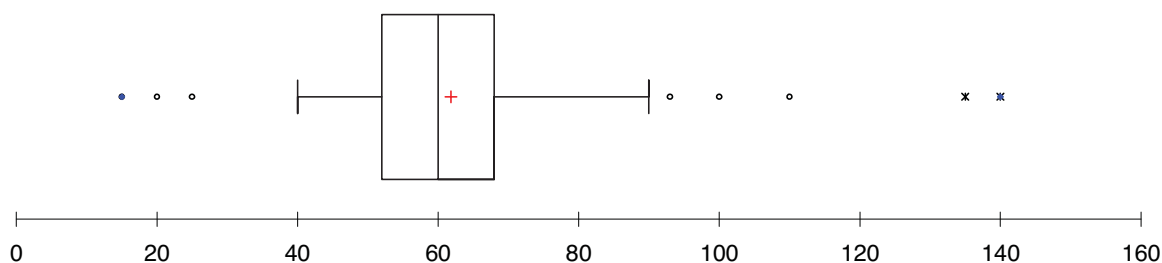


Figure II-46. Exemple de boîte à moustaches

→ + représente la moyenne

→ o , * représente les valeurs atypiques

→ Les points bleus représentent les valeurs minimum et maximum

IV.2 Analyses multi variées

En présence d'un grand nombre de prélèvements décrits par plusieurs variables, il est utile de recourir à des méthodes d'analyse statistique multivariées pour caractériser les résultats obtenus.

Il existe plusieurs types de techniques, utiles à la caractérisation de tels volumes de données :

- les méthodes de projection,
- les méthodes de classification.

Les méthodes de projection, comme l'analyse en composantes principales, ont pour objectif de décomposer, et ainsi de réduire, un jeu de données quelconque en une série de composantes qui en décrivent les propriétés principales. Il est souvent utile de franchir une

étape supplémentaire, en utilisant des méthodes de classification, telle que la classification hiérarchique ascendante, qui regroupent les données étudiées en classes, lesquelles aident dans certains cas à identifier les processus physiques.

Les analyses multivariées ont été réalisées à l'aide du logiciel XL-STAT (Addinsoft).

IV.2.1 Analyse en composantes principales (ACP)

IV.2.1.1 Principe

L'analyse en composante principale (ACP) s'applique à des tableaux croisant des individus ou observations (en lignes) et des variables quantitatives (en colonnes). On note x_{ik} la valeur prise par l'individu i pour la variable k . L'indice i varie de 1 à I et k de 1 à K . \bar{x}_k est la moyenne de la variable k calculée sur l'ensemble des I individus et s_k est l'écart-type de la variable k .

L'ACP se focalise sur des liaisons linéaires entre variables. Des liaisons plus complexes existent comme les liaisons quadratiques, logarithmiques, exponentielles, etc. mais elles ne sont pas étudiées en ACP. Ceci peut sembler restrictif mais en pratique de nombreuses liaisons peuvent être considérées comme linéaires, au moins dans une première application.

L'ACP se veut descriptive : elle permet de condenser les informations et donc de les interpréter plus facilement. L'idée est de représenter le nuage de points dans un espace de dimension réduite de façon « optimale », c'est-à-dire en déformant le moins possible les distances entre individus. Elle revient donc à chercher le meilleur espace de représentation de dimension réduite permettant au mieux de visualiser la forme d'un nuage à K dimensions.

C'est un peu comme faire une photo d'un objet : on passe de deux à trois dimensions. Le but de l'ACP est de trouver l'endroit où poser l'appareil photo pour que l'on reconnaisse le mieux le sujet.

IV.2.1.2 Obtention des variables centrées réduites

Le centrage présente des avantages techniques et est donc toujours réalisé en ACP. L'opération de réduction est indispensable dans le cas où les variables ne s'expriment pas dans les mêmes unités de mesure. Même en dehors de ces cas, elle est généralement préférable car elle revient à accorder la même importance à chaque variable. L'obtention des variables centrées réduites est réalisée en donnant même moyenne (nulle) et même variance (l'unité) à toutes les colonnes. Cela revient à considérer $(x_{ik} - \bar{x}_k)/s_k$ au lieu de x_{ik} . Cette opération est aussi appelée « standardisation ».

IV.2.1.3 Obtention des axes

Géométriquement, l'ACP peut être vue comme un changement de base dans lequel les premiers vecteurs de la nouvelle base jouent un rôle privilégié.

La première étape de l'ACP est le calcul de la matrice des corrélations. Les axes de l'ACP sont obtenus par diagonalisation de cette matrice qui en extrait les vecteurs propres et les valeurs propres associées. Les vecteurs propres correspondent aux vecteurs u_s qui définissent les nouveaux axes et qui sont associés chacun à la valeur propre de rang s . Les nouveaux axes sont des combinaisons linéaires des anciens axes et peuvent donc être considérés comme de nouvelles variables combinaisons linéaires des anciennes, lesquelles ont la particularité de ne pas être corrélées entre elles. Ces nouvelles variables sont communément appelées « composantes principales ».

La valeur propre λ_s s'interprète alors comme la « variance expliquée » par l'axe de rang s . Le pourcentage d'inertie rapporte l'inertie projetée à l'inertie totale. Il peut être vu comme une

mesure de la qualité de représentation des données ou comme une mesure de l'importance relative des axes. Ces pourcentages d'inerties s'additionnent pour plusieurs axes.

$$\text{inertie} = \frac{\lambda_s}{\sum_{k=1}^K \lambda_s}$$

La quantité d'information doit décroître rapidement sinon cela veut dire que le nuage de points est de forme semblable à une sphère et qu'il n'y a donc aucun angle de prise de vue qui permette d'avoir une image satisfaisante.

Il est important de souligner que l'orientation des axes est arbitraire. Le signe des coordonnées des individus sur un axe n'a donc pas de signification. En revanche, la comparaison des signes peut s'interpréter. Si deux individus ont sur un axe, le premier une coordonnée positive, et le second une coordonnée négative, cela signifie qu'ils s'opposent sur cet axe.

IV.2.1.4 Représentation des variables

Une fois ces axes calculés, il faut en connaître la signification. Pour cela, la représentation des anciennes variables se fait sur un cercle de rayon 1 en utilisant comme coordonnée les coefficients de corrélation avec les nouvelles variables, donc les composantes principales.

La qualité de représentation d'une variable sur un plan s'évalue visuellement à partir de la distance au bord du cercle. Deux variables colinéaires sont significativement corrélées. Deux variables orthogonales sont significativement non-corrélées.

Il faut, pour interpréter correctement des graphiques des cercles de corrélation, se souvenir qu'un coefficient de corrélation est une mesure de liaison linéaire entre deux variables, et qu'il peut arriver que deux variables très fortement liées aient un coefficient de corrélation nul ou très faible, si leur liaison n'est pas linéaire.

IV.2.1.5 Représentation des individus

Une fois ces axes identifiés, on peut projeter les individus sur les plans principaux, dont les axes sont les premières composantes principales qui rassemblent donc le maximum d'inertie. Il faut s'assurer que la représentation des individus sur ces plans est de bonne qualité. Pour un individu, on mesure cette qualité à l'aide du cosinus de l'angle formé par le plan principal et le vecteur défini par l'individu. Idéalement, lorsqu'un individu est sur le plan factoriel, l'angle défini est alors nul, ce qui entraîne un cosinus carré égal à 1. Au contraire, un individu orthogonal à chacun des axes du plan factoriel aura un cosinus carré nul. Tous les individus occupant des positions intermédiaires auront un cosinus carré d'autant plus proche de 1 qu'un individu est bien représenté par sa projection sur le plan.

Lorsqu'un individu contribue beaucoup à la construction d'un axe factoriel, il est fréquent que les résultats d'une nouvelle ACP construite sans cet individu changent de façon substantielle : les principaux facteurs de variabilité peuvent changer et de nouvelles oppositions entre individus apparaître.

IV.2.1.6 Retour aux données

Il est prudent d'appuyer l'interprétation par un retour aux données. Il convient entre autres de vérifier les conclusions de l'ACP par une relecture du tableau de données et de la matrice de corrélation.

IV.2.2 Classification ascendante hiérarchique (CAH)

L'analyse en composante principale est particulièrement bien adaptée à l'exploration de grands tableaux numériques, car elle permet de fournir un nouveau jeu de données plus

compact, mais elle ne suffit pas toujours à fournir une vue satisfaisante de l'ensemble des données. Non seulement les visualisations ne véhiculent qu'une partie de l'information, mais elles sont parfois elles-mêmes trop complexes pour être interprétées facilement. Dans ces circonstances, la classification ascendante hiérarchique (CAH) peut compléter et nuancer les résultats de l'ACP. La complémentarité entre l'ACP et la CAH concerne la compréhension de la structure des données et facilite l'interprétation des résultats.

IV.2.2.1 Principe

Le principe de la CAH est de rassembler les observations ou les modalités d'une variable qualitative selon un critère de ressemblance défini au préalable. Les observations les plus "ressemblantes" seront ainsi réunies dans des groupes homogènes, lesquels se rassembleront plus ou moins rapidement en fonction de leurs ressemblances.

La CAH considère initialement toutes les observations comme étant des clusters ne contenant qu'une seule observation. La première étape consiste donc à réunir dans un cluster à deux observations les deux observations les plus proches. Puis, la CAH continue, fusionnant à chaque étape les deux clusters les plus proches au sens de la distance choisie. Le processus s'arrête quand les deux clusters restant fusionnent dans l'unique cluster contenant toutes les observations.

La classification est ascendante car elle part des observations individuelles ; elle est hiérarchique car elle produit des classes ou groupes de plus en plus vastes, incluant des sous-groupes en leur sein.

IV.2.2.2 Choix des variables représentant les individus

Dans le cas où les données observées sont les valeurs de K variables sur I individus, on pourra choisir d'effectuer une classification des individus, ou une classification des variables. Les variables de départ s'expriment dans des unités différentes et prennent des valeurs sur des échelles difficilement comparables. Il est donc choisi de représenter les individus à l'aide des variables centrées réduites associées aux variables de départ.

Il revient au même de réaliser la CAH sur des individus à partir de K variables centrée réduites que de réaliser la CAH des individus à partir des p facteurs obtenus à l'aide d'une ACP normée sur les variables précédentes. Toutefois, il peut être intéressant de réaliser la CAH à partir des Q premiers facteurs ($Q < K$). Cela a pour effet d'éliminer une partie des variations entre individus, qui correspond en général à des fluctuations aléatoires, c'est-à-dire à un « bruit statistique ».

IV.2.2.3 Choix d'un indice de dissimilarité

La CAH procède par fusions successives de clusters déjà existants. A chaque étape, les deux clusters qui vont fusionner sont ceux dont la "distance" est la plus faible. La question est donc de trouver une bonne définition de ce que l'on entend par la "distance" entre deux groupes de points. De nombreuses mesures de la « distance » entre individus ont été proposées.

Le type de distance le plus couramment utilisé est la distance euclidienne. Il s'agit simplement d'une distance géométrique dans un espace multidimensionnel.

$$d(I_i, I_j) = \sqrt{\sum_k (x_{ik} - x_{jk})^2}$$

IV.2.2.4 Choix d'un indice d'agrégation

L'application de la méthode suppose également le choix d'une "distance" entre classes. Là encore, de nombreuses solutions existent. Il faut noter que ces solutions permettent toutes de calculer la distance entre deux classes quelconques sans avoir à recalculer celles qui existent entre les individus composant chaque classe. Nous avons utilisé la méthode de Ward. Cette

méthode se distingue de toutes les autres en ce sens qu'elle utilise une analyse de la variance approchée afin d'évaluer les distances entre classes. En résumé, cette méthode tente de minimiser la somme des carrés de tous les couples hypothétiques de classes pouvant être formés à chaque étape. Les indices d'agrégation sont recalculés à chaque étape à l'aide de la règle décrite ci-après.

Soit une classe M obtenue en regroupant les classes K et L, soit n_j , n_k et n_l les poids respectifs des classes J, K et L, la distance D de la classe M à la classe J est donnée par :

$$D(M, J) = \frac{(n_j + n_k)D(K, J) + (n_j + n_l)D(L, J) - n_j D(K, L)}{n_j + n_k + n_l}$$

Cette méthode revient donc à retenir comme distance entre deux groupes celle qui minimise la variance intra-groupe tout en maximisant la variance inter-groupe.

IV.2.2.5 Représentation

L'historique de classification est représenté sur un arbre hiérarchique appelé dendrogramme. Le dendrogramme nous indique l'ordre dans lequel les agrégations successives ont été opérées. Il nous indique également la valeur de l'indice d'agrégation à chaque niveau d'agrégation. Les typologies qui ont le plus de chance d'être significatives sont obtenues simplement en traçant une ligne horizontale en travers du dendrogramme, et en retenant dans la typologie les clusters terminaux qui sont juste au-dessus de cette ligne. Il est généralement pertinent d'effectuer la coupure après les agrégations correspondant à des valeurs peu élevées de l'indice et avant les agrégations correspondant à des valeurs élevées. En coupant l'arbre au niveau d'un saut important de cet indice, on peut espérer obtenir une partition de bonne qualité car les individus regroupés en-dessous de la coupure étaient proches, et ceux regroupés après la coupure sont éloignés. En changeant la hauteur de la ligne de coupure, on change le nombre de clusters retenus, et on dispose ainsi d'un moyen simple pour faire varier la granularité de la typologie finale.

CONCLUSION

Les conditions de l'étude de la qualité physico-chimique et microbiologique des deux systèmes de récupération d'eaux de toiture et réutilisation pour l'alimentation des chasses d'eau sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau II-5. Conditions de l'étude de la qualité physico-chimique et microbiologique des deux systèmes de récupération d'eaux de toiture

Site	Site 1	Site 2
Echelle	maison individuelle	bâtiment collectif
Localisation	zone rurale	zone périurbaine
Type de toiture	en pente avec tuiles	terrasse bitumée
Surface de la toiture	204 m ²	1 655 m ²
Volume de la cuve	5 m ³	30 m ³
Nombre de chasses d'eau alimentée en eau de pluie	2	8
Occupation	4 personnes	~ 60 personnes
Période d'installation	décembre 2008	septembre 2009
Réalisation de la vidange	19 mai 2010	24 novembre 2010
Période de suivi de la qualité	janvier 2009 – février 2010	novembre 2009 – octobre 2010
Nombre de prélèvements d'eaux météorites	3	5
Nombre de prélèvements d'eaux de ruissellement de toiture	3	5
Nombre de prélèvements d'eaux stockées dans la cuve	55	52
Nombre de prélèvements d'eaux distribuées	55	52
Nombre de paramètres analysés de façon hebdomadaire	18 paramètres physico-chimiques 5 paramètres microbiologiques	
Nombre de paramètre analysés de façon mensuelle	32 paramètres physico-chimiques 12 paramètres microbiologiques	
Paramètres physico-chimiques	pH, température, conductivité, couleur, turbidité, DBO ₅ , DCO, Nt, Pt, COT, TH, TA, TAC, cations, anions, HAP, pesticides, éléments traces métalliques	
Paramètres microbiologiques	Bactéries coliformes, <i>E. coli</i> , entérocoques, microorganismes revivifiabiles à 22°C et à 36°C, <i>Aeromonas</i> , <i>Cryptosporidium</i> , <i>Giardia</i> , <i>Legionella species</i> , <i>Legionella pneumophila</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> .	

PARTIE III

ETUDE DE LA QUALITE DES EAUX COLLECTEES RUISSELEES

SOMMAIRE DE LA TROISIEME PARTIE

I	RESULTATS	67
I.1	MAISON INDIVIDUELLE EN ZONE RURAL AVEC TOITURE EN TUILES	67
I.2	BATIMENT COLLECTIF EN ZONE PERIURBAINE AVEC TOITURE TERRASSE BITUMEE	67
II	VARIABILITE DES PARAMETRES ETUDIES	68
II.1	QUALITE PHYSICO-CHEMIQUE	68
II.1.1	<i>Paramètres globaux de pollution</i>	68
II.1.2	<i>Eléments traces métalliques (ETM)</i>	68
II.1.3	<i>Micropolluants organiques</i>	72
II.1.3.1	Hydrocarbures aromatiques polycycliques	72
II.1.3.2	Pesticides et métabolites	72
II.2	QUALITE MICROBIOLOGIQUE.....	75
II.2.1	<i>Contamination microbiologique globale</i>	76
II.2.2	<i>Contamination fécale</i>	78
II.2.3	<i>Présence de pathogènes</i>	79
II.2.3.1	<i>Legionella pneumophila</i>	79
II.2.3.2	<i>Aeromonas et Pseudomonas aeruginosa</i>	80
II.2.3.3	<i>Cryptosporidium et Giardia</i>	80
II.2.4	<i>Influence de la saisonnalité</i>	82
III	ETUDE DES CORRELATIONS PAR ANALYSES MULTIVARIEES	87
III.1	ANALYSES HEBDOMADAIRES	87
III.1.1	<i>Maison individuelle en zone rurale avec toiture en tuiles</i>	87
III.1.1.1	Résultats	87
III.1.1.1.1	Corrélations entre les paramètres	87
III.1.1.1.2	Qualité des prélèvements hebdomadaires au cours des saisons.....	89
III.1.1.2	Interprétations.....	91
III.1.1.2.1	Influence d'un événement météorologique exceptionnel sur la composition ionique	91
III.1.1.2.2	Particularité de l'été	92
III.1.1.2.3	Influence de la pluviométrie sur la contamination fécale	93
III.1.2	<i>Bâtiment collectif en zone périurbaine avec toiture terrasse bitumée</i>	94
III.1.2.1	Résultats	94
III.1.2.1.1	Corrélations entre les paramètres	94
III.1.2.1.2	Qualité des prélèvements hebdomadaires au cours des saisons.....	96
III.1.2.2	Interprétations.....	96
III.1.2.2.1	Particularité de la période estivale.....	96
III.1.2.2.2	Influence de la pluviométrie sur la contamination fécale	99
III.2	ANALYSES MENSUELLES	99
III.2.1	<i>Contamination par les pesticides</i>	99
III.2.2	<i>Physico-chimie et microbiologie</i>	103
	CONCLUSION.....	106

Dans ce chapitre, les résultats sur la qualité des eaux stockées dans les cuves ont été traités. Il est important de souligner que les deux systèmes de récupération des eaux de pluie en aval des toitures ont chacun fait l'objet de prélèvements hebdomadaires durant plus de 52 semaines consécutives. Une trentaine de paramètres physico-chimiques et une dizaine de paramètres microbiologiques ont été analysés conjointement. Etant donné le grand nombre de valeurs disponibles, les interprétations ont été effectuées à l'aide d'analyses multi variées.

I RESULTATS

I.1 Maison individuelle en zone rural avec toiture en tuiles

Les eaux stockées dans la cuve de 5 m³ du premier site ont été collectées en aval d'une toiture en tuiles. Elles ont fait l'objet de prélèvements hebdomadaires de janvier 2009 à février 2010. Selon le paramètre considéré, un total de 15 à 55 valeurs réparties sur l'année est disponible. L'ensemble des résultats est donné sous forme de tableaux en annexe II.

I.2 Bâtiment collectif en zone périurbaine avec toiture terrasse bitumée

Les eaux stockées dans la cuve de 30 m³ du deuxième site ont été collectées en aval d'une toiture terrasse bitumée. Elles ont fait l'objet de prélèvements hebdomadaires de novembre 2009 à octobre 2010. Selon le paramètre considéré, un total de 14 à 52 valeurs réparties sur l'année est disponible. L'ensemble des résultats est présenté en annexe II.

II VARIABILITE DES PARAMETRES ETUDIES

II.1 Qualité physico-chimique

II.1.1 Paramètres globaux de pollution

Le Tableau III-1 présente les valeurs minimales, maximales, moyennes, médianes et les écarts-types des séries de résultats obtenus pour les principaux paramètres physico-chimiques analysés pour la maison individuelle et le bâtiment collectif. Les critères de qualité des eaux destinées à la consommation humaine (Arrêté du 11 janvier 2007), les prescriptions minimales applicables aux eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines réutilisées pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts (Arrêté du 2 août 2010) et aux eaux usées traitées (Arrêté du 22 juin 2007) ont également été reportés dans ce tableau lorsqu'ils étaient disponibles pour le paramètre considéré.

Sur les deux sites, les eaux de pluie collectées présentent un pH acide, ce qui est en accord avec la littérature (Yaziz et al., 1989; Simmons et al., 2001; Rossillon et al., 2007). La valeur maximale de 10,4 relevée sur le premier site sera discutée au paragraphe III.1.1.2.1. Les valeurs de TAC, pH et la température des échantillons ont permis de vérifier que les eaux étaient légèrement agressives sur un diagramme d'Hallopeau et Dubin. Respectivement sur les deux sites, 89 % et 96 % des valeurs de conductivité sont inférieures à $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Les eaux de ruissellement de toiture sont faiblement chargées en ions. Plus de la moitié des valeurs de couleur et de turbidité sont supérieures à $15 \text{ mg Pt}\cdot\text{L}^{-1}$ et à 2 NTU. La comparaison des valeurs minimum et maximum permet de prendre conscience de l'étendue de l'intervalle de variations des certains paramètres analysés. Globalement, les eaux stockées dans la cuve de 5 m^3 de la maison individuelle présentent une qualité physico-chimique correcte mais les limites de potabilité sont souvent dépassées. Dans la cuve de 30 m^3 du bâtiment collectif, les valeurs maximales en DCO, DBO_5 et en COT sont de l'ordre de grandeur des concentrations rencontrées dans les eaux usées. Le suivi analytique durant 52 semaines consécutives permet de visualiser l'évolution de chaque paramètre au cours de l'année. L'ensemble des graphes correspondant est présenté en annexe II.

II.1.2 Eléments traces métalliques (ETM)

Les concentrations en éléments traces métalliques dans les eaux de la cuve des deux sites sont présentés sur la Figure III-1 et sur la Figure III-2. Sur les deux sites, les concentrations rencontrées sont telles que $\text{Zn} > \text{Fe} > \text{Al} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cr} > \text{Cd}$. Les concentrations en métaux minoritaires, c'est-à-dire le chrome, le cadmium, le cuivre, le nickel et le plomb, sont présentés sur la Figure III-3. Les concentrations en zinc et en fer sont de l'ordre du $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, celles en aluminium, cuivre, plomb, nickel, chrome et cadmium de l'ordre de la dizaine de $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ou de l'ordre du $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Ces résultats correspondent à ceux rapportés par plusieurs études (Spinks et al., 2006; Jordan et al., 2008; Schriewer et al., 2008). Il est difficile de situer plus précisément les valeurs de concentrations mesurées par rapport à la littérature car les conditions expérimentales, telles que la nature de la surface de collecte ou l'environnement du site, sont différentes.

Les concentrations en zinc sont plus élevées sur le premier site, ce qui est cohérent avec la nature des descentes pluviales qui sont en acier zingué. Des valeurs plus élevées en plomb ont été quantifiées dans les eaux de la cuve du deuxième site. Ce site est équipé des descentes pluviales en PVC qui peuvent relarguer du plomb (Koh et al., 1991).

Tableau III-1. Grandeurs statistiques pour les principaux paramètres physico-chimiques

Paramètre	Unité	SITE 1						SITE 2						Eau distribuée	Eau « reuse »	Eau usée traitée
		n	MIN	MAX	MOY	MED	ET	n	MIN	MAX	MOY	MED	ET			
pH	-	55	5,6	10,4	6,5	6,2	1,1	52	4,1	6,6	5,8	6,1	0,7	6,5 à 9		
Conductivité	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	55	13,5	235,0	56,2	38,2	45,5	52	10,9	113	41,2	37,9	20,1	180 à 1 000		
Couleur	mg Pt.L^{-1}	55	<5	39	17,5	19	9,6	50	<5	210	44,9	35,5	47,0	15		
Turbidité	NTU	53	0,5	6,1	2,4	2,0	1,4	52	1,1	12	3,5	2,3	2,6	2		
DBO ₅	mg.L^{-1}	16	<3	17	2,7	<3	3,9	14	<3	330	38	<3	91			25
DCO	mg.L^{-1}	11	<30	34	<30	<30	<30	13	<30	600	85	<30	175		60	125
COT	mg.L^{-1}	55	<0,50	5,1	2,3	2,2	1,0	52	1,0	160	18,3	5,8	30,9	2		
Dureté	°F	55	<0,10	5,8	1,6	1,1	1,3	52	<1	3,0	1,2	1,1	<1			
TA	°F	55	<1,0	4,4	<1,0	<1,0	0,8	51	<1	<1	<1	<1	<1			
TAC	°F	55	<2,0	5,4	<2,0	<2,0	1,2	51	<2	2,7	<2	<2	<2			
Cl ⁻	mg.L^{-1}	54	0,6	4,0	1,9	1,7	1,0	50	0,2	4,1	1,4	1,3	0,9			
SO ₄ ²⁻	mg.L^{-1}	54	0,5	6,6	1,9	1,8	0,9	49	<0,1	5,3	1,2	0,9	1,2			
NO ₃ ⁻	mg.L^{-1}	54	0,5	7,8	2,7	2,4	1,5	51	<0,1	3,6	0,8	0,8	0,7			
PO ₄ ³⁻	mg.L^{-1}	54	<0,1	0,5	0,2	0,2	<0,1	52	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1			
Mg ²⁺	mg.L^{-1}	54	<0,1	0,7	0,3	0,2	0,2	52	0,1	0,6	0,2	<0,1	<0,1			
Ca ²⁺	mg.L^{-1}	54	1,0	18,8	4,7	3,0	4,3	52	0,8	12,0	3,3	2,7	2,2			
Na ⁺	mg.L^{-1}	54	0,3	2,3	1,1	0,9	0,5	52	<0,1	3,1	1,0	1,0	0,8			
K ⁺	mg.L^{-1}	54	0,2	4,9	1,3	0,8	1,2	52	<0,1	1,4	0,4	0,3	0,3			
NH ₄ ⁺	mg.L^{-1}	54	<0,1	1,7	0,6	0,3	0,6	51	<0,1	1,9	0,4	0,3	0,4			

→MIN= minimum, MAX=maximum, MOY=moyenne, MED=médiane, ET=Ecart-type

→ Eau distribuée (Arrêté du 11 janvier 2011) ; Eau « reuse » (Arrêté du 2 août 2010) ; Eau usée traitée (Arrêté du 22 juin 2007)

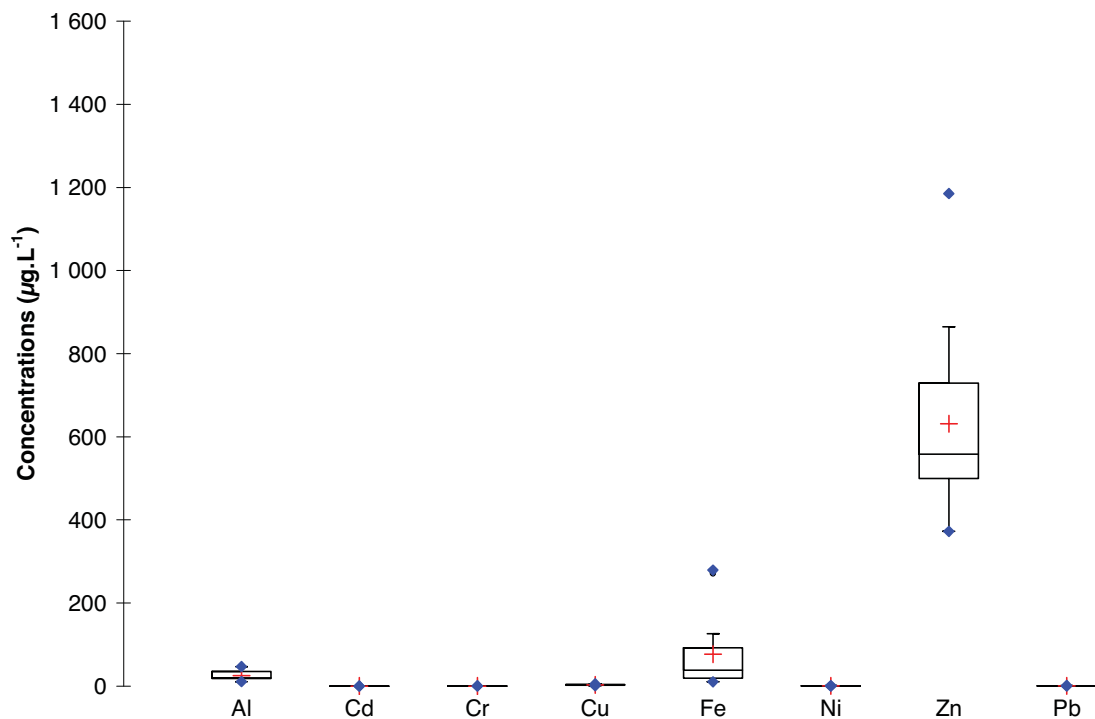


Figure III-1. Concentrations en éléments traces métalliques dans les eaux de la cuve du site 1

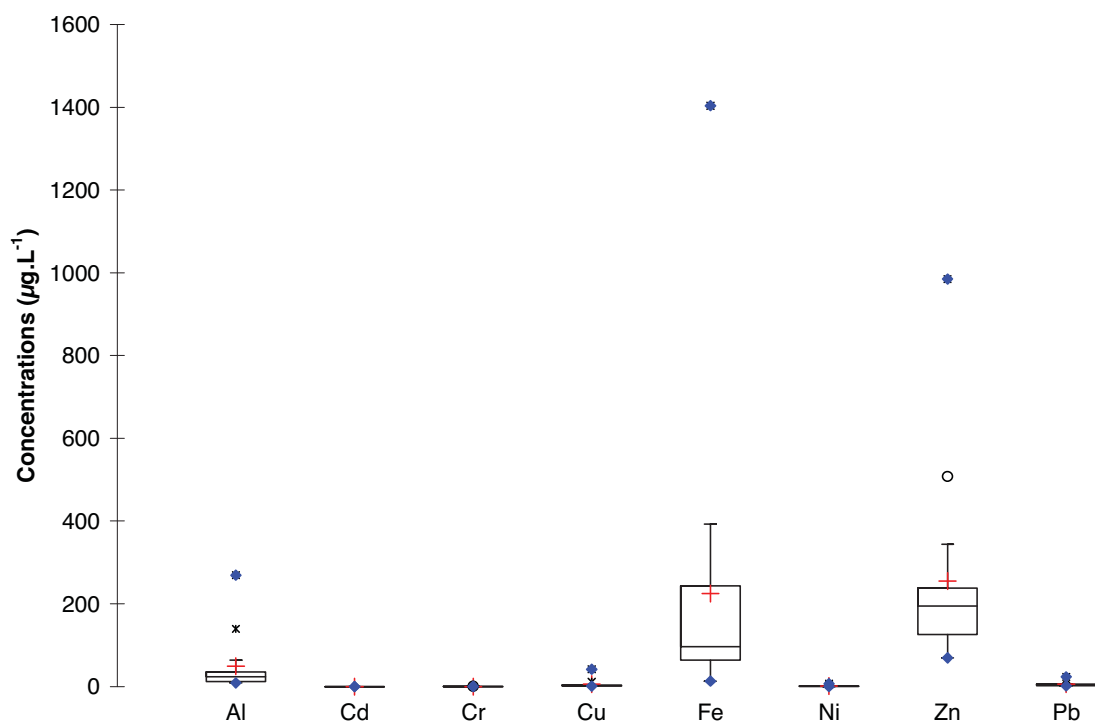


Figure III-2. Concentrations en éléments traces métalliques dans les eaux de la cuve du site 2

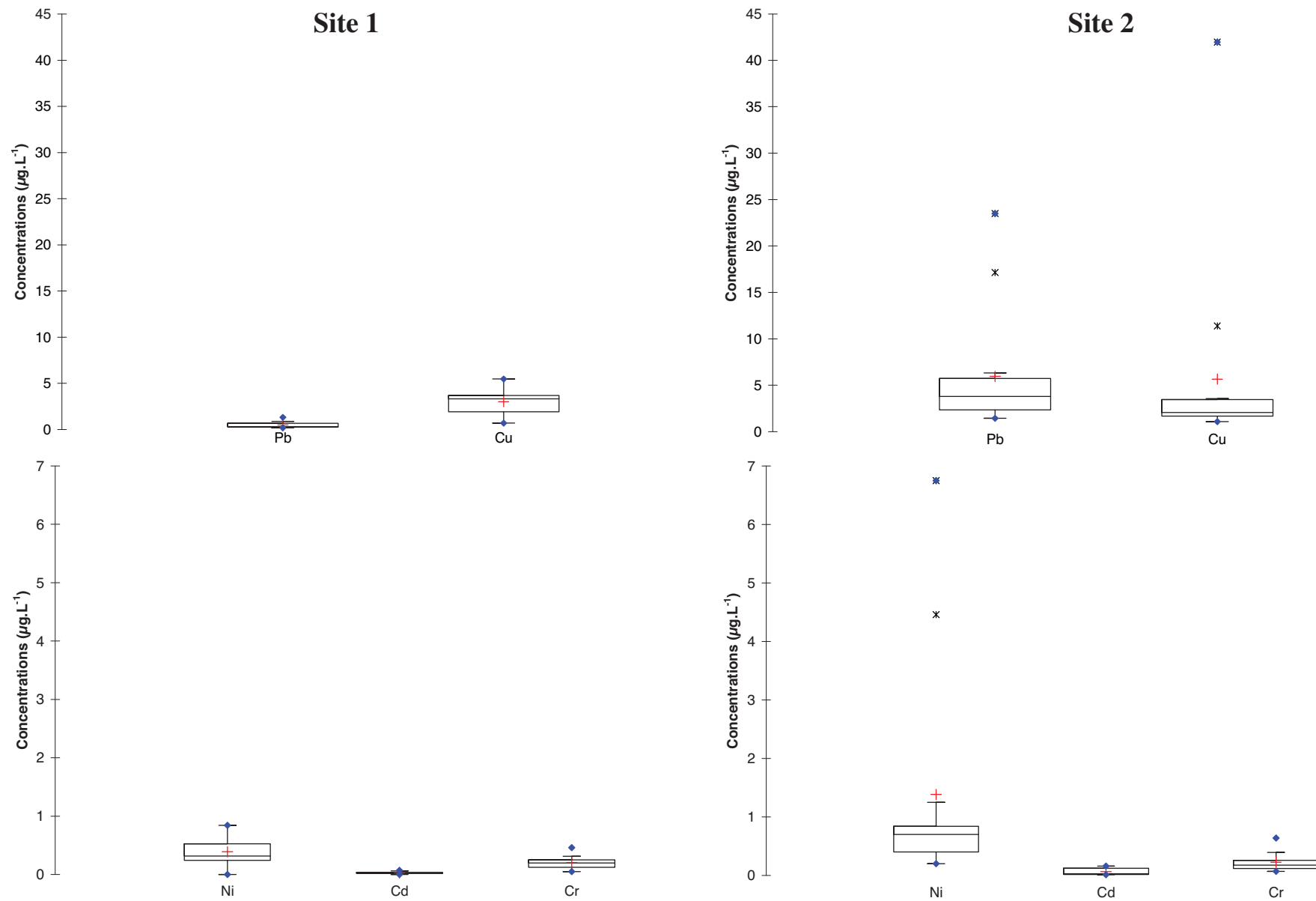


Figure III-3. Concentrations en éléments traces métalliques minoritaires dans les eaux de la cuve

II.1.3 Micropolluants organiques

II.1.3.1 Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Des analyses d'hydrocarbures aromatiques polycycliques ont été réalisées une fois par mois. Sur les deux sites, les concentrations étaient généralement inférieures à la limite de quantification ($0,01 \mu\text{g.L}^{-1}$) pour chaque congénère étudié. Les seuls congénères quantifiés au moins une fois sont présentés dans le Tableau III-2. Les concentrations mesurées en phase aqueuse restent très faibles sur les deux sites. En effet, les HAP sont des composés lipophiles qui ont tendance à être piégés dans les sédiments.

De la même façon, des études au Canada (Despins et al., 2009), en Australie (Huston et al., 2009) et en Grèce (Sazakli et al., 2007) n'ont pas permis de quantifier des HAP dans les eaux ruisselées en aval de toitures, ou alors les concentrations étaient inférieures à $1 \mu\text{g.L}^{-1}$. Selon certains auteurs (Förster, 1999; Brant and de Groot, 2001), la toiture terrasse du bâtiment collectif était susceptible d'être une source de HAP dans les eaux de la cuve, mais les faibles concentrations mesurées ne permettent pas de confirmer cette hypothèse.

Tableau III-2. HAP quantifiés dans les eaux ruisselées collectées dans les cuves des deux sites

	Maison individuelle		Bâtiment collectif	
	Nombre de détection (n=14)	Concentration ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Nombre de détection (n=14)	Concentration ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Naphtalène	5	De 0,01 à 0,07		
Fluoranthène	1	0,01	1	0,01
Phénanthrène	1	0,04		
Benzo-1,2-perylène	1	0,01		

II.1.3.2 Pesticides et métabolites

Un screening de 405 molécules de type pesticides ou métabolites a été réalisé de façon mensuelle sur des eaux prélevées dans les deux cuves de récupération des eaux de pluie.

La Figure III-4 présente le nombre de pesticides détecté ou quantifié dans les échantillons pour les deux sites étudiés. La Figure III-5 énumère les différents pesticides qui ont été détectés au moins une fois en fonction du site de prélèvement. Les concentrations des pesticides les plus fréquemment quantifiés dans la cuve sont illustrées par la Figure III-6 pour la maison individuelle en zone rurale et la Figure III-7 pour le bâtiment collectif en zone semi-urbaine.

En ne considérant que le nombre de pesticides détectés, une plus grande diversité a été observée en zone rurale par rapport à la zone périurbaine. Concernant la variation saisonnière du nombre de pesticides détectés, les conclusions sont similaires pour les deux sites étudiés : les échantillons qui ont conduit à l'identification du plus grand nombre de pesticides ont été prélevés à la fin du printemps et en été sur les deux sites.

Concernant la nature des pesticides détectés dans la cuve de récupération des eaux de pluie, les pesticides sont différents d'un site à l'autre. Si quatorze composés ont été détectés au moins une fois sur chacun des sites, vingt n'ont été détectés que sur le premier site en zone rurale et cinq ont exclusivement été retrouvés sur le deuxième site en zone périurbaine. Les pesticides retrouvés sont majoritairement des herbicides, puis des fongicides et des métabolites.

Sur le premier site, les pesticides les plus fréquemment détectés étaient le glyphosate (83 %), DNOC (75 %), AMPA (58 %), métolachlore (R+S) (58 %), carbendazime (50 %), 2,4-MCPA (50 %). Les concentrations les plus élevées ont été retrouvées pour le glyphosate ($6 \mu\text{g.L}^{-1}$) et

des concentrations de plusieurs centaines de ng.L^{-1} ont été mesurées pour l'AMPA, le métolachlore, le DNOC et le métaldéhyde suivant cet ordre.

Sur le deuxième site, les pesticides les plus fréquemment détectés qui apparaissaient au moins une fois sur deux dans les échantillons sont le mecoprop (100 %) et le DNOC (75 %). Les plus fortes concentrations ont été atteintes pour le mecoprop ($4,8 \mu\text{g.L}^{-1}$). Plusieurs centaines de ng.L^{-1} ont également été mesurées pour le DNOC, le métaldéhyde, le 2,4-MCPA et le métolachlore.

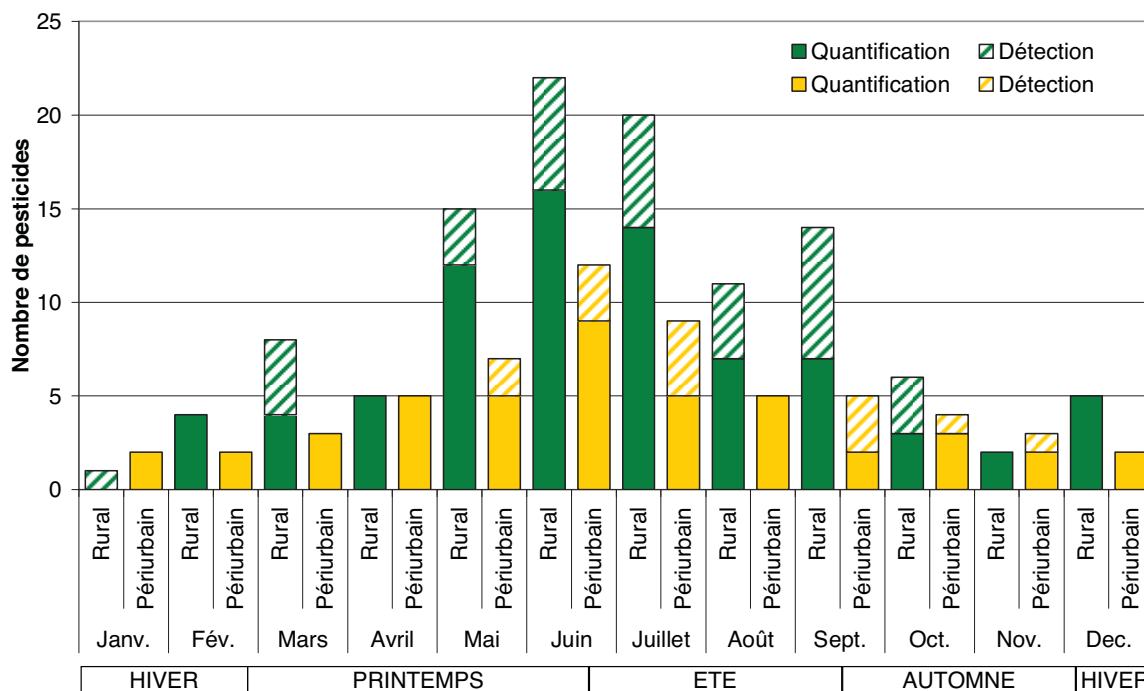


Figure III-4. Nombre de pesticides détectés ou quantifiés au cours de l'année de suivi dans les deux cuves de récupération des eaux de pluie

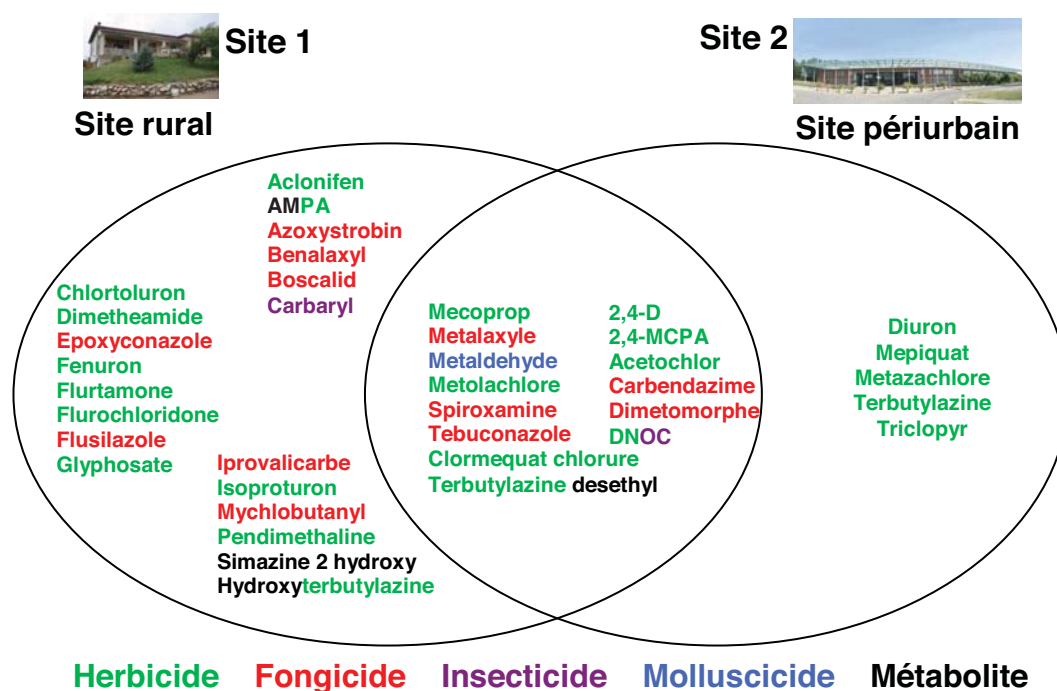


Figure III-5. Liste et nature des pesticides détectés au moins une fois en fonction du site de prélèvement

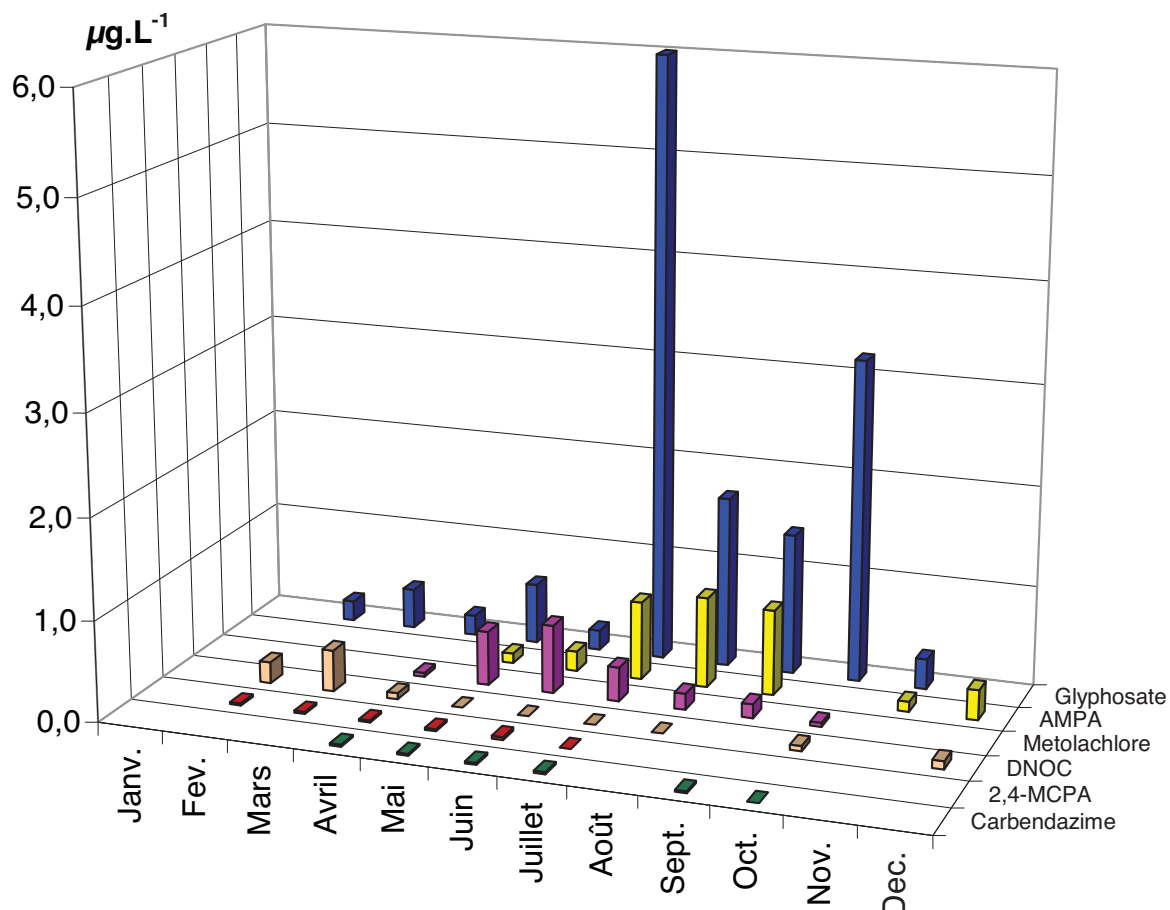


Figure III-6. Concentrations des pesticides les plus fréquemment quantifiés dans la cuve du site 1 en zone rurale

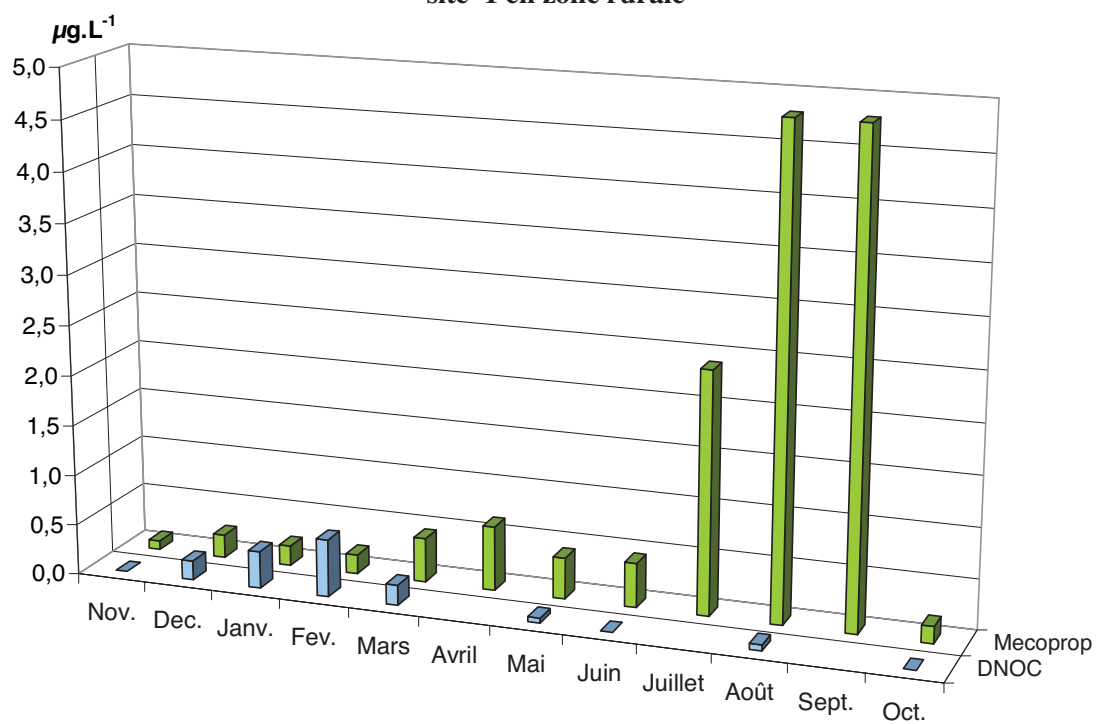


Figure III-7. Concentrations des pesticides les plus fréquemment quantifiés dans la cuve du site 2 en zone périurbaine

II.2 Qualité microbiologique

Lorsqu'ils étaient disponibles pour les paramètres microbiologiques suivis lors de cette étude, les critères de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine (Arrêté du 11 janvier 2007) ainsi que les prescriptions minimales applicables aux eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts (Arrêté du 2 août 2010) et les critères eaux de baignade de la nouvelle directive européenne (Directive 2006/7/CE) ont été reportés dans le Tableau III-3 à titre indicatif.

Tableau III-3. Critères de qualité microbiologiques exigés pour différents types d'eau

Paramètre	Unité	Eau brute <i>type A1</i>	Eau distribuée	Eau « reuse »	Eau de baignade <i>excellente qualité</i>
Germes totaux à 22°C et 37°C	-		Pas de variation dans un rapport de 10 par rapport à la valeur habituelle		
Bactéries coliformes	n/100mL	50	-		
<i>E. coli</i>	n/100mL	20	0	250	250
Entérocoques	n/100mL	20	0	Abattement \geq 4 log	100

→ Les eaux brutes sont classées en trois catégories, selon l'intensité du procédé-type de traitement nécessaire pour la potabilisation. Le type A1 correspond à une qualité bonne nécessitant un traitement physique simple et une désinfection.

→ n/100mL désigne le nombre de microorganismes pour 100 mL.

→ Eau brute, eau distribuée (Arrêté du 11 janvier 2007) ; Eau « reuse » (Arrêté du 2 août 2010) ; Eau de baignade (Directive 2006/7/CE)

II.2.1 Contamination microbiologique globale

La Figure III-8 et la Figure III-9 présentent les concentrations en microorganismes revivifiables obtenues au cours de la campagne d'analyse sur les deux sites. Les microorganismes revivifiables donnent une indication sur la flore totale présente dans les échantillons. A l'observation des représentations sous forme de boîte à moustaches, il est clair que la microbiologie des échantillons est très variable au cours de l'année. Les microorganismes revivifiables à 22°C sont plus présents que ceux à 36°C ce qui est cohérent avec les températures relevées dans les échantillons prélevés dans les cuves.

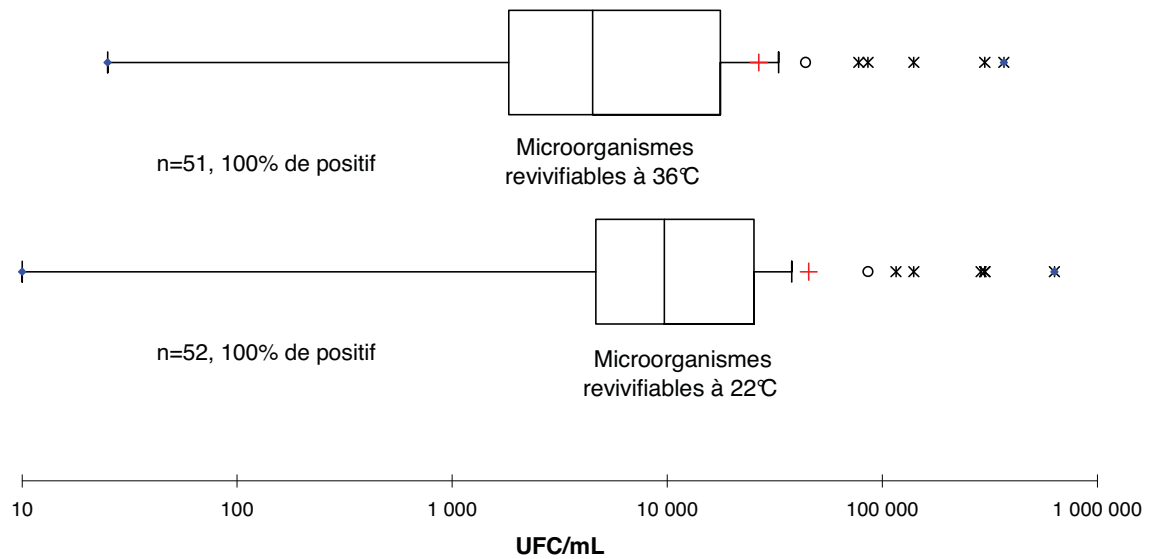


Figure III-8. Concentrations en microorganismes revivifiables obtenues sur le site 1 - Boîtes à moustaches avec échelle logarithmique
 → UFC=unité formant colonie

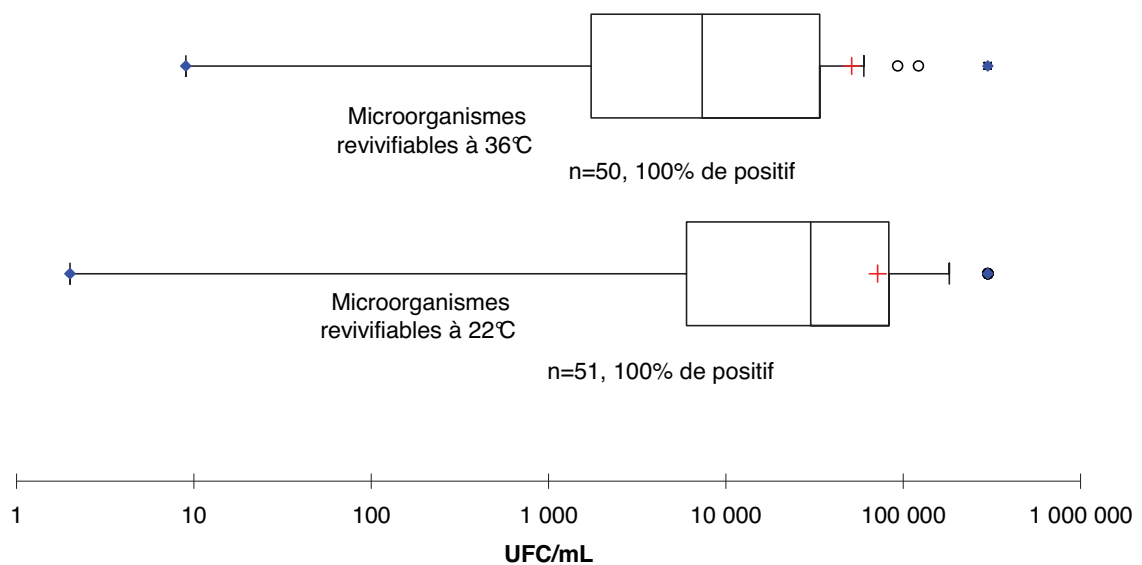


Figure III-9. Concentrations en microorganismes revivifiables obtenues sur le site 2 - Boîtes à moustaches avec échelle logarithmique
 →UFC=unité formant colonie

La Figure III-10 et la Figure III-11 présentent les concentrations en bactéries coliformes obtenues au cours de la campagne d'analyse sur les deux sites. Ces bactéries sont utilisées en tant qu'indicateur d'efficacité de traitement et de charge bactérienne lors de la production d'eau potable. Ce genre comprend des espèces d'origine fécale et des espèces d'origine environnementale, dont certaines peuvent se multiplier dans les eaux. De nombreux échantillons étaient illisibles du fait de la présence d'une flore interférente. Des valeurs maximales de 10 000 UFC/100mL ont été atteintes. L'ordre de grandeur des valeurs médianes sur les deux sites est de 100 UFC/100mL.

Pour situer ces valeurs, des valeurs maximales supérieures à 10 000 UFC/100mL ont déjà été rencontrées dans des cuves de récupération d'eau de pluie (Simmons et al., 2001; Jordan et al., 2008; Schets et al., 2010). Néanmoins, certaines études rapportent des concentrations en bactéries coliformes toujours inférieures à 1 000 UFC/100mL (Evans et al., 2006; Sazakli et al., 2007; Despins et al., 2009).

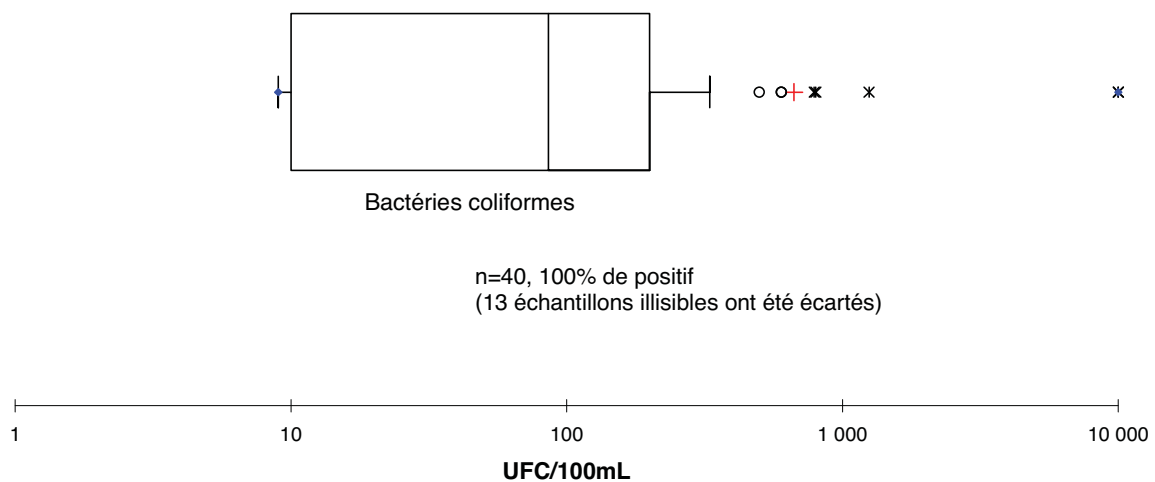


Figure III-10. Concentrations en bactéries coliformes obtenues sur le site 1 - Boîte à moustache avec échelle logarithmique

→UFC=unité formant colonie

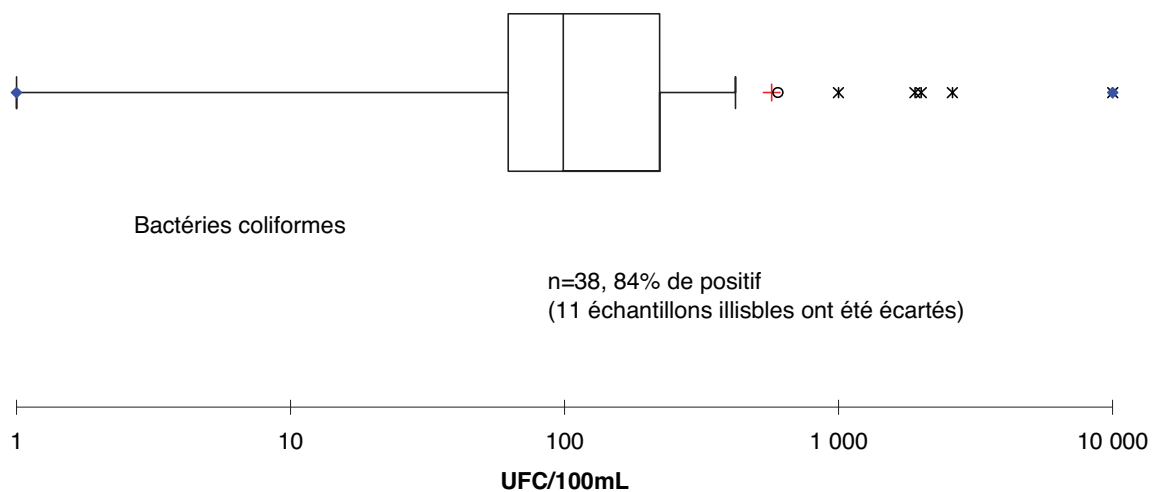


Figure III-11. Concentrations en bactéries coliformes obtenues sur le site 2 - Boîte à moustache avec échelle logarithmique

→UFC=unité formant colonie

II.2.2 Contamination fécale

La Figure III-12 et la Figure III-13 présentent les concentrations en entérocoques et *Escherichia coli* obtenues au cours de la campagne d'analyses sur les deux sites. Ces bactéries sont indicatrices de contamination fécale et sont incapables de se multiplier dans les eaux. Les entérocoques ont une plus grande capacité à survivre dans les eaux que les *E. coli*. Les eaux stockées dans les cuves présentent très fréquemment une contamination fécale avec parfois des concentrations importantes puisque supérieures à 100 voire 1 000 UFC/100mL.

Ces valeurs apparaissent élevées comparées à certaines études qui ont mesuré des concentrations en *E. coli* de 0 à 250 UFC/100mL (Sazakli et al., 2007) et des concentrations en entérocoques de 0 à 32 UFC/100mL (Sazakli et al., 2007) ou de 0 à 680 UFC/100mL (Birks et al., 2004). Néanmoins, des intervalles de concentrations avec des amplitudes similaires sont disponibles dans la littérature. Ainsi, des concentrations en *E. coli* de 4 à 990 UFC/100mL (Albrechtsen, 2002), de 0 à 16 000 UFC/100mL, ou de 0 à 10 000 UFC/100mL (Schets et al., 2010) ont été rapportées dans des eaux de ruissellement de toiture. De la même façon, des concentrations en entérocoques comprises entre <1 à 4 900 UFC/100mL (Simmons et al., 2001) et entre 0 à 9 546 UFC/100mL (Schets et al., 2010) ont été retrouvées.

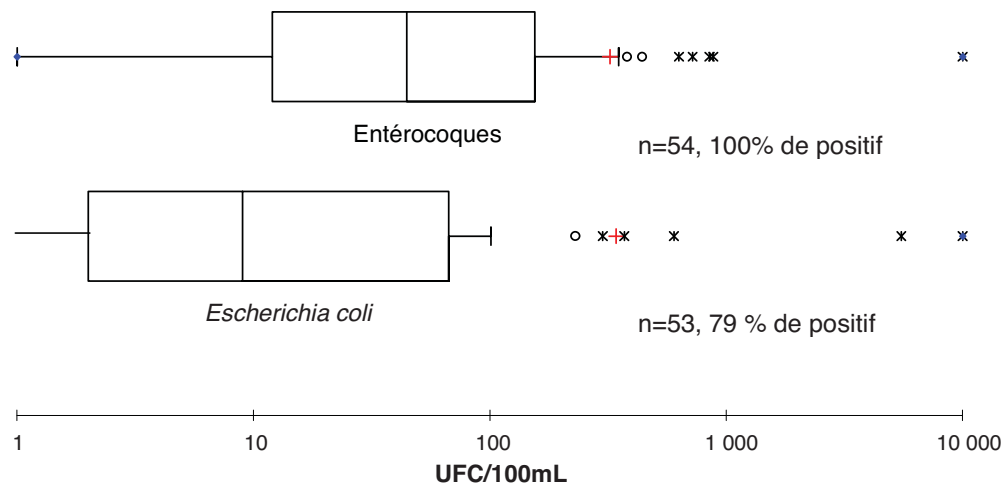


Figure III-12. Concentrations en entérocoques et *Escherichia coli* obtenues sur le site 1 – Boîtes à moustaches avec échelle logarithmique

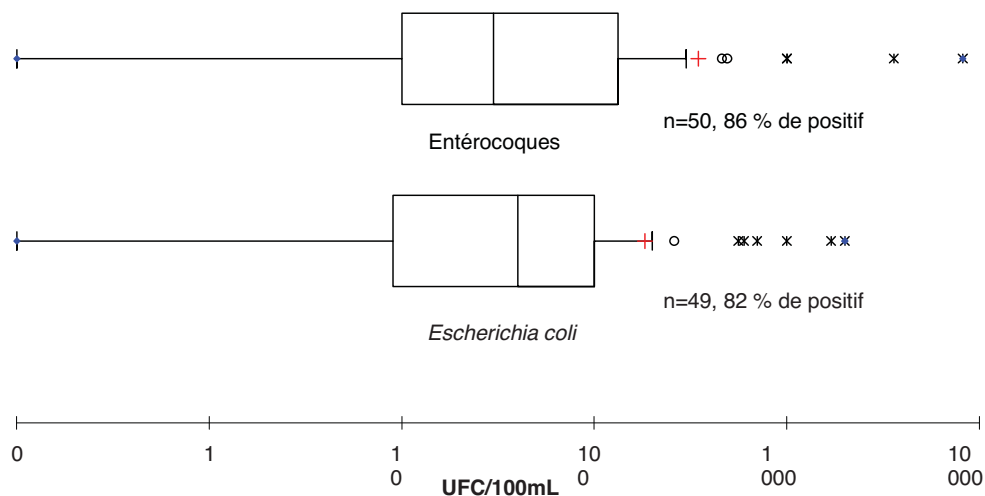


Figure III-13. Concentrations en entérocoques et *Escherichia coli* obtenues sur le site 2 – Boîtes à moustaches avec échelle logarithmique

→UFC=unité formant colonie

II.2.3 Présence de pathogènes

II.2.3.1 *Legionella pneumophila*

La Figure III-14 et la Figure III-15 présentent les résultats obtenus par PCR pour les *Legionella species* sur le premier et le deuxième site. Cette technique permet de dénombrer toutes les légionelles qui ont un bagage génétique qu'elles soient cultivables ou non, peut-être même mortes. Sur le premier site, des *Legionella pneumophila* ont été quantifiées une seule fois par PCR fin janvier 2008 (13 000 UG/L). Sur le deuxième site, cette espèce pathogène a été quantifiée à quatre reprises. Les résultats positifs en légionelles pathogènes sont présentés dans le Tableau III-4.

La méthode par culture est la seule reconnue par les autorités sanitaires. Elle permet de dénombrer les légionelles cultivables et peut donc sous-estimer le nombre. En fait, les légionelles sont d'abord dénombrées toutes espèces confondues, puis sont identifiées parmi elles, les pathogènes du genre *pneumophila* responsable de la plupart des légionelloses. Sur le premier site, cette méthode n'a donné lieu qu'à un seul échantillon positif en mars 2009. Une concentration en légionelles de 700 UFC/L a été quantifiée ce jour-là et les légionelles en question étaient de l'espèce pathogène *Legionella pneumophila*. Sur le deuxième site, des *Legionella pneumophila* ont été quantifiées à quatre reprises par culture (Tableau III-4). L'organisation mondiale de la santé considère qu'il n'y pas de risque en dessous de 1 000 UFC/L, mais préconise d'abaisser ce seuil à 250 UFC/L dans le cas d'une population fragile.

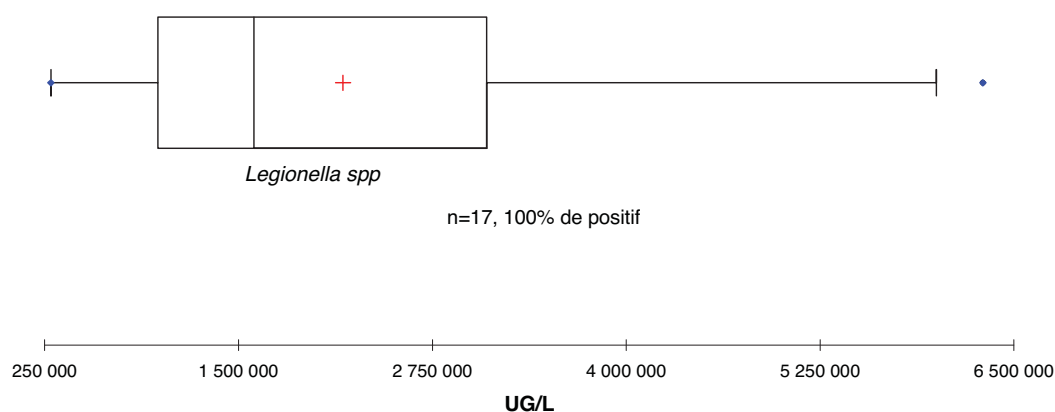


Figure III-14. Concentrations en *Legionella species* obtenues par PCR sur le site 1 – Boîtes à moustaches avec échelle logarithmique
→UG=unité génomique

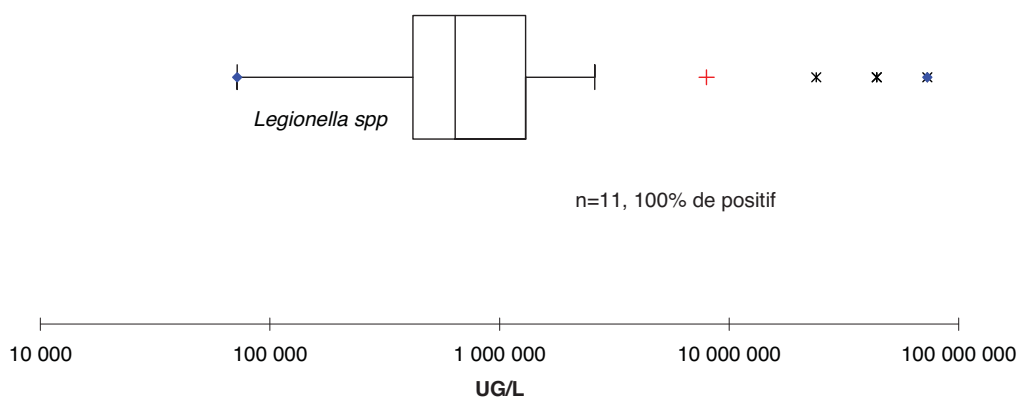


Figure III-15. Concentrations en *Legionella species* obtenues par PCR sur le site 2 – Boîtes à moustaches avec échelle logarithmique
→UG=unité génomique

Tableau III-4. Quantification de *Legionella pneumophila* dans la cuve du site 2

Date du prélèvement	Culture	PCR
	UFC/L	UG/L
25/11/09	1 000	9 300
27/01/10	4 100	4 700
24/02/10	1 000	10 000
24/03/10	700	<3 300
02/08/10	<25 000	12 000

II.2.3.2 *Aeromonas* et *Pseudomonas aeruginosa*

La Figure III-16 et la Figure III-17 présentent les concentrations en *Pseudomonas aeruginosa* et en *Aeromonas* obtenues au cours de la campagne d'analyses sur les deux sites. Les *Aeromonas* sont des bactéries retrouvées dans les eaux douces, les égouts, les sédiments. Elles sont présentes chez les oiseaux et les reptiles. Si elles sont ingérées, elles sont responsables de gastro-entérites. *Pseudomonas aeruginosa* est un germe ubiquitaire vivant dans les sols et les milieux humides. Il est résistant à de nombreux antiseptiques, et peut-être responsable d'infections nosocomiales.

Pour ces deux paramètres, les valeurs médianes des deux sites sont plus faibles que les valeurs moyennes, du fait de nombreuses valeurs exceptionnelles supérieures à 1 000 n/100mL. Les prélèvements positifs sont plus nombreux sur le deuxième site où les eaux sont collectées en aval d'une toiture terrasse bitumée.

Sur les deux sites, les pourcentages de positifs sont élevées par rapport à ceux disponibles dans la littérature, souvent inférieurs à 20 % (Simmons et al., 2001; Albrechtsen, 2002; May and Prado, 2006; Sazakli et al., 2007). Des intervalles de concentrations en *Aeromonas* similaires à ceux de cette étude ont été récemment mesurés aux Pays-Bas (Schets et al., 2010) : 7 - 3 182 n/100mL pour l'une des cuves étudiées et 18 - 85 000 n/100mL pour l'autre. Concernant *Pseudomonas aeruginosa*, les études disponibles rapportent aussi bien une absence de détection (Sazakli et al., 2007), qu'une concentration moyenne faible de 4 ± 16 n/100mL (May and Prado, 2006) ou un pic à 30 n/mL (Albrechtsen, 2002).

II.2.3.3 *Cryptosporidium* et *Giardia*

Concernant les parasites, sur les 14 analyses effectuées à raison d'une par mois, aucun oocyste de *Cryptosporidium* n'a été identifié et un seul prélèvement a été positif pour les kystes de *Giardia* sur le premier site. Un kyste a en effet été mis en évidence dans un des échantillons de 20 L, ce qui correspond à une concentration de 0,005 kyste/L. Concernant le deuxième site, sur les 13 analyses mensuelles, aucun kyste de *Giardia* n'a été identifié et un oocyste de *Cryptosporidium* a été mis en évidence, ce qui correspond à une concentration de 0,005 oocyste/L.

Pour ces deux parasites, des fréquences de positifs similaires ont été trouvées dans la littérature (Simmons et al., 2001; Schets et al., 2010). Une présence plus fréquente (6 sur 17) et plus importante (50 oocyst/L) en *Cryptosporidium* a également été mesurée dans des cuves lors d'une étude aux Pays-Bas (Albrechtsen, 2002).

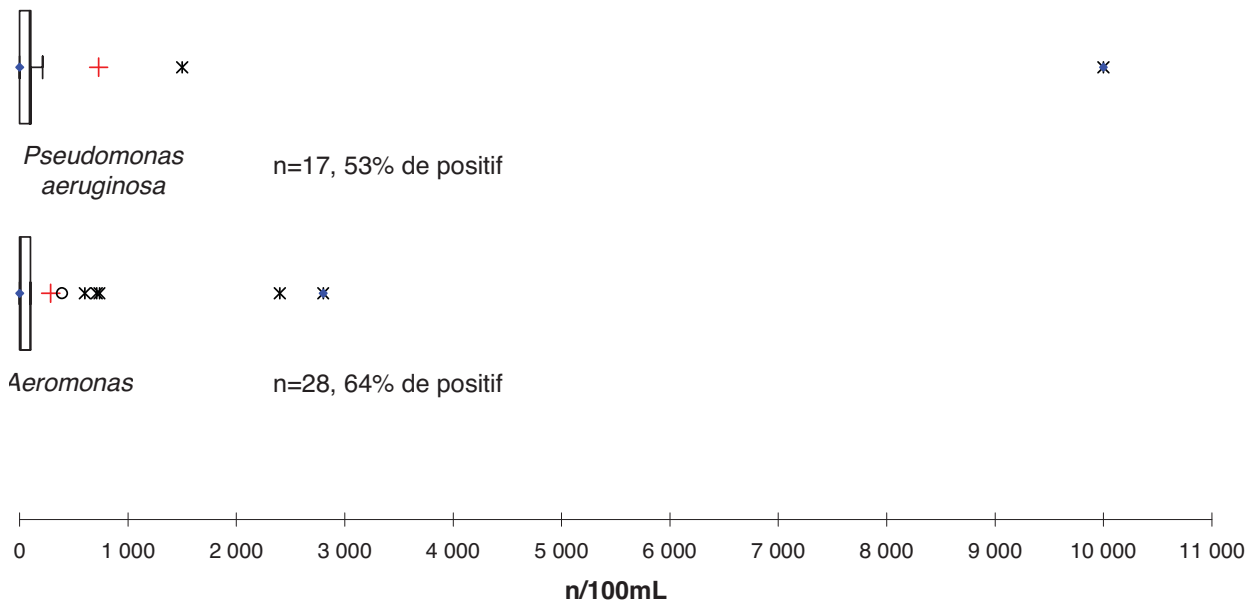


Figure III-16. Concentrations en *Pseudomonas aeruginosa* et *Aeromonas* obtenues sur le site 1 – Boîtes à moustaches
 →n/100mL=nombre de microorganismes dans 100 mL

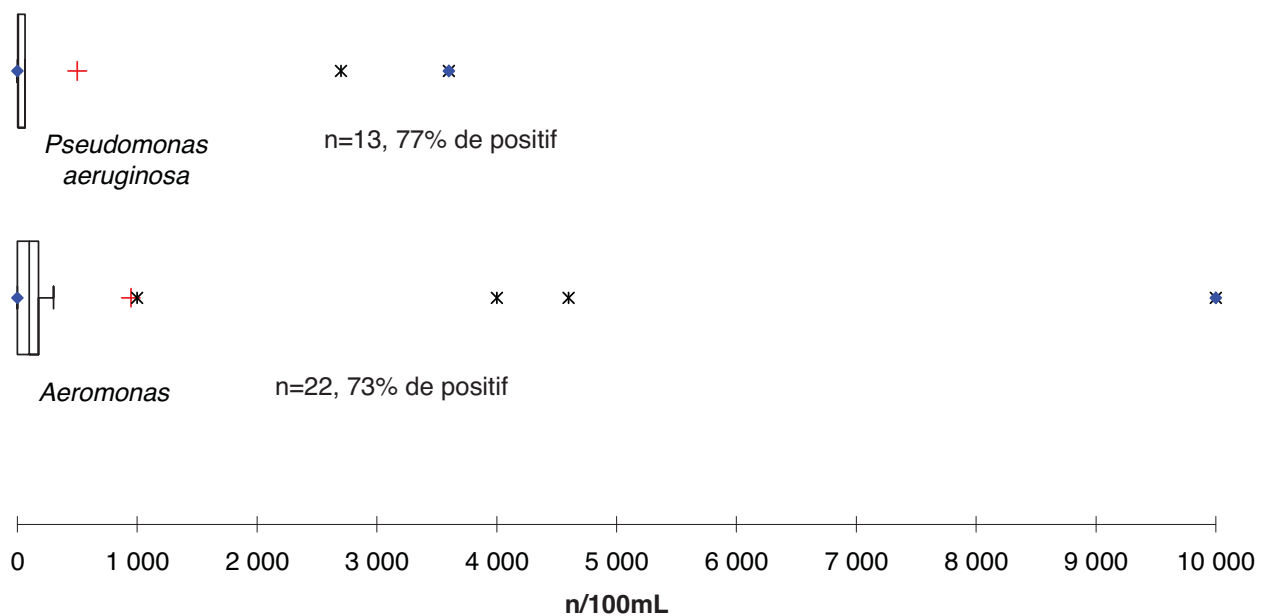


Figure III-17. Concentrations en *Pseudomonas aeruginosa* et *Aeromonas* obtenues sur le site 2 – Boîtes à moustaches
 →n/100mL=nombre de microorganismes dans 100 mL

II.2.4 Influence de la saisonnalité

D'un point de vue microbiologique, la qualité des eaux de pluie stockées en cuve est aléatoire et dépasse largement les limites de potabilité. Les limites données pour une eau de baignade de bonne qualité sont également souvent dépassées parfois même largement. En fait, la variabilité de la qualité microbiologique semble liée à une saisonnalité. Les concentrations en microorganismes en fonction des saisons sont présentées sous forme de boîtes à moustaches avec une échelle logarithmique de la Figure III-18 à la Figure III-21.

Sur les deux sites, une dégradation de la qualité microbiologique globale est visible en été comme en témoignent les concentrations en microorganismes revivifiables (Figure III-18) et en bactéries coliformes (Figure III-19). Cette dégradation n'est pas liée à une augmentation de la contamination fécale. Les valeurs médianes concernant les entérocoques et les *E.Coli* sont, en effet, plus élevées en automne (Figure III-20). D'autres études ont rapporté une moins bonne qualité des eaux stockées en été par rapport à l'hiver (Jordan et al., 2008; Despins et al., 2009).

Les résultats du dénombrement des légionelles par PCR sont peu variables au cours des saisons sur le premier site. Par contre, des valeurs plus importantes ont été trouvées en automne sur le deuxième site (Figure III-19).

L'impact des saisons sur la présence et les concentrations en *Aeromonas* et *Pseudomonas aeruginosa* est moins probant, d'autant plus que le nombre de valeurs disponible est plus faible que pour les autres paramètres.

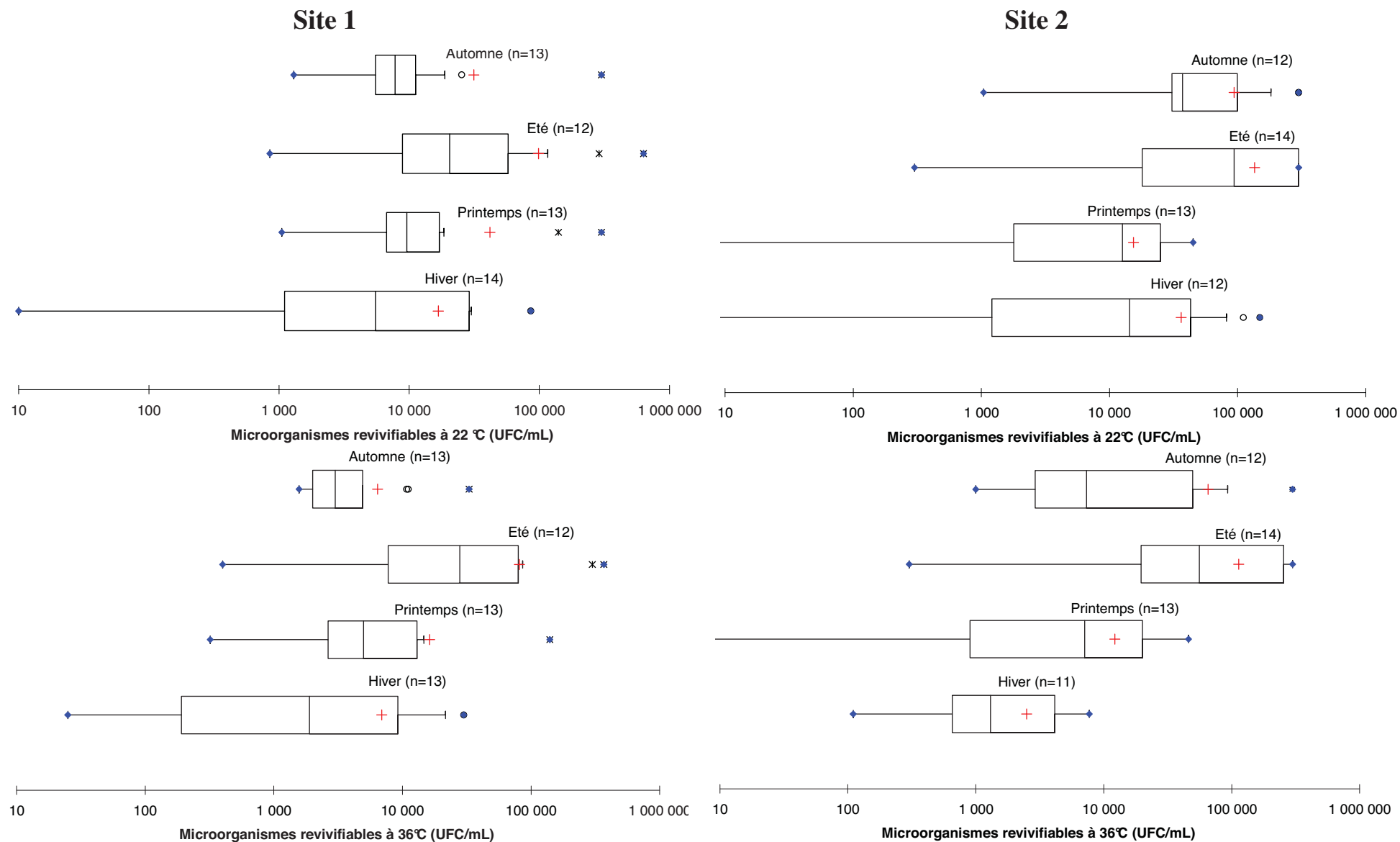


Figure III-18. Saisonnalité des concentrations en microorganismes revivifiables sur les deux sites– Boîtes à moustaches avec échelle logarithmique

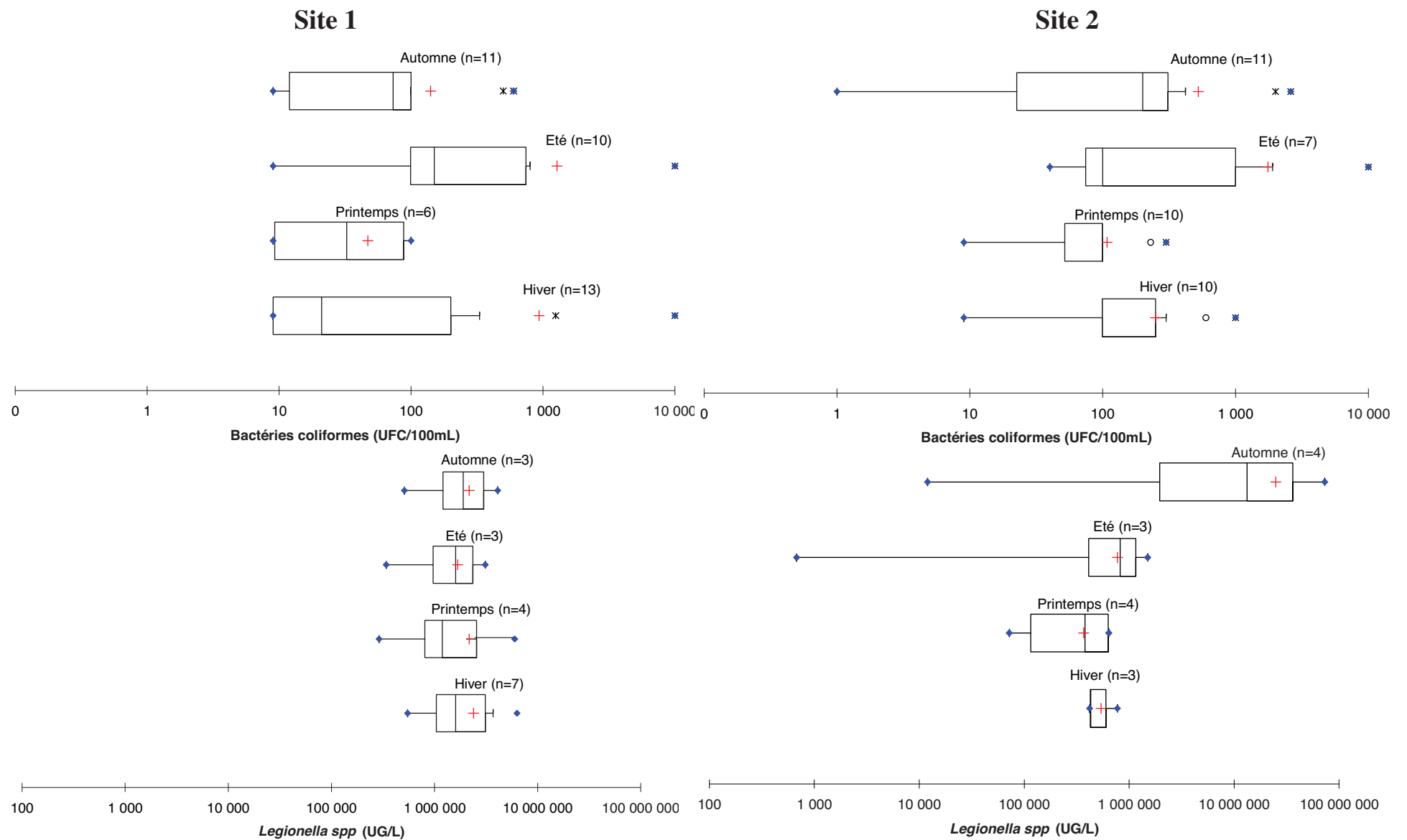


Figure III-19. Saisonnalité des concentrations en bactéries coliformes et *Legionella species* (PCR) sur les deux sites– Boîtes à moustaches avec échelle logarithmique

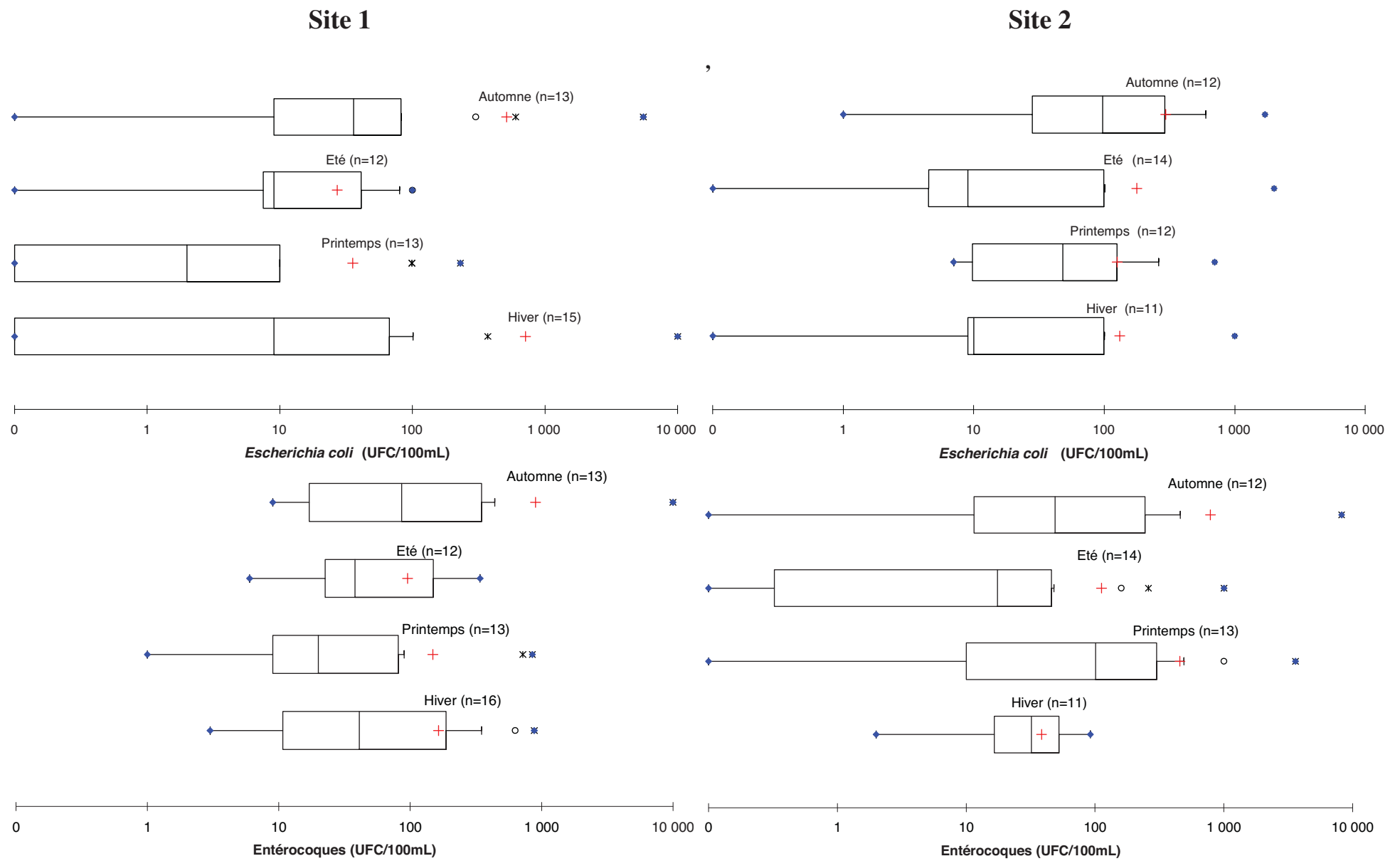


Figure III-20. Saisonnalité des concentrations en *Escherichia coli* et entérocoques sur les deux sites– Boîtes à moustaches avec échelle logarithmique

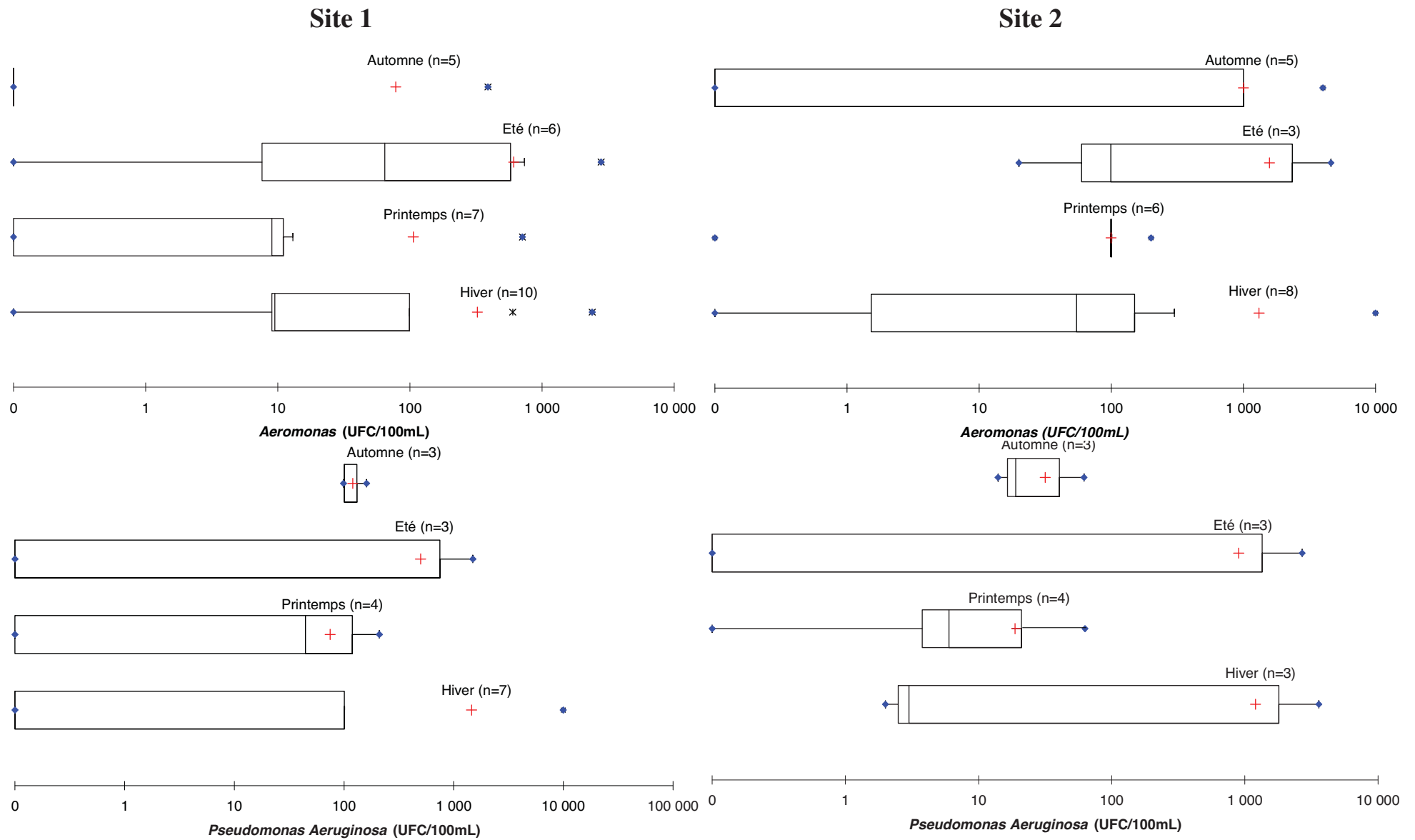


Figure III-21. Saisonnalité des concentrations en *Aeromonas* et *Pseudomonas aeruginosa* sur les deux sites– Boîtes à moustaches avec échelle logarithmique

III ETUDE DES CORRELATIONS PAR ANALYSES MULTIVARIEES

Des analyses multivariées ont été mises en œuvre pour faciliter l'interprétation du grand nombre de résultats disponibles. Les deux techniques utilisées sont l'analyse en composantes principales (ACP) et la classification ascendante hiérarchique (CAH).

III.1 Analyses hebdomadaires

III.1.1 Maison individuelle en zone rurale avec toiture en tuiles

Pour la construction de la matrice de données, seuls les paramètres analysés de façon hebdomadaire ont été retenus et les prélèvements pour lesquels certains résultats étaient manquants ou inexploitable ont été écartés. Ainsi, la matrice construite comprend 50 colonnes représentant les différents prélèvements et 22 lignes correspondant aux paramètres analysés. Les prélèvements ont été identifiés en fonction des saisons : 8 prélèvements ont été réalisés en hiver 2009, 12 au printemps 2010, 12 en été 2010, 14 en automne 2010 et enfin 4 lors de l'hiver 2010. Les valeurs de cette matrice ont été centrées et réduites.

III.1.1.1 Résultats

III.1.1.1.1 Corrélations entre les paramètres

En ACP, le nombre de composantes principales est égal au nombre de variables descriptives (paramètres). Ces composantes principales, issues d'une combinaison linéaire des paramètres initiaux, sont classées par ordre décroissant de variance expliquée. Ainsi, la plus grande partie de l'inertie totale du nuage de points étudiés peut être représentée à l'aide des premières composantes principales. Parmi les 22 composantes principales, la première (F1) explique 28,5 % de la variance totale, la deuxième (F2) 20,4 % et la troisième (F3) 11,1 %. Ainsi, les trois premières composantes permettent d'expliquer 60 % de la variance totale du jeu de données. Le passage de 22 à 3 dimensions, soit une réduction de 86 %, s'accompagne donc d'une perte de 40 % de l'information initiale. La Figure III-22 et la Figure III-23 présentent les cercles des corrélations pour le plan défini par les axes F1 et F2 et le plan défini par les axes F1 et F3. Une variable est d'autant mieux représentée par un axe qu'elle est proche du bord du cercle.

Les variables qui contribuent le plus à la première composante principale sont le pH, la conductivité, la dureté, la concentration en calcium et celle en potassium. Ainsi, le premier axe peut être interprété comme la composante ionique.

La deuxième composante principale est essentiellement liée à la charge organique. Les paramètres les plus significatifs sont en effet la température, le COT, et les concentrations en ions ammonium et phosphate.

La troisième composante principale représente la contamination fécale via les concentrations en entérocoques et en *E. coli*. Or, *E. coli* et entérocoques étaient généralement présents simultanément dans les échantillons, les concentrations en entérocoques étant supérieures. En effet, les entérocoques, tout comme les *E. coli*, sont incapables de se reproduire dans l'eau, mais les entérocoques ont une plus grande capacité à survivre.

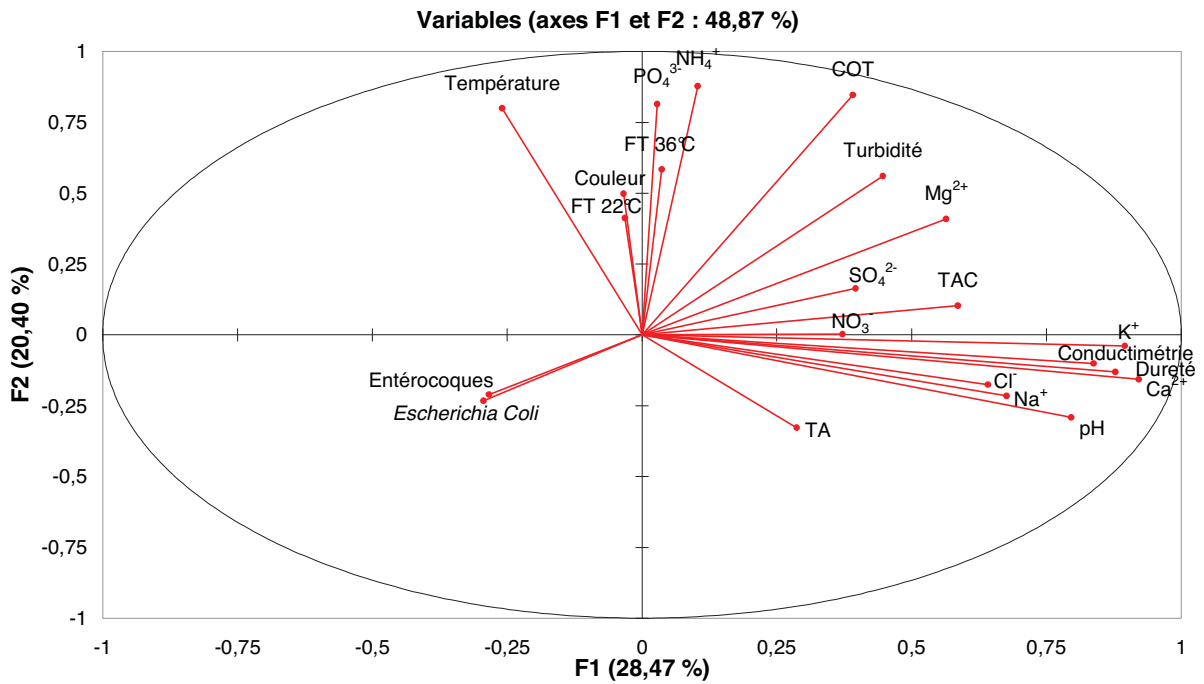


Figure III-22. ACP sur la matrice de données issue du suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau dans la cuve du site 1 - Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2
 → Une variable est d'autant mieux représentée qu'elle est proche du bord du cercle.

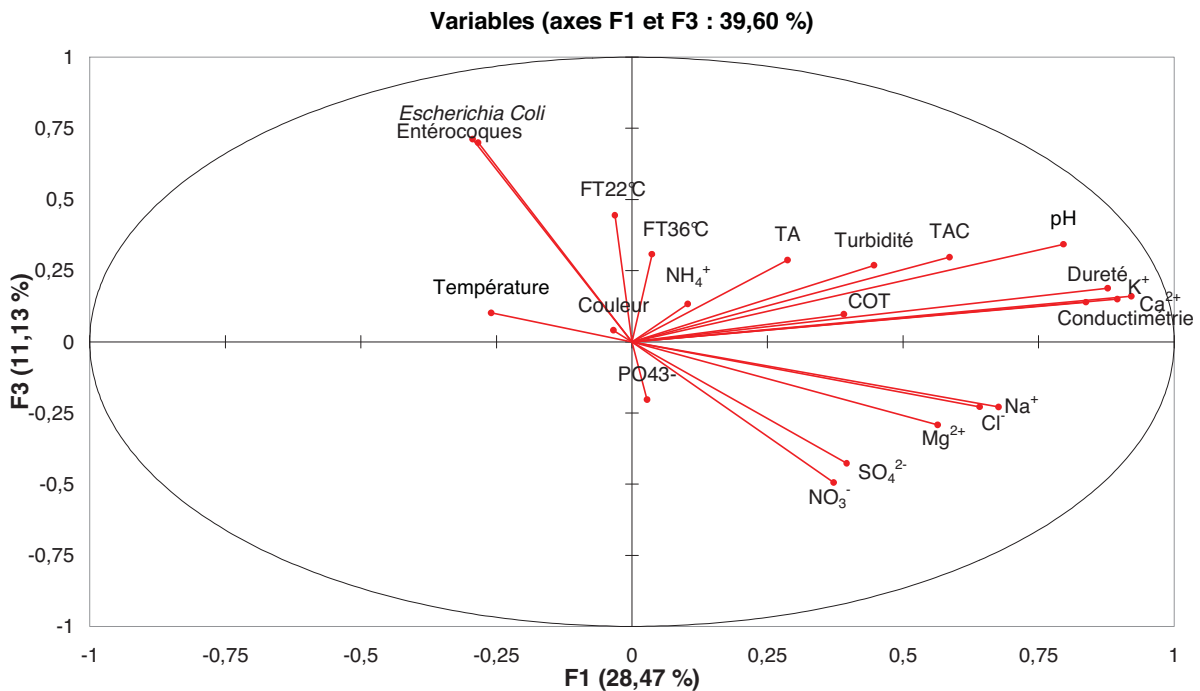


Figure III-23. ACP sur la matrice de données issue du suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau dans la cuve du site 1 - Cercle des corrélations selon les axes F1 et F3
 → Une variable est d'autant mieux représentée qu'elle est proche du bord du cercle.

Pour confirmer les corrélations entre les paramètres, une CAH a été effectuée à partir du jeu de données initial. La recherche de cluster parmi les variables est en effet une façon complémentaire d'étudier la structure latente de la matrice de données et permet de comparer les résultats obtenus avec ceux fournis par l'ACP. L'application de la CAH a conduit à un dendrogramme présenté sur la Figure III-24. Trois clusters ont été identifiés. Le premier cluster correspond à la première composante principale F1 de l'ACP. Le niveau de dissimilarité entre les deux autres clusters justifie qu'ils apparaissent selon deux composantes principales différentes en ACP. Les résultats obtenus par ACP et CAH sont donc en accord.

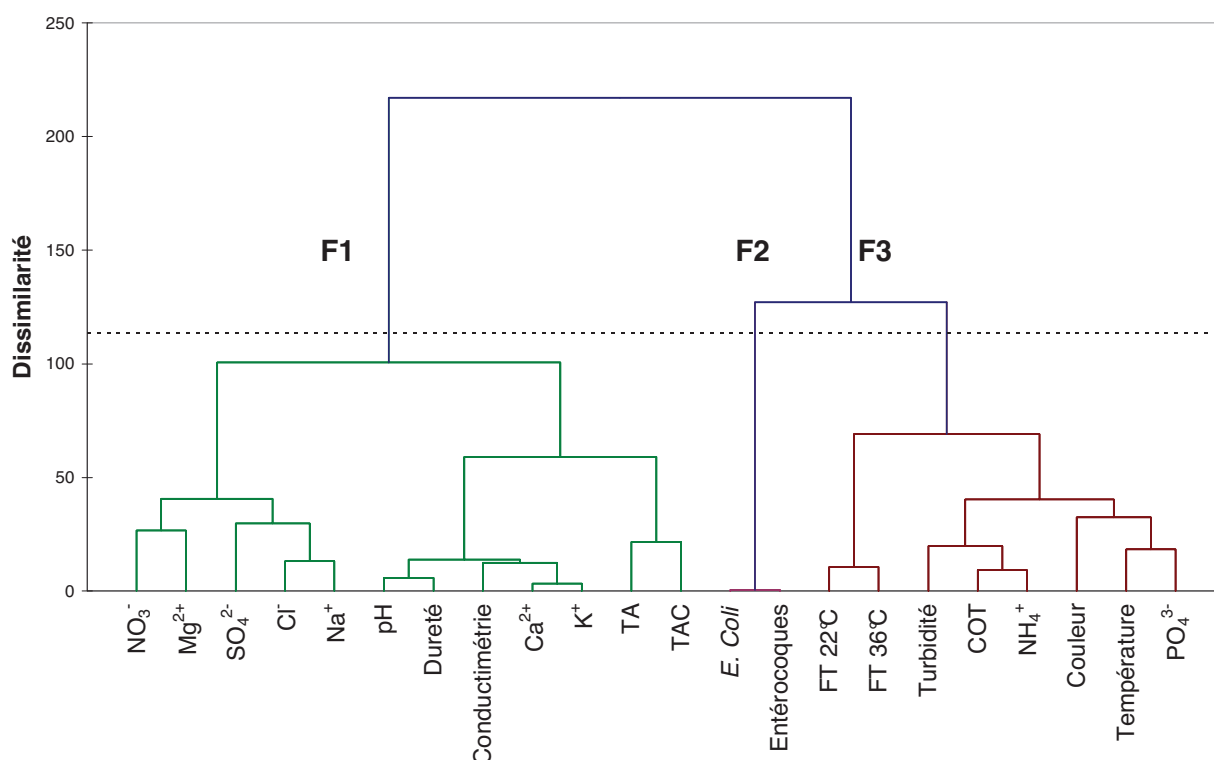


Figure III-24. CAH sur la matrice de données issue du suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau dans la cuve du site 1 – Méthode de Ward – Dendrogramme des variables
 → Les clusters identifiés par la CAH correspondent aux composantes principales F1, F2 et F3 issues de l'ACP.

III.1.1.1.2 Qualité des prélèvements hebdomadaires au cours des saisons

Pour évaluer l'influence de la saison de prélèvement sur la qualité de l'eau stockée en cuve, les différents prélèvements ont été représentés dans le plan formé par les deux premières composantes principales F1 et F2 sur la Figure III-25 et dans le plan formé par les composantes F1 et F3 sur la Figure III-26. La Figure III-27 est une représentation des différents prélèvements dans le repère des trois composantes principales F1, F2 et F3. Elle illustre la variabilité observée durant l'année de suivi de la qualité des eaux de pluie stockées dans la cuve.

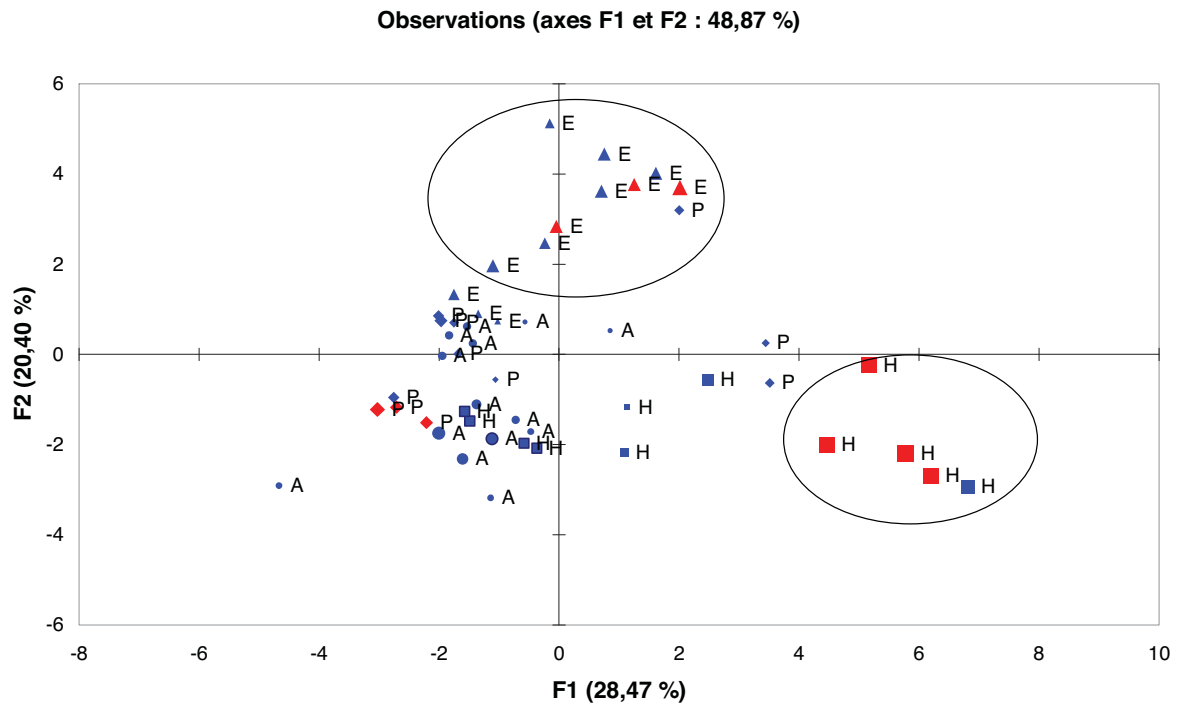


Figure III-25. ACP sur la matrice de données issue du suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau dans la cuve du site 1 - Représentation des prélèvements selon les axes F1 et F2

→ E=été ; A=automne ; H=hiver ; P=printemps

→ La taille des points est proportionnelle à la valeur du cosinus carré correspondante. Les points en rouge correspondent à des valeurs de cosinus carré supérieures à 0,7.

→ Deux groupes de prélèvements sont différenciables du nuage central.

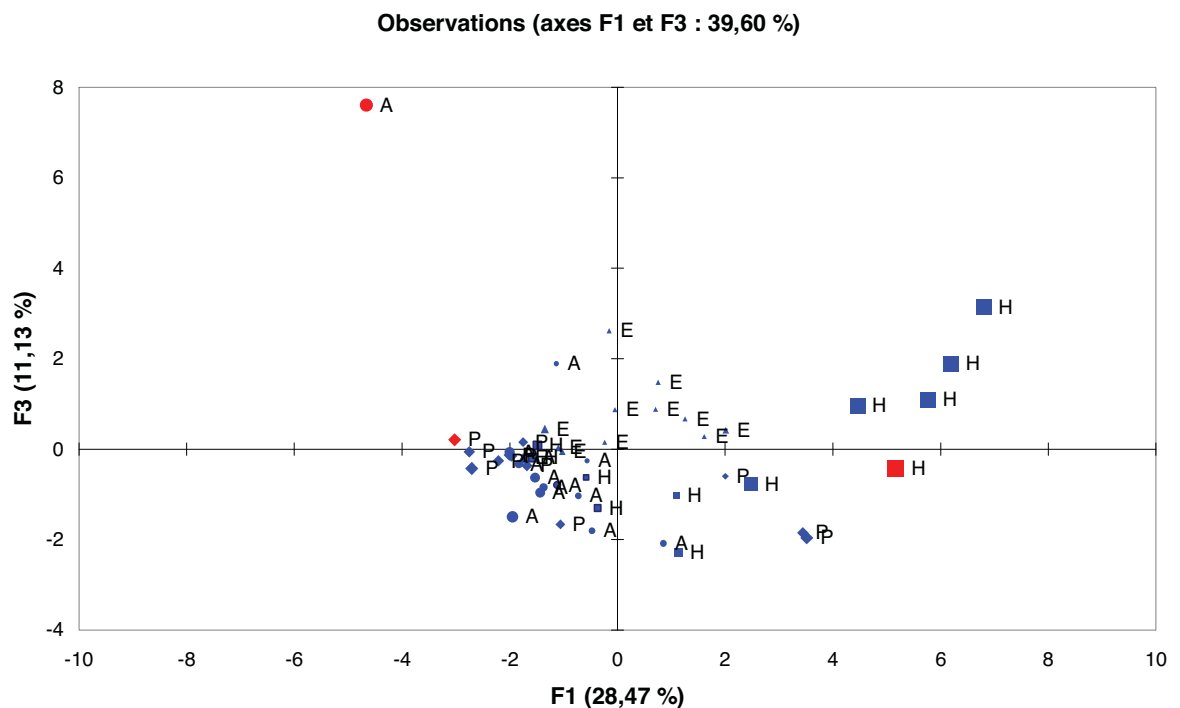


Figure III-26. ACP sur la matrice de données issue du suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau dans la cuve du site 1 - Représentation des prélèvements selon les axes F1 et F3

→ E=été ; A=automne ; H=hiver ; P=printemps

→ La taille des points est proportionnelle à la valeur du cosinus carré correspondante. Les points en rouge correspondent à des valeurs de cosinus carré supérieures à 0,7.

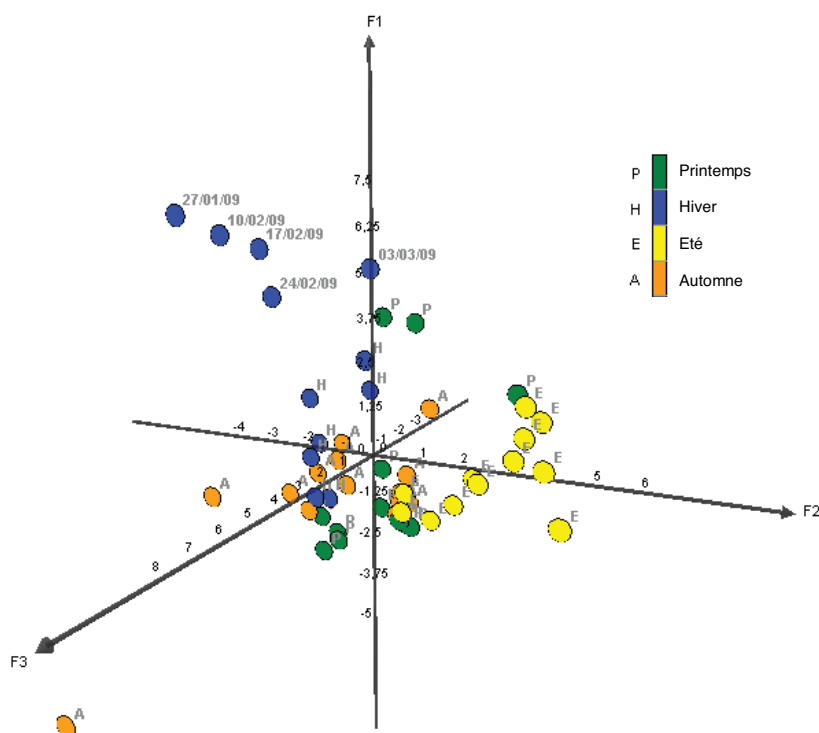


Figure III-27. ACP sur la matrice de données issue du suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau dans la cuve du site 1 - Représentation des prélèvements dans le repère défini par F1, F2 et F3
 → F1=composante ionique, F2=contamination bactériologique, F3 = contamination fécale

III.1.1.2 Interprétations

III.1.1.2.1 Influence d'un événement météorologique exceptionnel sur la composition ionique

L'ACP montre que les prélèvements effectués après le 20 janvier 2009 (hiver) sont déplacés selon l'axe F1 et sont donc différenciables du nuage de point central (Figure III-25). Ces prélèvements ont été réalisés après une tempête survenue dans la région en janvier 2009, laquelle a fortement impacté la composition ionique des eaux stockées dans la cuve. L'évolution du pH au cours de l'année est présentée sur la Figure III-28. Globalement, le pH des eaux stockées dans la cuve est resté compris entre 5,6 et 6,9. A titre comparatif, la littérature en Europe fournit les intervalles de pH suivants : 6,0-8,4 (Villarreal and Dixon, 2005) , 7,6-8,8 (Sazakli et al., 2007) et 5,8-8,4 (Schriewer et al., 2008). Des valeurs basiques ont néanmoins été observées suite à la tempête. La valeur maximale de 10,4 a été mesurée juste après la tempête et le pH est resté élevé cinq semaines consécutives avant de redevenir acide. Cette période correspond au temps nécessaire pour que le renouvellement des eaux de la cuve ait lieu. De plus, les concentrations en ions calcium mesurées durant cette période sont comprises entre 14 et 19 mg.L⁻¹ contre des valeurs de l'ordre de 5 mg.L⁻¹ le reste de l'année. Parallèlement, une augmentation du titre alcalimétrique et du titre alcalimétrique complet a été enregistrée. La mise en suspension dans l'atmosphère de CaCO₃ issu de l'érosion est visiblement à l'origine des pluies à pH basique (Melidis *et al.*, 2007).

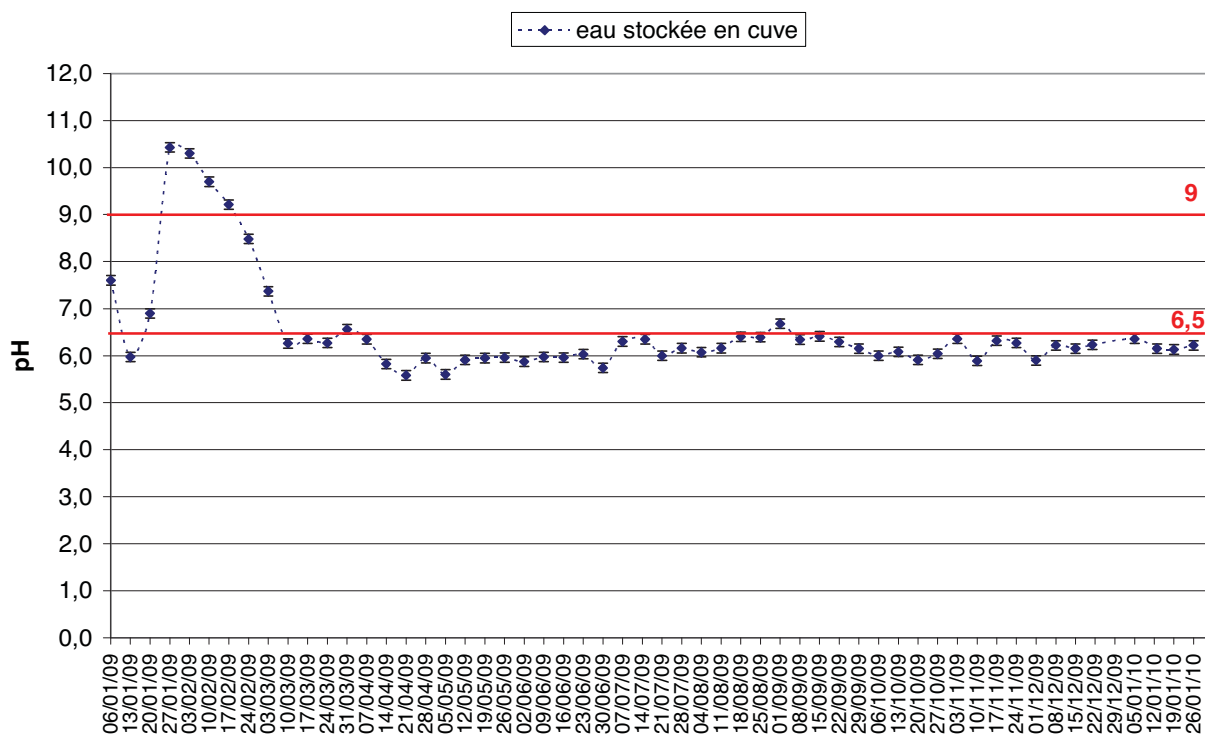


Figure III-28. pH des eaux de la cuve du site 1 en fonction du temps

III.1.1.2.2 Particularité de l'été

Les prélèvements effectués en été sont regroupés en haut de l'axe F2 (Figure III-25). Les eaux stockées dans la cuve correspondantes sont caractérisées par des températures, des valeurs de carbone organique total et des concentrations en ions ammonium et phosphate plus élevées que le reste de l'année (Tableau III-5). Les concentrations en microorganismes revivifiables indicateurs de la contamination microbiologique globale sont également supérieures. Cette dégradation de la qualité microbiologique des eaux stockées en été peut s'expliquer par des conditions de température plus propices au développement de microorganismes associées à un renouvellement moins fréquent de l'eau dans la cuve (Sazakli et al., 2007; Despins et al., 2009). L'amplitude de l'intervalle de température des eaux stockées dans la cuve est moins importante que celui relatif à la température ambiante au moment des prélèvements (Tableau III-6). La cuve enterrée permet donc d'aplanir les pics de température, néanmoins les variations saisonnières subsistent.

Tableau III-5. Particularités des eaux stockées dans la cuve du site 1 en été

	Été (n=13)			Reste de l'année (n=42)		
	Minimum	Maximum	Moyenne	Minimum	Maximum	Moyenne
Température	19,0	22,4	21,1	10,7	20,5	16,2
COT	0,5	5,1	3,4	0,8	3,6	1,9
NH ₄ ⁺	0,6	1,7	1,4	0,0	1,5	0,3
PO ₄ ³⁻	0,0	0,4	0,3	0,0	0,5	0,2

Tableau III-6. Température des échantillons et température ambiante au moment des prélèvements

Température	Minimum	Maximum	Moyenne	Médiane	Ecart-type
Echantillon	10,7	31,4	18,1	18,0	4,1
Ambiante	0,5	25,1	14,8	16,3	6,8

III.1.1.2.3 Influence de la pluviométrie sur la contamination fécale

Les concentrations en entérocoques et *E. coli*, indicateurs de contamination fécale, apparaissent fortement corrélées. Un prélèvement réalisé en automne est particulièrement éloigné sur l'axe F3 (Figure III-26). Les concentrations correspondantes sont de 10 000 UFC/100mL en *E. coli* et de 5 500 UFC/100mL en entérocoques. Or, ce prélèvement est également caractérisé par une pluviométrie importante de 39 mm (Figure III-29). Une nouvelle ACP intégrant le paramètre pluviométrie journalière a été réalisée sur une matrice construite à partir des 43 prélèvements de mars 2009 à Février 2010. Le paramètre pluviométrie journalière contribue alors fortement à la troisième composante principale. Le coefficient de Pearson (coefficient de régression linéaire) est de 0,798 ($R^2=0,637$) pour *E. coli* vs pluviométrie et 0,841 ($R^2=0,707$) pour entérocoques vs pluviométrie. Ces corrélations sont néanmoins fortement influencées par l'événement particulier de mars 2009. Les résultats ont été confirmés par CAH : la pluviométrie journalière apparait alors dans le même cluster que les deux indicateurs de pollution d'origine fécale. Ainsi, les fortes pluies ont lessivé les déjections animales présentes sur la toiture. Lors d'une campagne de prélèvement bihebdomadaire sur deux cuves de récupération des eaux de pluie aux Pays-Bas une corrélation entre concentrations en *E. coli* et entérocoques et intensité de la pluie a été mise en évidence (Mendez et al., 2011). Au regard des résultats obtenus, un système de first-flush est susceptible d'améliorer la qualité des eaux collectées en terme de contamination fécale tout au moins, mais ceci aux dépens du rendement volumique de l'installation puisque les premiers millimètres de pluie seront perdus.

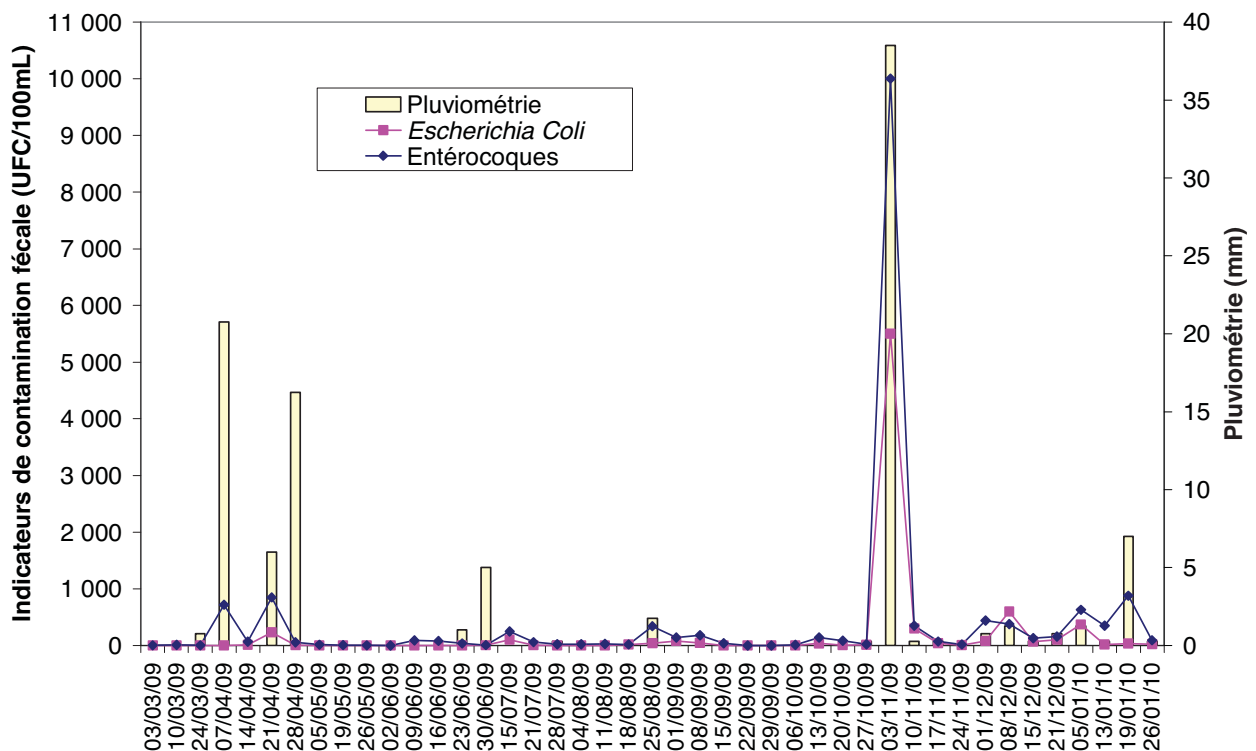


Figure III-29. Pluviométries journalière sur le site 1 et concentrations en entérocoques et *E. coli* dans la cuve

III.1.2 Bâtiment collectif en zone périurbaine avec toiture terrasse bitumée

Pour la construction de la matrice de données, seuls les paramètres analysés de façon hebdomadaire ont été retenus et les prélèvements pour lesquels certains résultats étaient manquants ou inexploitable ont été écartés. Ainsi, la matrice construite comprend 44 colonnes représentant les différents prélèvements et 19 lignes correspondant aux paramètres analysés. Les prélèvements ont été identifiés en fonction des saisons : 7 prélèvements ont été réalisés en automne 2009, 10 en hiver 2010, 11 au printemps 2010, 11 en été 2010 et enfin 5 lors de l'automne 2010. Les valeurs de cette matrice ont été centrées et réduites.

III.1.2.1 Résultats

III.1.2.1.1 Corrélations entre les paramètres

Parmi les 19 composantes principales, la première (F1) explique 51,11 % de la variance totale, la deuxième (F2) 11,49 %. Ainsi, les deux premières composantes permettent d'expliquer 63 % de la variance totale du jeu de données. Le passage de 19 à 2 dimensions, soit une réduction de 89 %, s'accompagne donc d'une perte de 37 % de l'information initiale. La Figure III-22 présente le cercle des corrélations pour le plan défini par les axes F1 et F2. Une variable est d'autant mieux représentée par un axe qu'elle est proche du bord du cercle.

La plupart des variables contribuent à la première composante principale. Le pH est corrélé négativement avec tous ces paramètres.

La deuxième composante principale représente la contamination fécale via les concentrations en entérocoques et en *E. coli*.

Pour confirmer les corrélations entre les paramètres, une CAH a été effectuée à partir du jeu de données initial. L'application de la CAH a conduit à un dendrogramme présenté sur la Figure III-31 et sur lequel sont identifiés trois clusters. Le premier correspond à la deuxième composante principale F2 de l'ACP. Le pH qui était situé sur la partie négative de l'axe F1 est également compris dans ce cluster. La première composante principale correspond à deux clusters. Le premier regroupe les microorganismes revivifiables et la température tandis que les autres paramètres physico-chimiques sont rassemblés dans le dernier cluster.

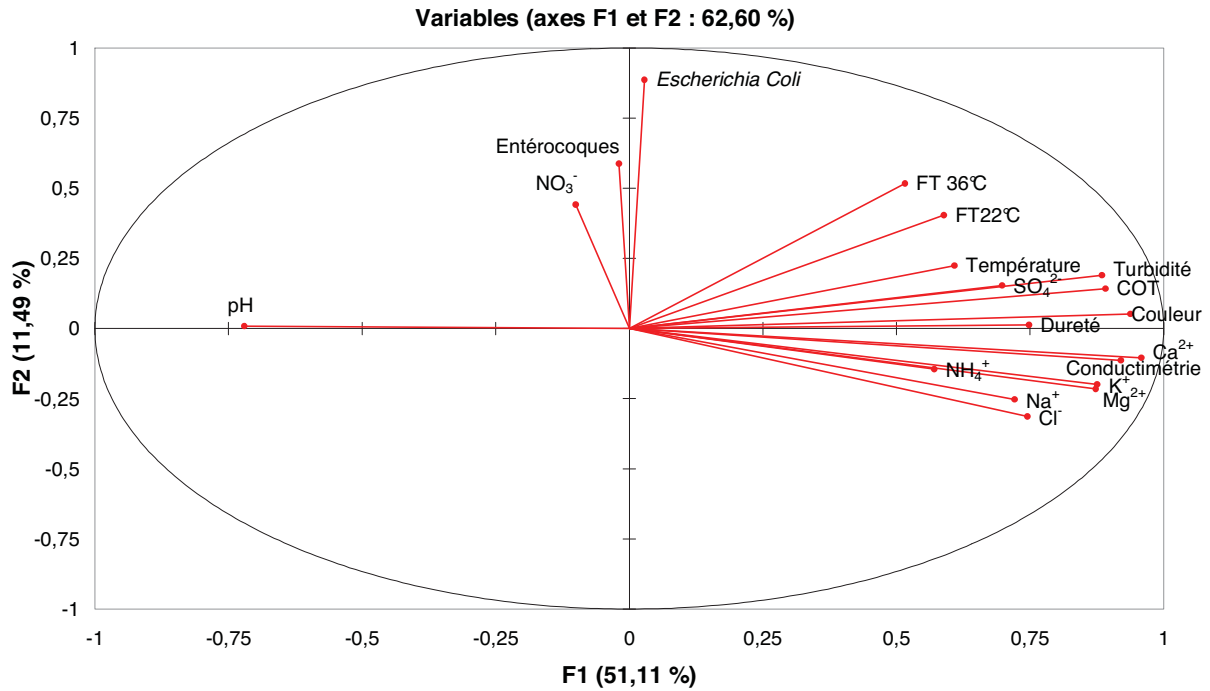


Figure III-30. ACP sur la matrice de données issues du suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau dans la cuve du site 2 - Cercle des corrélations selon les axes F1 et F3
 → Une variable est d'autant mieux représentée qu'elle est proche du bord du cercle

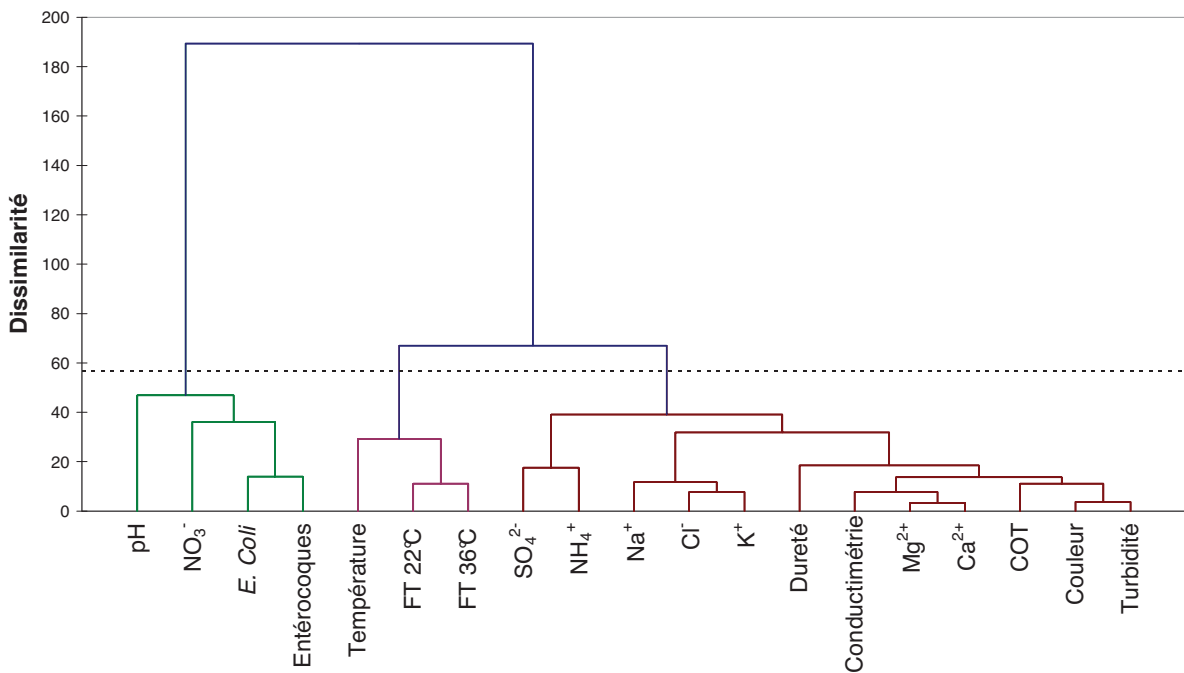


Figure III-31. CAH sur la matrice de données issue du suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau dans la cuve du site 2 – Méthode de Ward – Dendrogramme des variables

III.1.2.1.2 Qualité des prélèvements hebdomadaires au cours des saisons

Pour évaluer l'influence de la saison de prélèvement sur la qualité de l'eau stockée en cuve, les différents prélèvements ont été représentés dans le plan formé par les deux premières composantes principales F1 et F2 sur la Figure III-32.

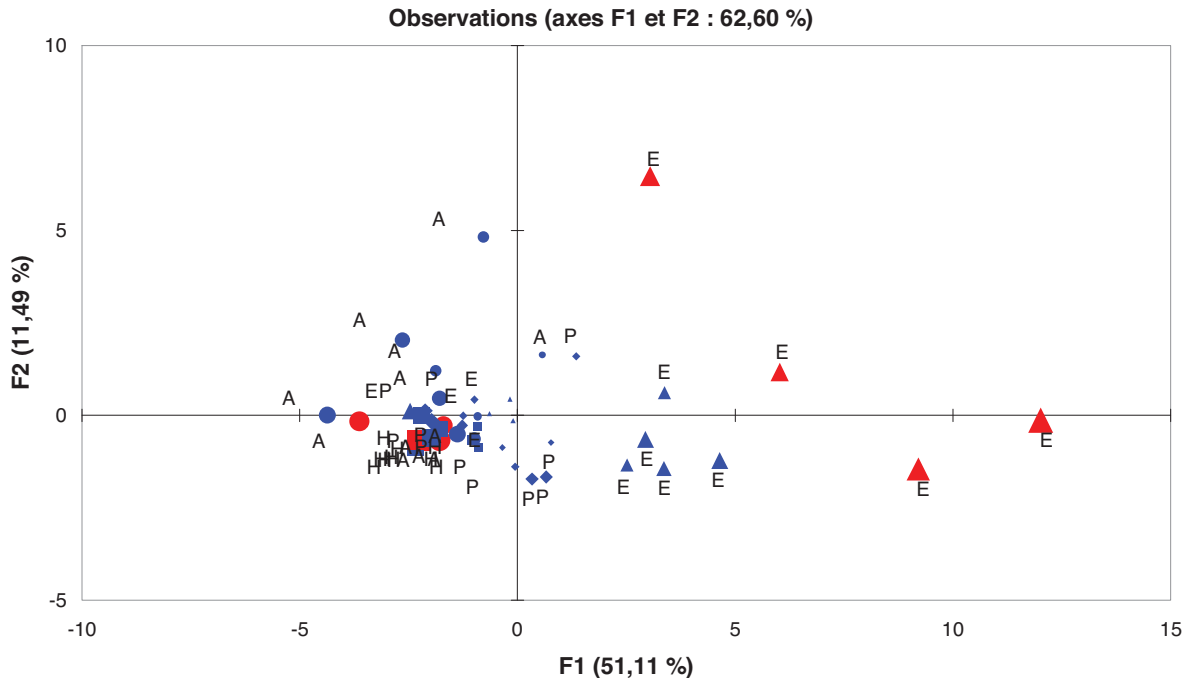


Figure III-32. ACP sur la matrice de données issue du suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau dans la cuve du site 2 - Représentation des prélèvements selon les axes F1 et F2

→ E=été ; A=automne ; H=hiver ; P=printemps

→ La taille des points est proportionnelle à la valeur du cosinus carré correspondante. Les points en rouge correspondent à des valeurs de cosinus carré supérieures à 0,7.

III.1.2.2 Interprétations

III.1.2.2.1 Particularité de la période estivale

Les prélèvements réalisés en été sont globalement bien représentés dans le plan défini par les deux premières composantes principales. Les points correspondants sont déplacés selon l'axe F1 (Figure III-32) et sont différenciables du reste du nuage. Plus précisément la période qui s'étend de mi-juillet à mi-octobre s'est révélée particulière. Dans la Tableau III-7, les valeurs obtenues sur cette période pour plusieurs paramètres physico-chimiques sont comparées aux valeurs obtenues durant le reste de l'année.

Tableau III-7. Particularités des eaux stockées dans la cuve du site 2 de mi-juillet à mi-octobre

	De mi-juillet à mi-octobre				Le reste de l'année			
	n	Minimum	Maximum	Moyenne	n	Minimum	Maximum	Moyenne
pH	14	4,1	6,2	4,8	38	5,5	6,6	6,1
Température	14	16,9	24,5	21,5	38	17,4	25,6	22,0
Couleur	13	2,5	210,0	95,8	37	2,5	75,0	27,0
Turbidité	14	1,4	12,1	6,7	38	1,1	6,3	2,3
DCO	3	33,0	600,0	314,3	10	15,0	32,0	16,7
Nt	3	2,0	6,1	3,5	6	0,0	3,5	0,9
Pt	2	0,1	0,3	0,2	2	0,1	0,4	0,3
DBO ₅	3	10,0	330,0	130,0	11	1,5	3,0	1,7
COT	14	2,3	160,0	53,9	38	1,0	15,0	5,2

→ Les valeurs des paramètres physico-chimiques caractérisant les eaux stockées dans la cuve de mi-juillet à mi-octobre sont de l'ordre de grandeur de celles rencontrées dans des eaux usées.

L'évolution du pH au cours de l'année est représentée sur la Figure III-33. Globalement les eaux stockées dans la cuve présente un pH légèrement acide avec une valeur moyenne de 6,1. La période estivale s'accompagne d'une diminution du pH qui devient alors voisin de 4,8. Dans une étude sur les eaux météorites à Mexico, une forte corrélation entre H⁺ et NO₃⁻, et avec SO₄²⁻ dans une moindre mesure, a été mise en évidence, la source de ces ions était anthropogénique (Baez et al., 2007). Or, dans notre étude, la diminution de pH n'est pas corrélée à une augmentation des concentrations en ions nitrate et sulfate.

Parallèlement, une importante augmentation des concentrations en carbone organique total est observable de fin juillet à mi-octobre (Figure III-34). Cette période coïncide avec la saison des pollens d'herbacées. Dans une étude en Allemagne, les valeurs maximales de carbone organique total coïncidait également avec la production de pollen par les fleurs (Schriewer et al., 2008). D'importantes valeurs de couleur et de turbidité ont également été enregistrées à la même période.

Durant la période estivale, l'utilisation de l'eau stockée en cuve a été modérée du fait du ralentissement de l'activité de l'établissement. Les températures ambiantes étaient élevées et les pluviométries peu abondantes réparties sous forme d'orages violents. La présence importante de pollen a notamment entraîné une augmentation du carbone organique total. Une contamination importante du système par un biofilm a été constatée. Les conditions étaient donc propices au développement des microorganismes. Or, le formaldéhyde est produit naturellement lors du métabolisme intermédiaire de la plupart des organismes vivants : microorganismes, animaux et plantes (AFSSA, 2004). L'acidification du milieu est donc sans aucun doute une conséquence de l'intense activité microbologique (Figure III-33).

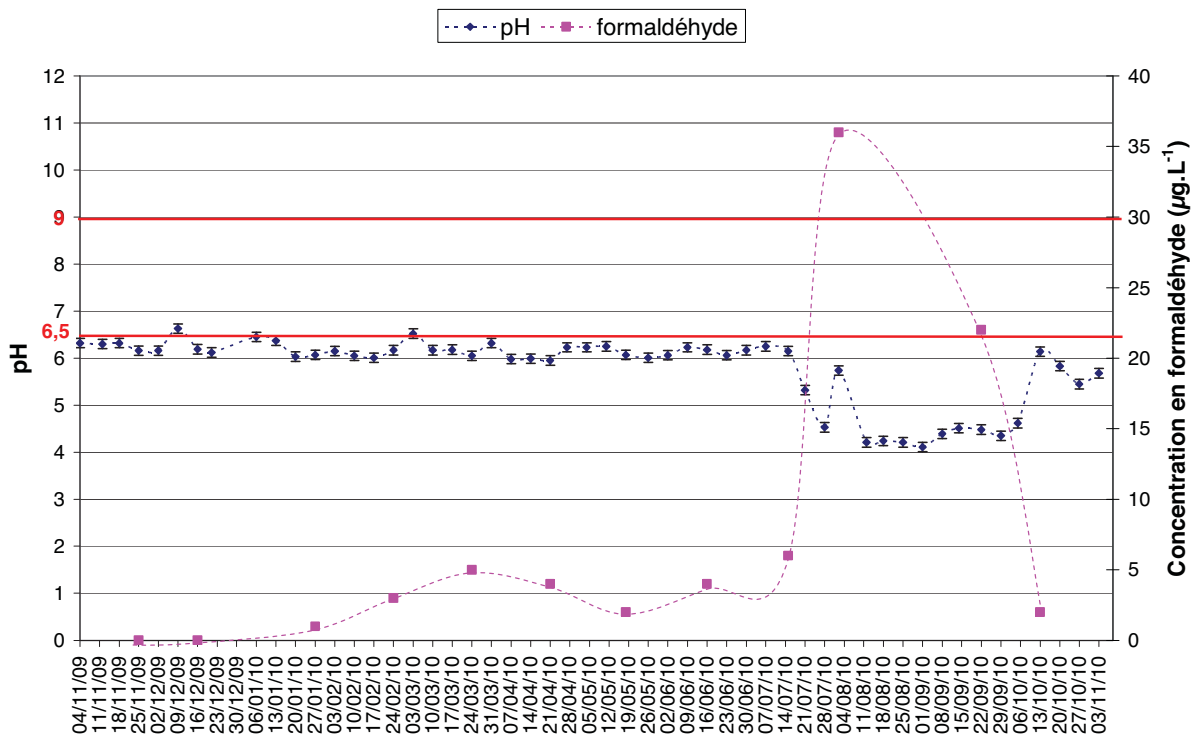


Figure III-33. Evolution du pH et de la concentration en formaldéhyde des eaux de la cuve du site 2

→ Les références de pH pour l'eau potable figurent en rouge.

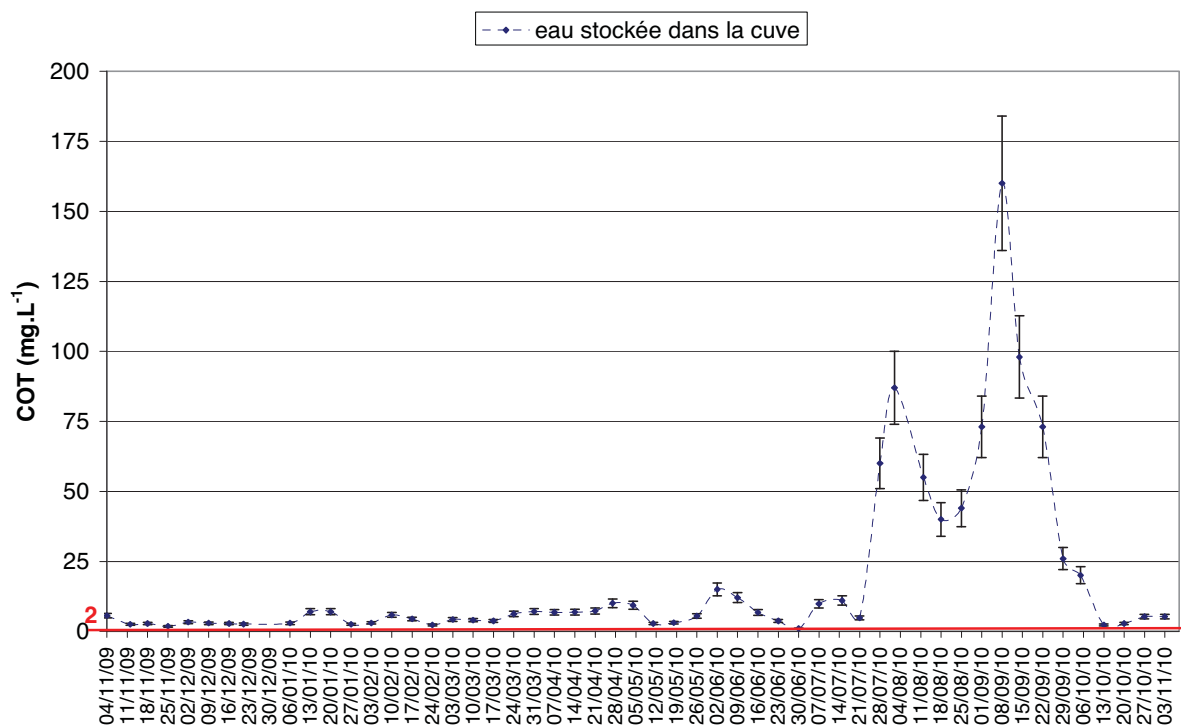


Figure III-34. Evolution de la concentration en carbone organique total des eaux de la cuve du site 2

III.1.2.2.2 Influence de la pluviométrie sur la contamination fécale

Les concentrations en entérocoques et *E. coli*, indicateurs de contamination fécale, apparaissent fortement corrélées. La période estivale ne s'est pas accompagnée d'une augmentation notable de la contamination par les entérocoques ou *E. coli*. Seul un pic de contamination fécale a été observé suite à un orage début août (Figure III-35). Une nouvelle ACP intégrant le paramètre pluviométrie journalière a été réalisée. La plus forte contribution du paramètre pluviométrie journalière est alors liée à la deuxième composante principale qui représente la contamination fécale. Les résultats ont été confirmés par CAH : la pluviométrie journalière apparaît alors dans le même cluster que les deux indicateurs de pollution d'origine fécale. En fait, l'ensemencement des eaux de la cuve en *E. coli* et entérocoques semble bien résulter d'un décrochage des déjections animales lors d'évènement pluvieux de fortes intensités.

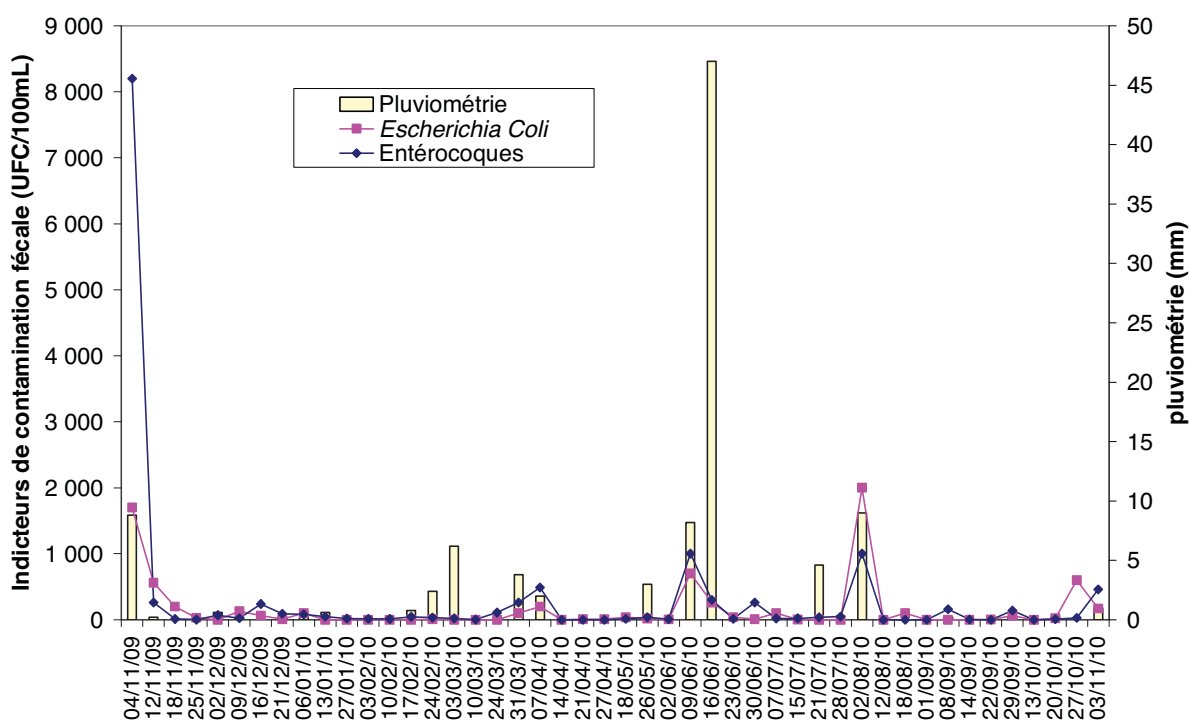


Figure III-35. Pluviométries journalière sur le site 2 et concentrations en entérocoques et *E. coli* dans la cuve

III.2 Analyses mensuelles

III.2.1 Contamination par les pesticides

Une détermination des pesticides (405 composés) a été réalisée de façon mensuelle dans les eaux des deux cuves étudiées. Les résultats en termes de concentrations sont présentés au paragraphe II.1.3.2.

Une analyse en composantes principales a été conduite pour aider à l'interprétation des résultats. Les résultats inférieurs à la limite de quantification ont été pris égaux à la moitié de cette valeur et les résultats inférieurs à la limite de détection ont été pris égaux à zéro.

Les cercles des corrélations sont fournis : graphiquement une variable est d'autant mieux représentée par une composante qu'elle est proche du bord du cercle. Les différentes dates de prélèvements ont également été représentées dans le plan F1-F2 de façon à illustrer

l'influence de la saison de prélèvement sur la nature des pesticides retrouvés. La Figure III-36 et la Figure III-37 présentent ces résultats respectivement pour le premier site en zone rurale et le deuxième site en zone périurbaine.

Concernant le premier site localisé en zone rurale, la nature des pesticides détectés est en accord avec les pratiques culturales de la région. Trois groupes principaux ont pu être mis en évidence (Figure III-36). Tout d'abord, la présence concomitante de certains pesticides peut être attribuée à la proximité de vignobles. Ainsi le glyphosate est l'herbicide le plus utilisé en termes de surface dans les vignobles français. Le dimétomorphe et l'iprovalicarbe sont utilisés pour combattre le mildiou, le tebuconazole est utilisé contre l'oïdium et le boscalid contre le botrytis. Les composés du second groupe sont plus caractéristiques des grandes cultures. L'acetolachlore est en effet un herbicide principalement utilisé sur le maïs au début de la levée et en fin de culture. Le pendimethaline est utilisé sur le tournesol, le blé et le maïs. Le metolachlore est également utilisé sur les cultures de maïs tandis que l'aclonifen est plus approprié pour celles de tournesol. Le carbendazime est essentiellement utilisé sur les cultures maraîchères. Le troisième groupe est mal représenté sur les deux premières composantes principales. Néanmoins, il peut être souligné que le chlormequat chlorure, l'isoproturon et le chlortuluron sont des pesticides caractéristiques des cultures d'hiver. Les prélèvements réalisés en été sont représentés dans la direction du premier groupe, ceux réalisés au printemps sont en direction du second groupe. Ces représentations sont cohérentes avec les périodes de traitements de la vigne qui s'étalent jusqu'aux vendanges en septembre, tandis que la plupart des traitements utilisés sur les grandes cultures sont réalisés plus tôt dans l'année, la récolte ayant lieu en été. Les autres prélèvements, correspondants à l'hiver, l'automne et le début du printemps, sont rassemblés au centre du graphique selon la direction du troisième groupe. Il faut néanmoins rappeler que ce groupe est mal représenté sur le plan formé par les deux composantes principales considérées.

Concernant le deuxième site, l'ACP conduit à l'identification de deux groupes principaux de pesticides (Figure III-37). La représentation des prélèvements souligne à nouveau la particularité de ceux réalisés à la fin du printemps et en été. Les pesticides concernés correspondent non seulement à certains déjà quantifiés sur le premier site en zone rurale et caractéristiques d'activités agricoles de type grandes cultures mais aussi à des pesticides utilisés classiquement sur les arbres fruitiers. La présence de pesticides sur ce site d'étude semble donc plus résulter des activités agricoles à proximité que les pratiques urbaines.

Certains pesticides ont été détectés ou quantifiés lors de cette étude alors que leur utilisation est interdite parfois depuis plusieurs années (Tableau III-8). Cette présence peut-être due soit à un transport longue distance depuis des zones où ils sont utilisés légalement, soit à une importante persistance dans l'environnement, soit à une utilisation frauduleuse.

Tableau III-8. Pesticides détectés lors de l'étude dont l'usage est interdit en France

Pesticide		Interdiction
DNOC	Dinitro-ortho-cresol	Depuis novembre 2005
Fenuron	3-Phenyl-1,1-diméthylurea	Usage non autorisé en France
Hydroxyterbuthylazine	2-Hydroxy-4-éthylamino-6-tert-butylamino-1,3,5-triazine	Depuis 2005
Simazine	6-chloro-N,N'-diéthyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine	Depuis le 24 septembre 2001
Terbutylazine	6-chloro-N-(1,1-diméthylethyl)-N'-éthyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine	Depuis le 30 juin 2004
Terbutylazine desethyl		Depuis le 30 juin 2005

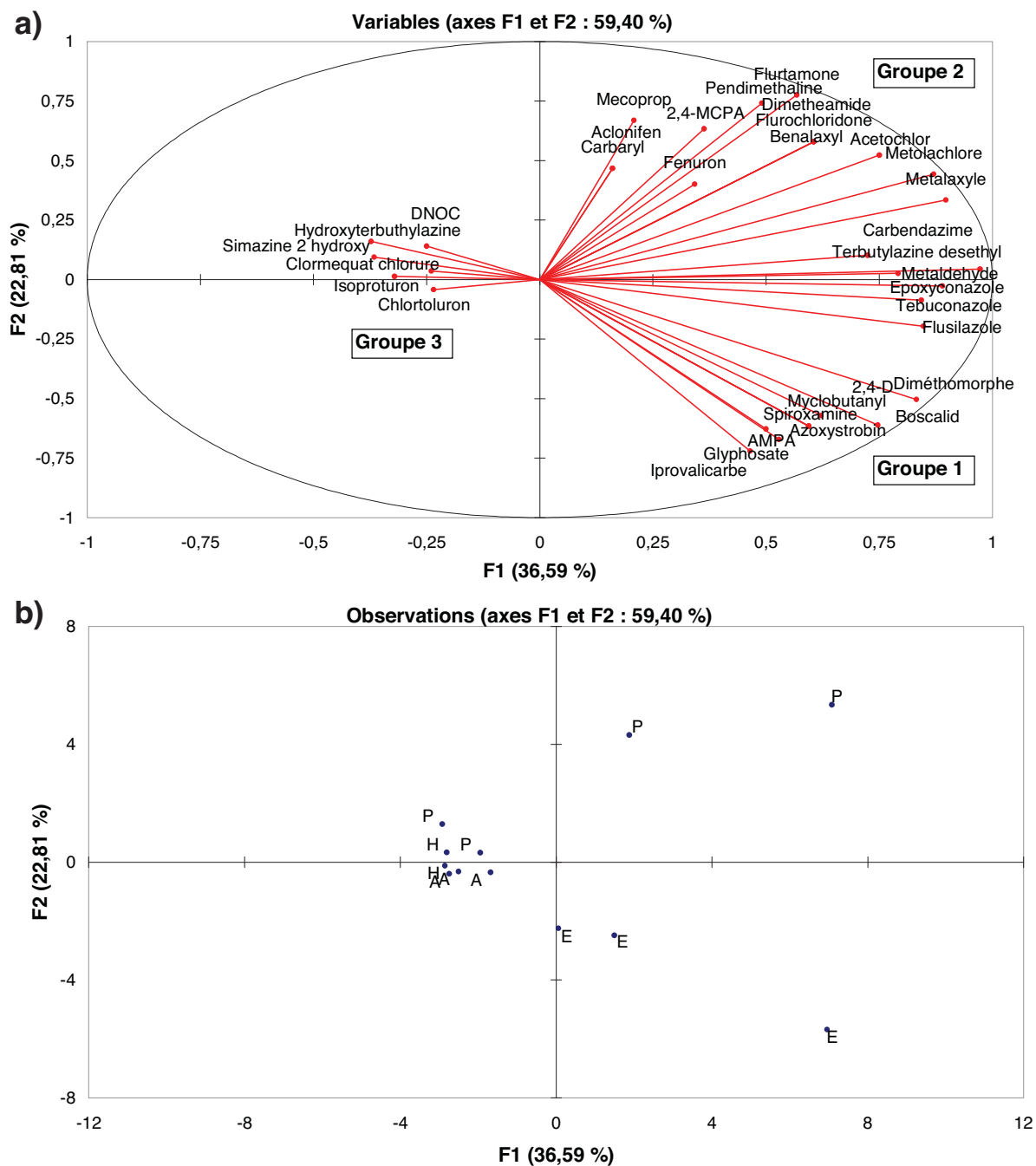


Figure III-36. Résultats dans le plan F1-F2 de l'ACP conduite sur les concentrations en pesticides retrouvées dans la cuve du site rural - a) Cercle des corrélations - b) Représentation des 12 prélèvements

→ E=Eté ; A=Automne ; H=hiver ; P=printemps

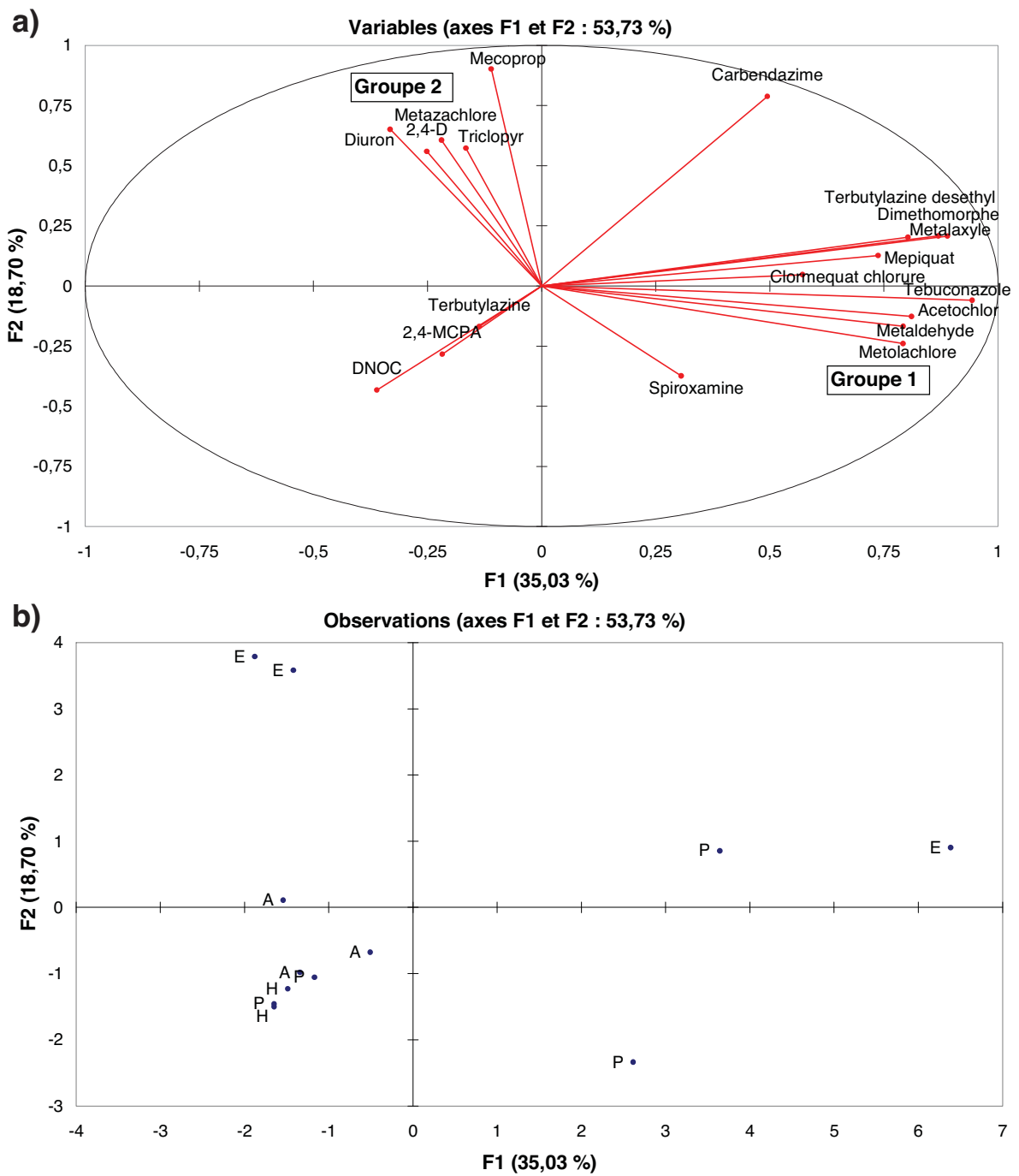


Figure III-37. Résultats dans le plan F1-F2 de l'ACP conduite sur les concentrations en pesticides retrouvées dans la cuve du site semi-urbain - a) Cercle des corrélations - b) Représentation des 12 prélèvements

→ E=Eté ; A=Automne ; H=hiver ; P=printemps

Le pourcentage d'occurrence du mecoprop dans les eaux de ruissellement du site périurbain stockées en cuve est de 100 %. Dans cette étude, la source de ce pesticide dans les eaux de ruissellement est sans aucun doute le matériau de la surface de collecte. Cet herbicide est en effet souvent utilisé pour le traitement de toitures en tant qu'agent protecteur contre la pénétration des racines, notamment dans la cas de toitures bitumées (Bucheli et al., 1998). La Figure III-38 présente conjointement la pluviométrie journalière, la température mensuelle moyenne et les concentrations en mecoprop dans la cuve de récupération des eaux de pluie au cours de l'année de prélèvements. Le relargage apparaît d'autant plus important que la température ambiante est élevée. Ainsi, les concentrations maximales ont été retrouvées en été. Ces résultats sont en accord avec ceux reportés par Bucheli et al. (Bucheli et al., 1998).

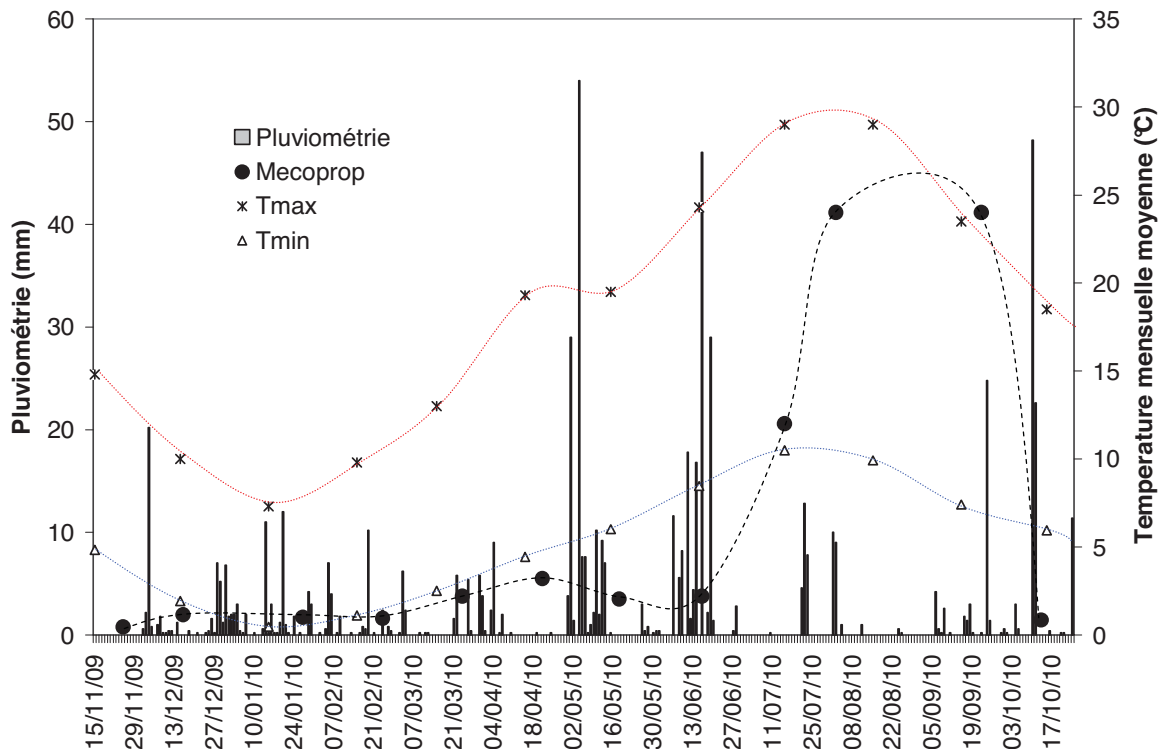


Figure III-38. Evolution des concentrations en mecoprop dans la cuve du site 2 en zone périurbaine avec toiture terrasse bitumée

III.2.2 Physico-chimie et microbiologie

Le suivi hebdomadaire a été complété une fois par mois par des paramètres physico-chimiques et microbiologiques supplémentaires : DCO, DBO₅, Nt, Pt, éléments traces métalliques, *Pseudomonas aeruginosa*, *Aeromonas*, et la recherche de légionelles. Ainsi, douze prélèvements par site répartis sur une année ont été caractérisés par 34 paramètres descriptifs. Une CAH a été effectuée pour interpréter ces résultats. Les dendrogrammes obtenus pour la maison individuelle et le bâtiment collectif sont respectivement présentés sur la Figure III-39 et la Figure III-40.

Concernant le premier site, trois clusters sont mis en évidence par la CAH. Le premier comprend essentiellement des paramètres liés à la charge organique globale des échantillons. Le deuxième cluster regroupe la plupart des paramètres ioniques. Enfin, les indicateurs de contamination fécale sont présents dans le dernier cluster. Concernant le deuxième site, un premier cluster rassemble la plupart des paramètres physico-chimiques. Deux autres groupes concernent les paramètres microbiologiques.

Ainsi, globalement, les composantes principales obtenues à partir de la matrice de données correspondant aux analyses mensuelles sont similaires à celles qui ont été mises en évidence

lors du traitement des résultats du suivi hebdomadaire. Il est intéressant d'observer où se situent les paramètres supplémentaires par rapport à ces clusters.

La plupart des éléments traces métalliques sont dans le même cluster que les paramètres couleur et turbidité. En effet, les métaux qu'ils soient sous forme particulaire ou sous forme dissoute impacte sur ces valeurs. Certains auteurs indiquent *Aeromonas* en tant que possible indicateur de la contamination microbiologique des eaux de ruissellement (Simmons et al., 2001). Sur les deux sites étudiés, la présence d'*Aeromonas* apparait seulement liée à la quantification de légionelles par PCR. Les concentrations en *Pseudomonas aeruginosa* ne sont pas clairement corrélées aux autres paramètres microbiologiques.

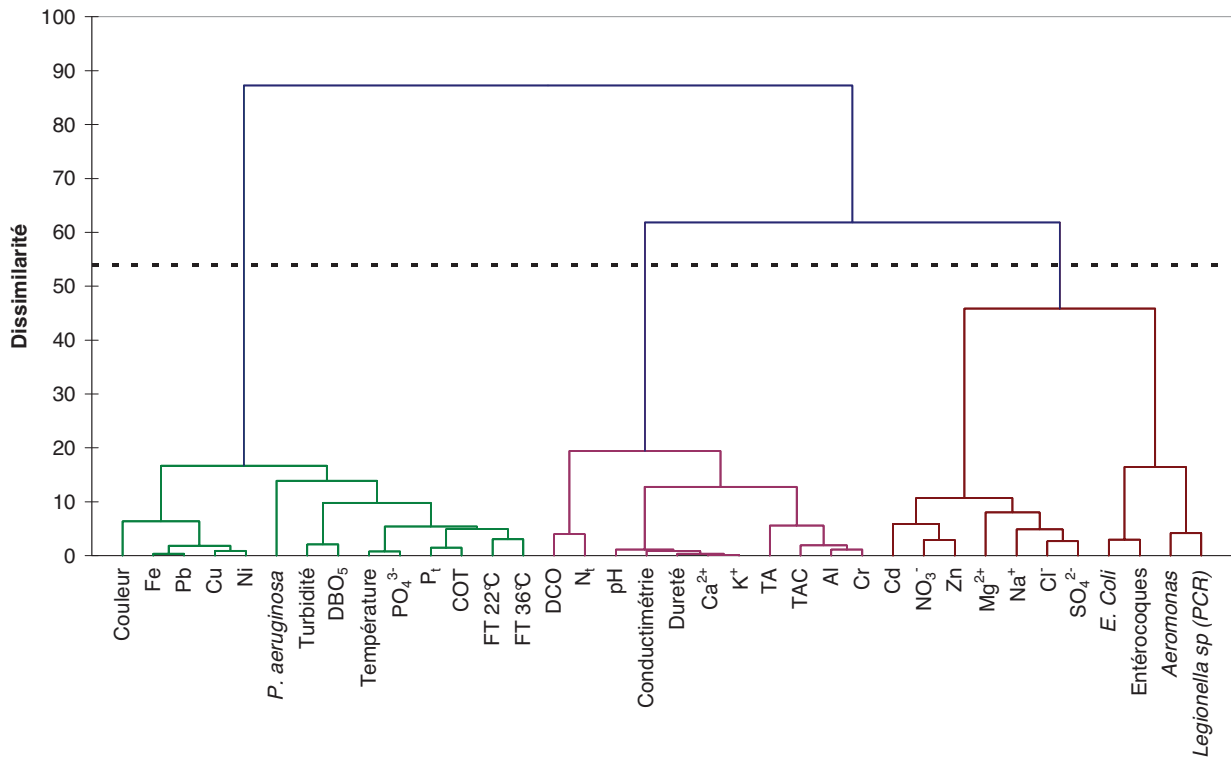


Figure III-39. CAH sur la matrice de données issue du suivi mensuel de la qualité de l'eau dans la cuve du site 1 – Méthode de Ward – Dendrogramme des variables

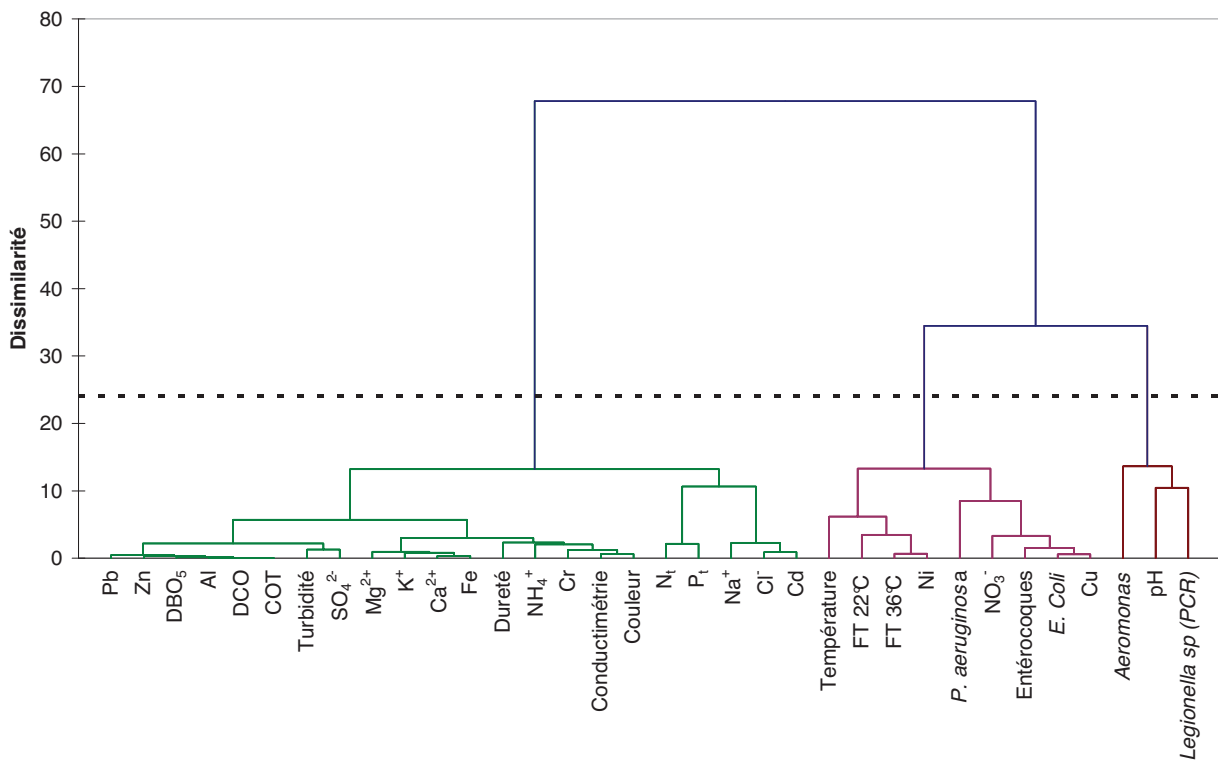


Figure III-40. CAH sur la matrice de données issue du suivi mensuel de la qualité de l'eau dans la cuve du site 2 – Méthode de Ward – Dendrogramme des variables

CONCLUSION

Les eaux de pluie collectées et stockées en cuve PEHD, respectivement de 5 et 30 m³, sont clairement non potables. La plupart du temps, ces eaux présentent une qualité physico-chimique correcte puisque comparable à une eau usée traitée. Néanmoins, des valeurs de l'ordre de grandeur des concentrations rencontrées dans les eaux usées brutes ont été atteintes. La pollution en métaux des eaux stockées dans la cuve dépend essentiellement de la nature de la surface de collecte et des descentes pluviales sources de zinc (acier zingué) ou de plomb (PVC). Globalement, les HAP n'ont pas été quantifiés dans les eaux ruisselées stockées des deux sites. Un screening de 405 pesticides et métabolites a permis de mettre en évidence la présence de ces composés dans les cuves de récupération. La nature des composés dépend du site étudié et de son environnement. D'autre part, les eaux stockées en cuve révèlent une contamination microbiologique très variable, en témoignant l'amplitude des intervalles de valeurs obtenus et les variations saisonnières présentées. De plus, les valeurs médianes des résultats microbiologiques sont souvent beaucoup plus faibles que les valeurs moyennes du fait de la présence de nombreuses valeurs extrêmes. Enfin, des pathogènes de différentes natures ont été quantifiés à plusieurs reprises: oocystes de *Cryptosporidium*, kystes de *Giardia*, *Legionella pneumophila*, *Aeromonas* et *Pseudomonas aeruginosa*.

Lors de l'étude des deux sites, environ cinquante prélèvements d'eaux ruisselées stockées, effectués de façon hebdomadaire à différentes saisons, ont été caractérisés par vingt-deux paramètres physico-chimiques et microbiologiques. Des analyses multivariées ont été utilisées pour faciliter l'exploitation des résultats obtenus. Les composantes obtenues par analyse en composantes principales ont été confirmées par les clusters obtenus en classification ascendante hiérarchique. Ainsi, la variance des données disponibles peut être décrite par trois composantes : la composante ionique, la charge organique et la contamination fécale. L'étude de chacune de ces composantes principales a permis d'exploiter les résultats. Tout d'abord, les concentrations ioniques peuvent être fortement influencées par des événements climatiques particuliers. Le calcaire issu de l'érosion et remis en suspension peut, en effet, entraîner des pluies basiques. Ensuite, un impact des saisons a été mis en évidence. En été, les températures plus élevées et les pluviométries plus faibles s'accompagnent d'une dégradation de la qualité microbiologique des eaux stockées. La multiplication de la flore microbienne et la contamination du système par un biofilm résulte de la présence de conditions propices telles que des températures élevées, la présence de source carbonées, d'azote et de phosphore. Enfin, les deux indicateurs de contamination fécale suivis ne permettent pas de refléter la contamination microbiologique globale. En fait, la présence d'*E.coli* et d'entérocoques apparaît liée à un ensemencement par lessivage de la toiture lors d'évènement pluvieux. Ainsi, les importantes pluies d'automne introduisent une forte contamination fécale dans la cuve. L'utilisation de système tel qu'un first-flush pourrait améliorer la qualité de l'eau stockée en terme de contamination fécale, mais la qualité de l'eau ne peut néanmoins pas être garantie au cours de l'année.

Concernant les analyses effectuées de façon mensuelle, les analyses multivariées ont été utilisées pour révéler la structure du jeu de données acquis sur le terrain. Ainsi, les pesticides retrouvés dans les eaux de ruissellement sont essentiellement issus de l'agriculture et dépendent donc directement de l'environnement du site de collecte des eaux de pluies. Les traitements de toitures contre la pénétration des racines sont également une source de pesticides. La contamination par les pesticides des eaux collectées est une pollution plus locale que diffuse, d'origine anthropique.

PARTIE IV

ETUDE DE LA QUALITE AU FIL DU SYTEME

SOMMAIRE DE LA QUATRIEME PARTIE

I	QUALITE DES EAUX METEORITES ET DES EAUX DE TOITURES	109
I.1	RESULTATS	109
I.2	INTERPRETATIONS	109
I.2.1	<i>Eaux météorites</i>	113
I.2.2	<i>Eaux de ruissellement de toiture</i>	113
I.3	CONCLUSIONS.....	114
II	QUALITE DE L'EAU DISTRIBUEE	114
II.1	RESULTATS	114
II.1.1.1	Maison individuelle en zone rurale avec toiture en tuiles	114
II.1.1.2	Bâtiment collectif en zone périurbaine avec toiture terrasse bitumée	114
II.2	VARIABILITE DE LA QUALITE	114
II.2.1	<i>La problématique de la continuité de distribution</i>	114
II.2.2	<i>Qualité physico-chimique</i>	115
II.2.2.1	Paramètres de pollution globaux.....	115
II.2.2.1.1	Indicateurs de bascule	116
II.2.2.1.2	Filtration secondaire.....	118
II.2.2.2	Éléments traces métalliques (ETM).....	121
II.2.3	<i>Qualité microbiologique</i>	124
II.2.3.1	Nécessité d'une désinfection.....	129
II.2.3.2	Efficacité de la désinfection.....	129
II.2.4	<i>Analyses multivariées</i>	130
II.3	CONCLUSIONS.....	133
III	QUALITE DES SEDIMENTS DE FOND DE CUVE	134
III.1	RESULTATS	134
III.2	INTERPRETATIONS	134
III.2.1	<i>Éléments traces métalliques (ETM)</i>	134
III.2.2	<i>Di-ethyl-hexyl-phtalate (DEHP)</i>	135
III.2.3	<i>Hydrocarbures lourds et légers</i>	136
III.2.4	<i>Hydrocarbures aromatiques polycycliques</i>	137
III.3	CONCLUSIONS.....	138
	CONCLUSION.....	139

Dans cette partie, la qualité de l'eau au fil du système est étudiée. La première partie traite la qualité des eaux météorites et des eaux de ruissellement. Trois évènements pluvieux sur le premier site et cinq sur le deuxième site ont fait l'objet de prélèvements avant ruissellement sur la toiture et à l'aval des descentes pluviales. La deuxième partie concerne les eaux distribuées pour les usages. En effet, les usages peuvent être alimentés par la cuve de stockage des eaux de pluie collectées ou par un réservoir d'appoint alimenté par le réseau d'eau public. De plus, les eaux pompées subissent ensuite une filtration secondaire et une éventuelle désinfection avant d'être distribuées. Dans la dernière partie, les sédiments en fond de cuve ont été examinés. Ils ont été prélevés sur chaque site à l'occasion de la vidange annuelle.

I QUALITE DES EAUX METEORITES ET DES EAUX DE TOITURES

I.1 Résultats

Des prélèvements d'eaux météorites et d'eaux de ruissellement de toiture ont été réalisés à l'occasion d'évènements pluvieux : trois sur le premier site et cinq sur le deuxième site. Les résultats complets des analyses réalisées sont disponibles sous forme de tableaux en annexe II.

I.2 Interprétations

Le Tableau IV-1 et le Tableau IV-2 présentent les valeurs moyennes et les écarts-types pour les principaux paramètres physico-chimiques et les compositions ioniques. Les résultats des analyses microbiologiques sont fournis dans le Tableau IV-3 pour le premier site et le Tableau IV-4 pour le deuxième site. La Figure IV-1 illustre les concentrations en éléments traces métalliques obtenues sur les deux sites.

Tableau IV-1. Valeurs moyennes et écarts-types des principaux paramètres physico-chimiques – Site 1 (n=3) et site 2 (n=5)

		Site 1	Site 2
pH (-)	EM	6,6 ± 0,1	6,0 ± 0,4
	ER	6,5 ± 0,1	6,2 ± 0,3
Conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	EM	20,6 ± 18,8	14,4 ± 10,5
	ER	36,9 ± 24,1	24,7 ± 14,8
Couleur (mgPt.L ⁻¹)	EM	13,8 ± 10,8	9,1 ± 9,8
	ER	26,3 ± 29,4	92,8 ± 55,4
Turbidité (NTU)	EM	6,3 ± 5,3	1,9 ± 1,0
	ER	7,3 ± 8,3	2,6 ± 0,8
COT (mg.L ⁻¹)	EM	4,2 ± 3,6	3,1 ± 2,6
	ER	6,7 ± 4,7	9,4 ± 7,8

→ EM = eaux météorites ; ER = eaux de ruissellement de toiture

Tableau IV-2. Valeurs moyennes et écarts-types des concentrations ioniques – Site 1 (n=3) et site 2 (n=5)

		Site 1	Site 2
Cl ⁻ (mg.L ⁻¹)	EM	1,1 ± 0,7	1,4 ± 1,6
	ER	2,8 ± 2,5	1,2 ± 0,8
SO ₄ ²⁻ (mg.L ⁻¹)	EM	1,6 ± 2,1	1,0 ± 1,1
	ER	2,2 ± 1,9	1,8 ± 1,4
NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	EM	2,1 ± 3,2	1,2 ± 1,7
	ER	3,1 ± 4,3	1,7 ± 1,3
Mg ²⁺ (mg.L ⁻¹)	EM	0,1 ± 0,1	<0,1
	ER	0,2 ± 0,2	<0,1
Ca ²⁺ (mg.L ⁻¹)	EM	1,3 ± 1,5	1,2 ± 1,4
	ER	2,2 ± 1,5	2,2 ± 1,8
Na ⁺ (mg.L ⁻¹)	EM	0,7 ± 0,3	0,6 ± 0,3
	ER	1,2 ± 1,1	1,3 ± 1,3
K ⁺ (mg.L ⁻¹)	EM	0,7 ± 0,5	0,7 ± 0,9
	ER	1,3 ± 1,7	0,6 ± 0,3
NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	EM	1,0 ± 1,2	0,7 ± 0,6
	ER	1,3 ± 1,0	0,8 ± 0,6

→ EM = eaux météorites ; ER = eaux de ruissellement de toiture

Tableau IV-3. Qualité des eaux météorites (EM) et de ruissellement de toitures (ER) – Site 1

<i>Paramètre</i>	<i>Unité</i>	07/04/09		25/08/09		05/11/09	
		EM	ER	EM	ER	EM	ER
Bactéries coliformes	UFC/100mL	<100	<100	10	3 500	<100	ILLISIB
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100mL	<10	<10	10	700	<10	4 100
Entérocoques	UFC/100mL	0	3	<10	1 400	0	96 000
Microorg. revivifiables à 22°C	UFC/mL	490	1 200	25 800	>300 000	227	49 000
Microorg. revivifiables à 36°C	UFC/mL	117	191	71 000	116 000	182	41 000
<i>Aeromonas</i>	UFC/100mL	<10	10		160	3 275	INCOMPT
<i>Legionella species</i> (Culture)	UFC/L	<500	<25 000	<25 000	<25 000	<250	<500
<i>Legionella pneumo</i> (Culture)	UFC/L	<500	<25 000	<25 000	<25 000	<250	<500
<i>Legionella species</i> (PCR)	UG/L		49 000		49 000	<8 300	180 000
<i>Legionella pneumo</i> (PCR)	UG/L		<1 700		<680	<1 700	<680
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	n/100mL	0	0		0	0	0

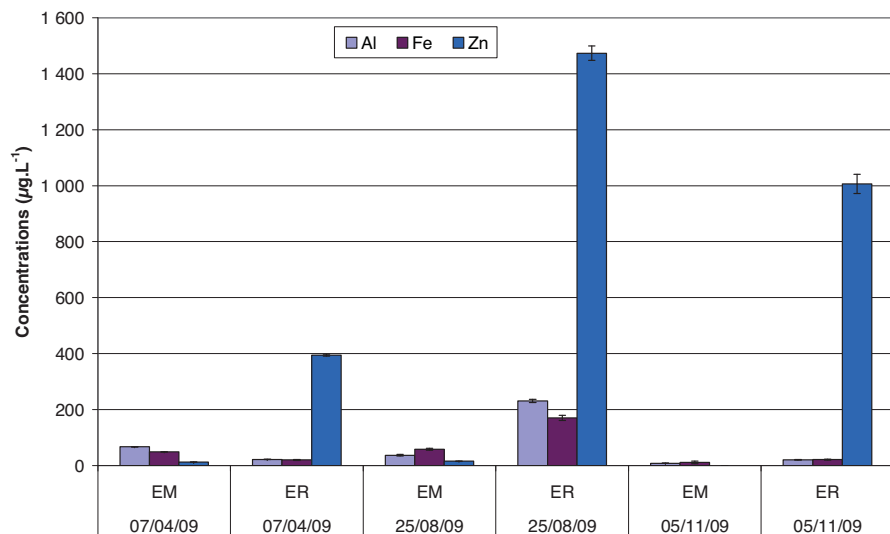
→ INCOMPT = incomplète

Tableau IV-4. Qualité des eaux météorites (EM) et de ruissellement de toitures (ER) – Site 2

<i>Paramètre</i>	<i>Unité</i>	30/03/10		04/05/10		11/01/11		14/02/11		03/05/11	
		EM	ER	EM	ER	EM	ER	EM	ER	EM	ER
Bactéries coliformes	UFC/100mL	>10 000	<100	50	<100	0	ILLISIB	<100	<100	<10	0
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100mL	0	40	6	570	0	100	0	0	<10	200
Entérocoques	UFC/100mL	0	1 700	9	10 000	0	>1 000	1	670	0	1 000
Microorg. revivifiables à 22°C	UFC/mL	>3 000	84 000	x	x	182	8 500	1 100	13 500	370	52 000
Microorg. revivifiables à 36°C	UFC/mL	>3 000	27 000	x	x	40	1 760	1 000	2 010	180	27 000
<i>Aeromonas</i>	UFC/100mL	INCOMPT	INCOMPT	10	20	0	0	0	0	0	0
<i>Legionella species</i> (Culture)	UFC/L	<680	<500	<250	<250	<250	2 700		<500		<500
<i>Legionella pneumo</i> (Culture)	UFC/L	<680	<500	<250	<250	<250	2 700		<500		<500
<i>Legionella species</i> (PCR)	UG/L		170 000	3 000	28 000	50 000	1 300 000	34 000	34 000		65 000
<i>Legionella pneumo</i> (PCR)	UG/L		<3 300	<170	<8 300	<680	9 000	<680	4 800		<680
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	n/100mL	INCOMPT	0	0	4	65	100	0	0	1 800	5 900

→ INCOMPT = incomplète

Site 1



Site 2

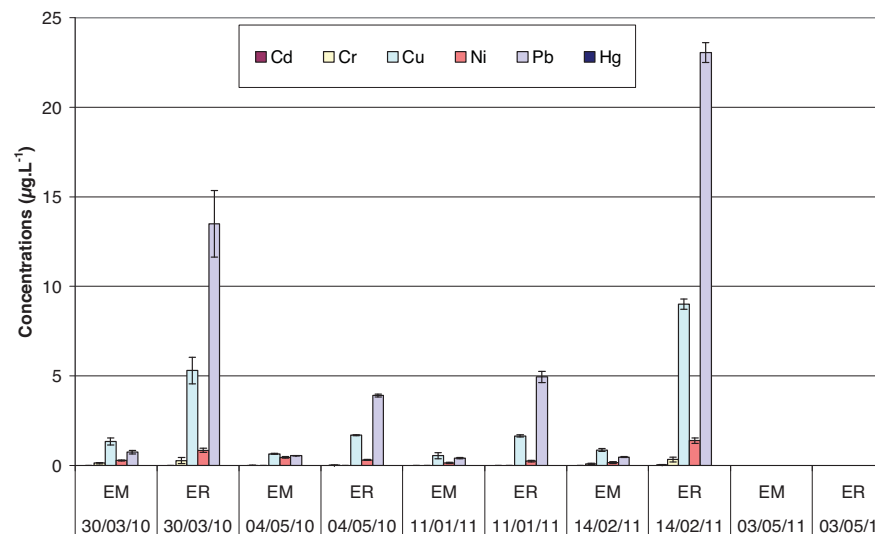
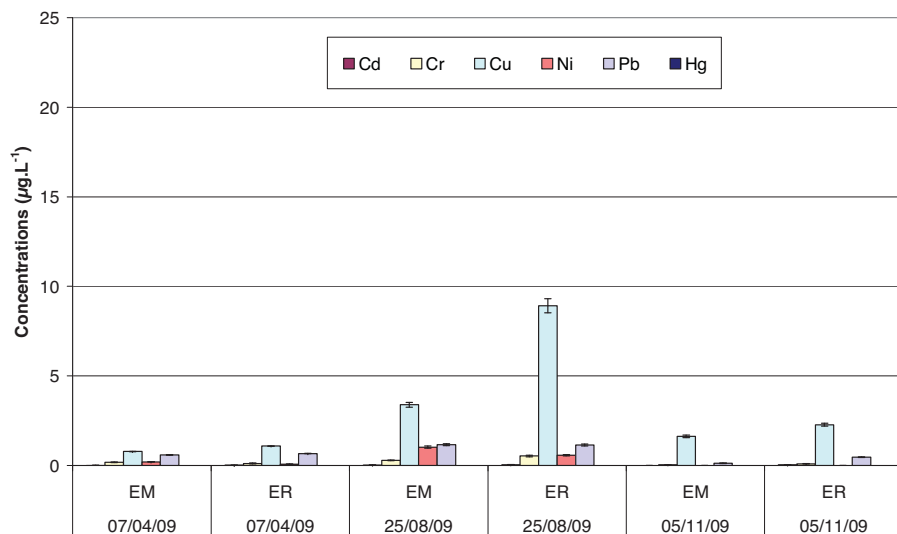
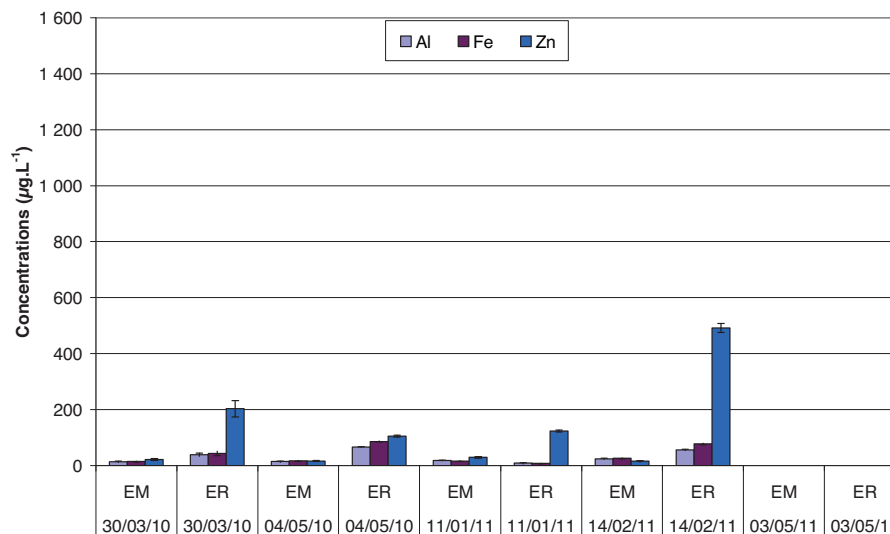


Figure IV-1. Concentrations en éléments traces métalliques dans les eaux météorites (EM) et les eaux de ruissellement de toiture (ER) sur les deux sites

I.2.1 Eaux météorites

Le premier site est situé en zone rurale et le deuxième site en zone périurbaine. Sur les deux sites, le pH des eaux météorites est légèrement acide et varie peu d'un prélèvement à l'autre. Les valeurs moyennes données pour les principaux paramètres, dont les concentrations ioniques, reflètent une bonne qualité physico-chimique. Le nombre de prélèvement réalisé n'a pas permis de mettre en évidence des spécificités géographiques liées à l'environnement rural ou périurbain des sites. Par contre, il est clair que la qualité de la ressource est instable au cours de l'année, ce qu'illustrent les écarts-types importants pour chaque site. La qualité microbiologique est également très variable, notamment à cause de la présence occasionnelle d'organismes d'origine environnementale tels qu'*Aeromonas* et *Pseudomonas aeruginosa*. Les concentrations en métaux sont du même ordre de grandeur sur les deux sites. Les métaux majoritaires sont le fer, l'aluminium et le zinc avec des concentrations de quelques dizaines de $\mu\text{g.L}^{-1}$. Dans la littérature, des concentrations élevées en zinc et en cuivre dans les dépôts atmosphériques ont été attribués aux véhicules en environnement urbain (Conko et al., 2004). Le zinc est également un composant des revêtement de pneus (Councell et al., 2004).

I.2.2 Eaux de ruissellement de toiture

Les surfaces de collecte étudiées sont une toiture en tuiles avec des pentes de l'ordre de 30 % et une toiture terrasse bitumée. Les eaux de ruissellement prélevées ont lessivé ces surfaces et ont transité via les descentes pluviales. Globalement, le ruissellement s'accompagne d'une dégradation de la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux. En effet, les eaux météorites lorsqu'elles ruissellent sur la toiture lessivent les dépôts atmosphériques qui s'y sont accumulés (Meera and Ahammed, 2006). Ainsi, les valeurs de conductivité, couleur, turbidité et carbone organique total apparaissent plus élevées après ruissellement. Les microorganismes revivifiables, indicateurs de la charge microbiologique globale des échantillons, présentent des concentrations beaucoup plus élevées que celles rencontrées dans les eaux météorites correspondantes. De la même façon, la contamination fécale augmente, sans doute à cause de la présence de déjections animales sur la toiture.

Concernant les métaux, le ruissellement s'accompagne sur les deux sites d'une augmentation des concentrations moyennes notamment en aluminium, en fer et en cuivre: elles sont globalement multipliées par deux. Le lessivage des produits de corrosion des parties métalliques de la toiture explique cette augmentation fréquemment rapportée dans la littérature (Gromaire-Mertz et al., 1999; Uba and Aghogho, 2000; Gromaire et al., 2002; Van metre and Mahler, 2003; Chang et al., 2004). Sur le premier site, les concentrations en zinc sont multipliées par cent à l'issue du ruissellement. Or, les quatre descentes pluviales de ce site sont en acier zingué. Leur érosion explique donc les fortes concentrations en zinc retrouvées dans les eaux de ruissellement. Sur le deuxième site, les eaux collectées sur la toiture sont drainées via des canalisations en PVC. Les vingt-huit points de collecte répartis sur la toiture sont équipés de crapaudines en acier zingué. Les concentrations en zinc dans les prélèvements réalisés en bas des descentes pluviales sont plus importantes que celles quantifiées dans les eaux météorites correspondantes: elles sont multipliées par dix. Le ruissellement sur ce bâtiment conduit également à une nette augmentation des concentrations en plomb dans les eaux collectées. La valeur moyenne est de $0,7 \pm 0,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans les eaux météorites et de $11,4 \pm 8,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans les eaux de ruissellement. Le plomb est utilisé pour la réalisation des travaux d'étanchéité, de faîtage, pour les chenaux mais également pour la stabilisation du PVC utilisé pour les gouttières (Koh et al., 1991). Or, l'ensemble du système de collecte et d'acheminement des eaux usées sur ce site est en PVC.

I.3 Conclusions

La qualité des eaux météorites reflète la composition de l'atmosphère. Les eaux de pluie sur les deux sites étudiés présentent des caractéristiques similaires, bien que les environnements soient différents. Ces eaux sont de bonne qualité physico-chimique mais celle-ci est instable au cours de l'année. La qualité microbiologique est également très variable.

Le lessivage de la toiture et des polluants qui se sont accumulés à sa surface s'accompagne d'une détérioration globale de la qualité des eaux collectées en aval. Les concentrations en certains métaux augmentent fortement au fil du système de récupération et de distribution. La pollution métallique dans les eaux distribuées pour les usages dépend de la nature de la surface de collecte et de celle des descentes pluviales.

II QUALITE DE L'EAU DISTRIBUEE

II.1 Résultats

II.1.1.1 Maison individuelle en zone rurale avec toiture en tuiles

Des prélèvements d'eau distribuée par le système de récupération – réutilisation des eaux de pluie ont été analysés de façon hebdomadaire de janvier 2009 à février 2010. Selon le paramètre considéré, un total de 15 à 55 valeurs réparties sur l'année est disponible. Le traitement subit par les eaux pompées dans la cuve avant distribution est une filtration sur tamis filtrant et sur charbon actif. De plus, la mise en fonctionnement d'une désinfection UV a été réalisée à la fin de la campagne d'analyse au mois de janvier 2010. L'ensemble des résultats est donné sous forme de tableaux en annexe II.

II.1.1.2 Bâtiment collectif en zone périurbaine avec toiture terrasse bitumée

De la même manière, des prélèvements d'eau distribuée par le système de récupération – réutilisation ont été analysés de façon hebdomadaire de novembre 2009 à octobre 2011. Un total de 14 à 52 valeurs par paramètres est disponible. La mise en fonctionnement d'une désinfection UV a été réalisée au début de la campagne d'analyse, de novembre 2009 à février 2010. De février 2010 à septembre 2010, les eaux stockées en cuve ont été distribuées sans autre traitement que la filtration secondaire. L'ensemble des résultats est donné sous forme de tableaux en annexe II.

II.2 Variabilité de la qualité

II.2.1 La problématique de la continuité de distribution

L'eau distribuée par le système de réutilisation provient en temps normal de la cuve de récupération des eaux de pluie en aval de la toiture. Mais, lorsque le niveau d'eau dans la cuve devient trop faible, le pompage bascule automatiquement sur un réservoir secondaire afin d'assurer une continuité d'alimentation des usages. Ce réservoir d'appoint est alimenté par le réseau d'eau public, via une surverse totale afin d'éviter toute interconnexion entre le réseau d'eau de pluie et celui d'eau potable. Que le pompage soit réalisé dans la cuve ou dans le réservoir d'appoint, l'eau de pluie ou l'eau potable emprunte par la suite le même système pour être acheminée jusqu'aux points d'usages. Elle est donc convoyée par les mêmes tuyaux, traverse la filtration secondaire et subit une éventuelle désinfection avant d'être distribuée. Il convient donc de discerner la provenance de l'eau distribuée dans l'interprétation des résultats.

Des prélèvements ont été réalisés de façon hebdomadaire en aval du système de traitement pour évaluer la qualité de l'eau distribuée pour les usages.

II.2.2 Qualité physico-chimique

II.2.2.1 Paramètres de pollution globaux

Le Tableau IV-5 pour le premier site et le Tableau IV-6 pour le deuxième site présentent les valeurs médianes obtenues pour les principaux paramètres physico-chimiques suivis en fonction de la provenance des eaux distribuées.

Tableau IV-5. Valeurs médianes pour les principaux paramètres physico-chimiques en fonction de la provenance des eaux distribuées sur le site 1

Paramètre	Unité	n	EDP	n	EP	n	UV
pH	-	43	6,3	8	7,6	4	6,8
Conductivité	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	43	58,8	8	348	4	95,4
Couleur	mg Pt.L ⁻¹	43	16	8	<5	4	10
Turbidité	NTU	43	1,3	8	0,2	4	1,3
DBO ₅	mg.L ⁻¹	11	<3	1	<3	4	12
DCO	mg.L ⁻¹	11	<30	2	<30	4	34
Nt	mg.L ⁻¹	11	1,5	2	4,8	4	1,2
Pt	mg.L ⁻¹	11	<0,1	2	<0,1	4	<0,1
COT	mg.L ⁻¹	43	2,0	8	1,0	4	4,3
Dureté	°F	43	2,0	8	17	4	4,0
TA	°F	43	<1	8	<1	4	<1
TAC	°F	43	2,5	8	14	4	2,8

→ EDP=eaux distribuées provenant de la cuve de récupération ; EP=eaux distribuées provenant du réservoir d'appoint ; UV=eaux distribuées après désinfection

Tableau IV-6. Valeurs médianes pour les principaux paramètres physico-chimiques en fonction de la provenance des eaux distribuées sur le site 2

Paramètre	Unité	n	EDP	n	EP	n	UV
pH	-	39	5,9	2	7,1	10	6,1
Conductivité	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	39	35,7	2	165	10	29,4
Couleur	mg Pt.L ⁻¹	37	45	2	20	10	24
Turbidité	NTU	39	2,4	2	0,8	10	1,3
DBO ₅	mg.L ⁻¹	11	97	0	-	3	<3
DCO	mg.L ⁻¹	9	36	0	-	3	<30
Nt	mg.L ⁻¹	9	1,1	0	-	3	0,04
Pt	mg.L ⁻¹	9	0,2	0	-	3	<0,1
COT	mg.L ⁻¹	38	7,0	2	1,6	10	2,5
Dureté	°F	38	1,2	2	7,1	10	1,2
TA	°F	38	<1	2	<1	10	<1
TAC	°F	38	<2	2	4,2	10	<2

→ EDP=eaux distribuées provenant de la cuve de récupération ; EP=eaux distribuées provenant du réservoir d'appoint ; UV=eaux distribuées après désinfection

II.2.2.1.1 Indicateurs de bascule

Dans le cas d'un système de récupération des eaux de pluie et réutilisation dans l'habitat, l'eau distribuée par le système peut provenir de la cuve de récupération ou d'un réservoir d'appoint alimenté par le réseau d'eau public. Il est important de souligner que le réservoir d'appoint est alimenté par de l'eau potable mais que cette eau est ensuite dégradée puisqu'elle emprunte le même système de distribution que les eaux de pluies. La bascule du système permet d'assurer une continuité dans la distribution, mais l'eau distribuée est de qualité différente selon sa provenance : il s'agit d'une eau pluviale ou d'une eau potable dégradée.

Plusieurs bascules du système ont eu lieu lors de l'année de suivi du premier site, la quantité d'eau de pluie récupérée étant insuffisante à satisfaire la totalité des besoins en eau. Le titre alcalimétrique complet et le titre hydrotimétrique ont été identifiés comme deux indicateurs pertinents de la bascule du système de la cuve de récupération sur le réservoir d'appoint. Les valeurs de ces paramètres au cours de la campagne pour les eaux de pluie stockées et les eaux distribuées, provenant de la cuve ou du réservoir d'appoint, sont illustrées respectivement sur la Figure IV-2 et la Figure IV-3. La mise en place d'un indicateur d'état du système asservi à l'analyse en ligne d'un de ces deux paramètres pourrait se révéler particulièrement utile pour le consommateur, notamment dans le cas de l'alimentation d'un lave-linge.

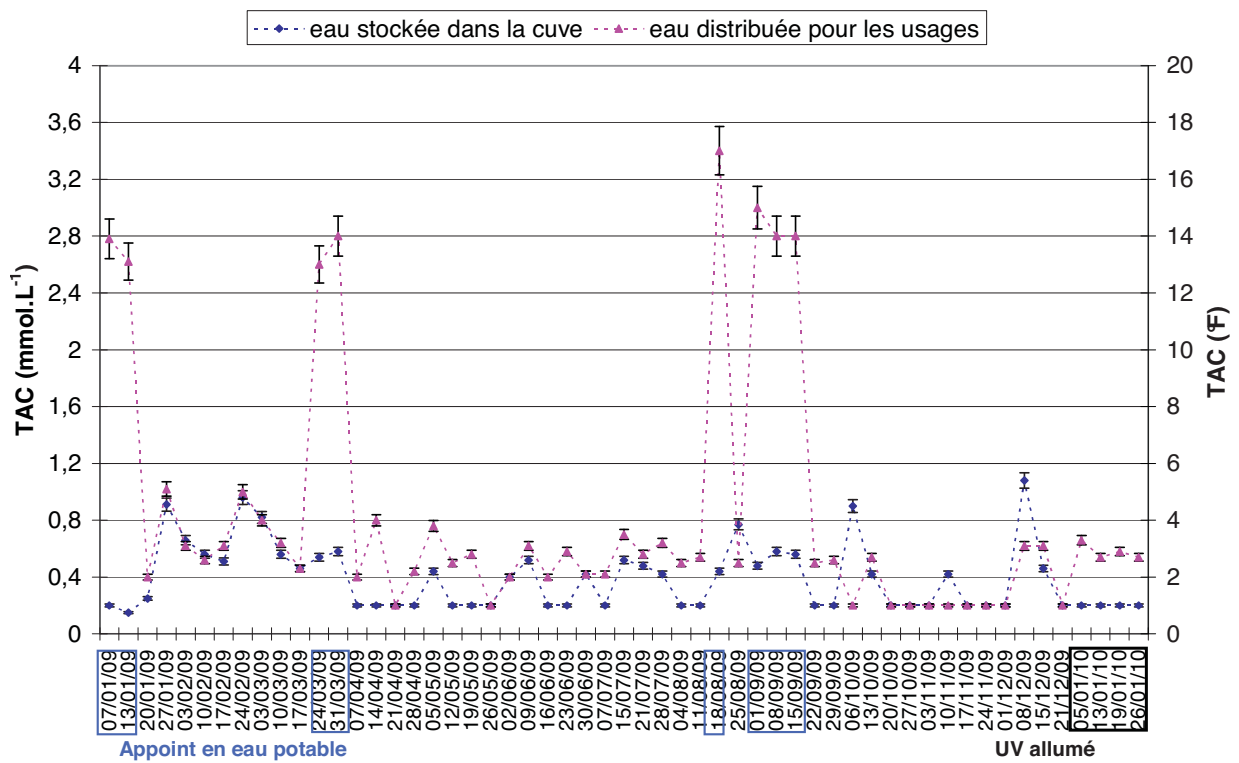


Figure IV-2. Evolution du titre alcalimétrique complet dans les eaux stockées et les eaux distribuées

→ La bascule du système sur le réservoir d'appoint s'accompagne d'une montée du TAC des eaux distribuées.

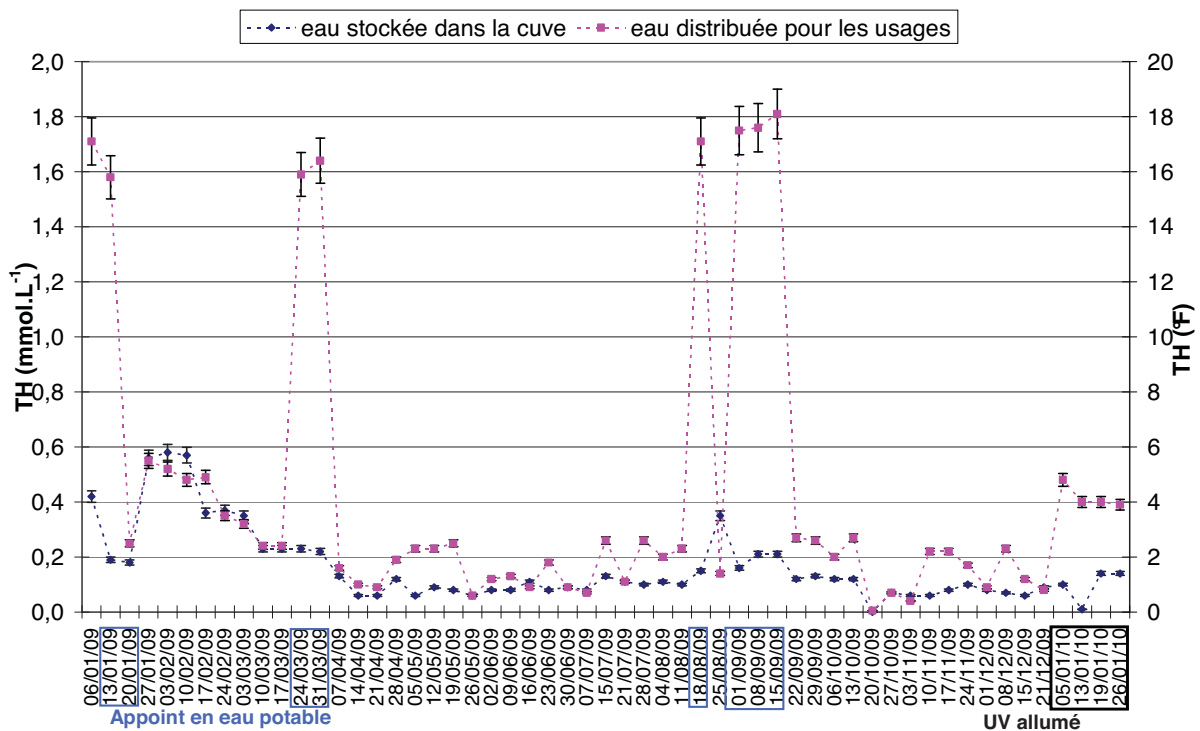


Figure IV-3. Evolution du titre hydrotimétrique dans les eaux stockées et les eaux distribuées

→ La bascule du système sur le réservoir d'appoint s'accompagne d'une montée du TH des eaux distribuées.

II.2.2.1.2 Filtration secondaire

Le traitement secondaire est composé d'une filtration sur tamis filtrant avec un seuil de coupure de 25 μm et d'une filtration sur charbon actif. Un changement des filtres tout les six mois est préconisé par le fournisseur sur le premier site et tout les quatre mois sur le deuxième.

La raison commerciale de la mise en place de ces filtres est une diminution des matières en suspension, de la turbidité et de la couleur des eaux distribuées. L'évolution de turbidité et de la couleur des eaux distribuées et de celles stockées dans la cuve sont respectivement présentées sur la Figure IV-4 et la Figure IV-5 pour le premier site et sur la Figure IV-6 et la Figure IV-7 pour le deuxième. Les valeurs des différences de turbidité et de couleur entre les eaux distribuées en aval de la filtration secondaire et les eaux stockées dans la cuve sont illustrées par le Tableau IV-7, à l'aide les valeurs maximales et moyennes sur les deux sites.

Tableau IV-7. Valeur de la différence de turbidité et de couleur entre les eaux distribuées en aval de la filtration secondaire et les eaux stockées dans la cuve sur le site 1 et le site 2

	Site 1		Site 2	
	Maximum	Moyenne	Maximum	Moyenne
Turbidité (NTU)	- 3,2	- 0,6	- 8,1	- 0,3
Couleur (mgPt.L ⁻¹)	- 12	0	- 30	- 2

→ Les dates où le système fonctionnait sur le réservoir d'appoint ont été exclues

Globalement, la filtration secondaire permet d'écarter les pics de turbidité des eaux stockées dans la cuve. Sur le deuxième site, la turbidité des eaux distribuées est néanmoins parfois supérieure à la turbidité dans les eaux stockées dans la cuve prélevées le même jour. Un décrochement de biofilm en aval de la filtration secondaire peut expliquer ces valeurs. Ces observations correspondent à l'été, période durant laquelle une contamination importante du système par un biofilm a été constatée. Ainsi, durant la période estivale, les valeurs de la turbidité et la couleur des eaux collectées en aval de la toiture terrasse bitumée sont beaucoup plus élevées que celles des eaux collectées en aval de la toiture en tuiles. Des plaintes des usagers à ce sujet ont d'ailleurs été enregistrées.

Les conclusions sont similaires concernant le paramètre couleur, même si l'efficacité de la filtration secondaire apparaît beaucoup moins importante sur ce paramètre, puisqu'en moyenne la couleur des eaux distribuées est peu différente de celle des eaux stockées dans la cuve.

Le seul suivi des valeurs de turbidité et de couleur ne permettent pas de mettre en évidence les opérations de changement du tamis filtrant et du charbon actif. Dans les conditions de maintenance appliquées lors de cette étude, aucun phénomène de saturation des filtres n'a pu être observé.

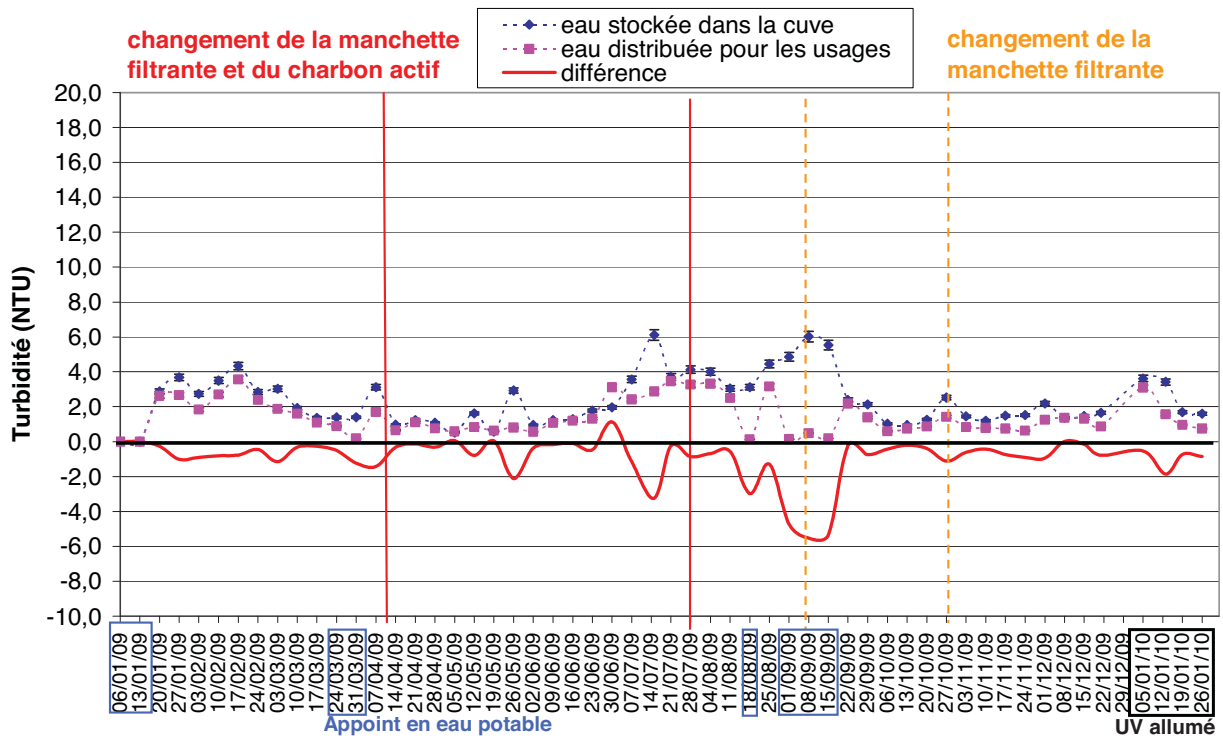


Figure IV-4. Evolution de la différence de turbidité entre les eaux distribuées et les eaux stockées dans la cuve sur le site 1

→ Les dates de fonctionnement sur le réservoir d'appoint ou de la mise en route de la désinfection sont encadrées.

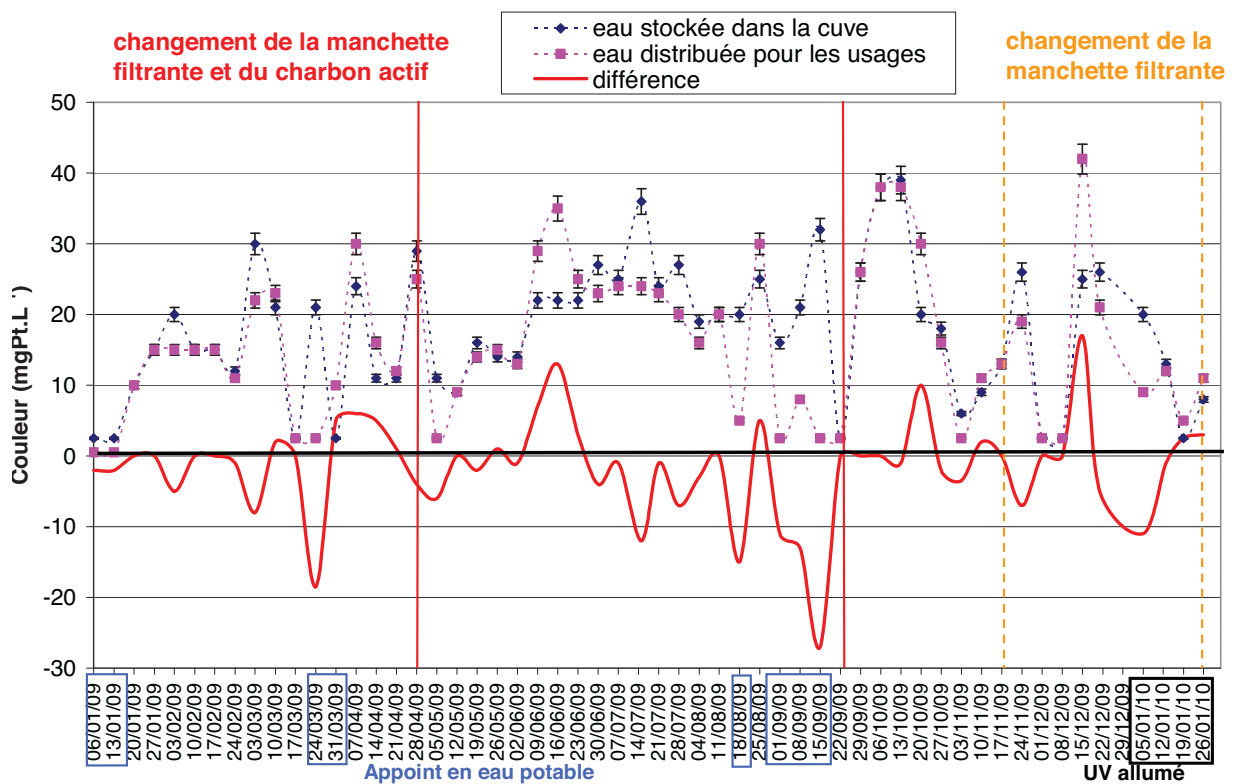


Figure IV-5. Evolution de la différence de couleur entre les eaux distribuées et les eaux stockées dans la cuve sur le site 1

→ Les dates de fonctionnement sur le réservoir d'appoint ou de la mise en route de la désinfection sont encadrées.

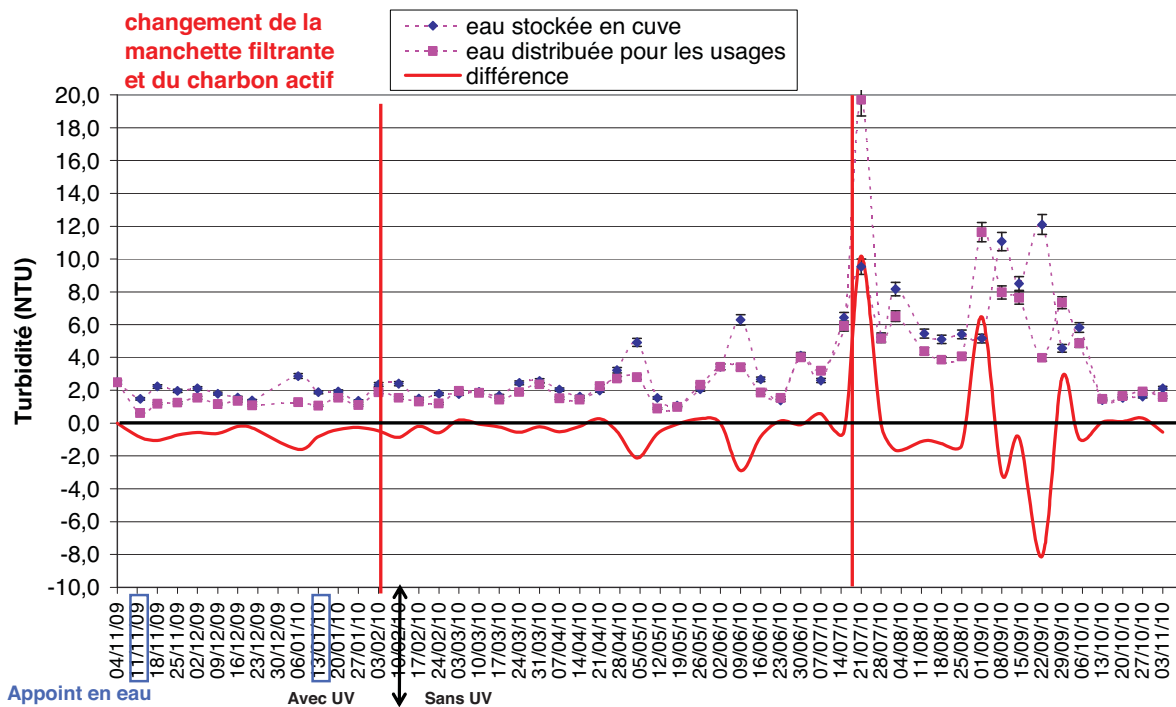


Figure IV-6. Evolution de la différence de turbidité entre les eaux distribuées et les eaux stockées dans la cuve sur le site 2

→ Les dates de fonctionnement sur le réservoir d'appoint ou de la mise en route de la désinfection sont encadrées.

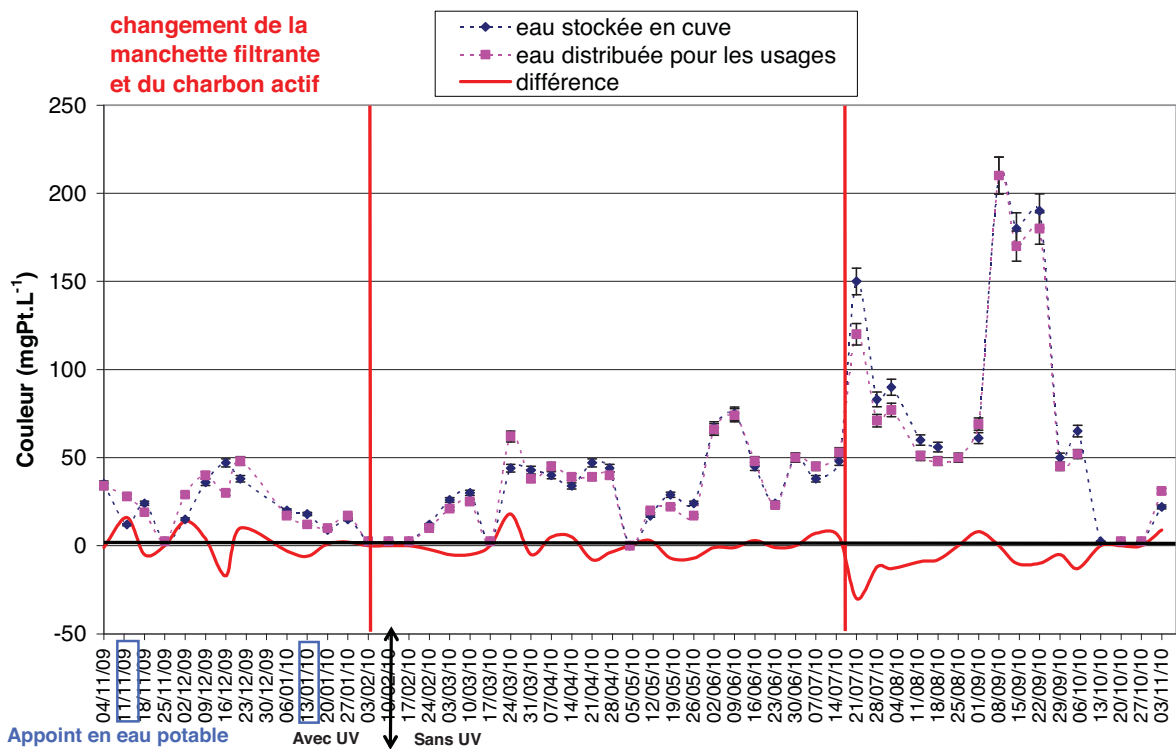


Figure IV-7. Evolution de la différence de couleur entre les eaux distribuées et les eaux stockées dans la cuve sur le site 2

→ Les dates de fonctionnement sur le réservoir d'appoint ou de la mise en route de la désinfection sont encadrées.

II.2.2.2 Éléments traces métalliques (ETM)

La Figure IV-8 et la Figure IV-9 présentent les concentrations en éléments traces métalliques dans les eaux stockées dans la cuve et dans les eaux distribuées sur le premier site. La Figure IV-10 et la Figure IV-11 présentent ces résultats sur le deuxième site.

Sur le premier site, il est clair que lorsque le système fonctionne sur le réservoir d'appoint en eau du réseau public de distribution, les concentrations en zinc dans les eaux distribuées sont beaucoup plus faibles que lorsque le pompage est effectué dans la cuve de stockage des eaux collectées en aval de la toiture (Figure IV-8). En effet, le zinc dans les eaux de ruissellement de ce site provient essentiellement de l'érosion des descentes pluviales.

Sur les deux sites certains métaux présentent des concentrations plus élevées dans les eaux de distribution que dans les eaux stockées. Il s'agit principalement du cuivre, du nickel, et du plomb. Or, les eaux stockées sont acheminées jusqu'au point d'usage via le système de distribution qui comprend des vannes et des raccords en laiton, un alliage de zinc et de cuivre. De plus, les concentrations en nickel, plus élevées aux robinets de distribution, peuvent résulter de la dorure au nickel parfois utilisée dans la construction de robinets ou raccords de plomberie (Morrow et al., 2010). Les éléments métalliques du système de distribution contribuent à la pollution métallique des eaux distribuées par le système.

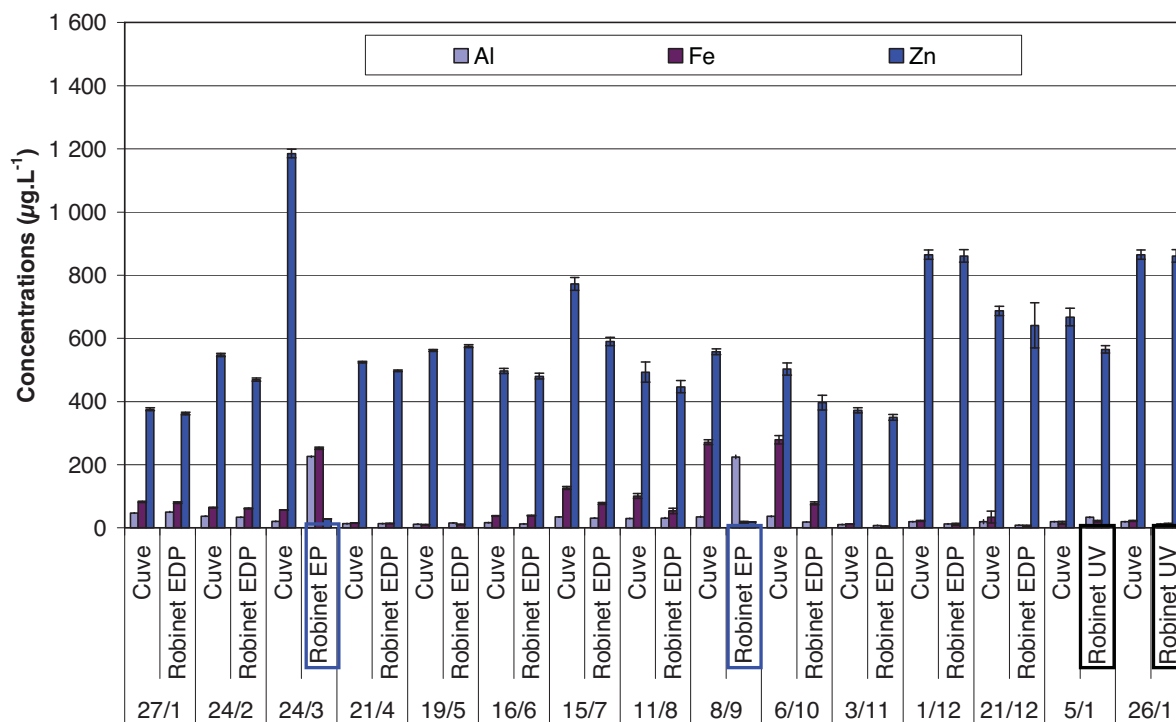


Figure IV-8. Concentrations en éléments traces métalliques majoritaires sur le site 1

→ Lorsque la désinfection UV était en fonctionnement, le prélèvement est encadré en noir. Lorsque l'eau distribuée provenait du réservoir d'appoint, il est encadré en bleu.

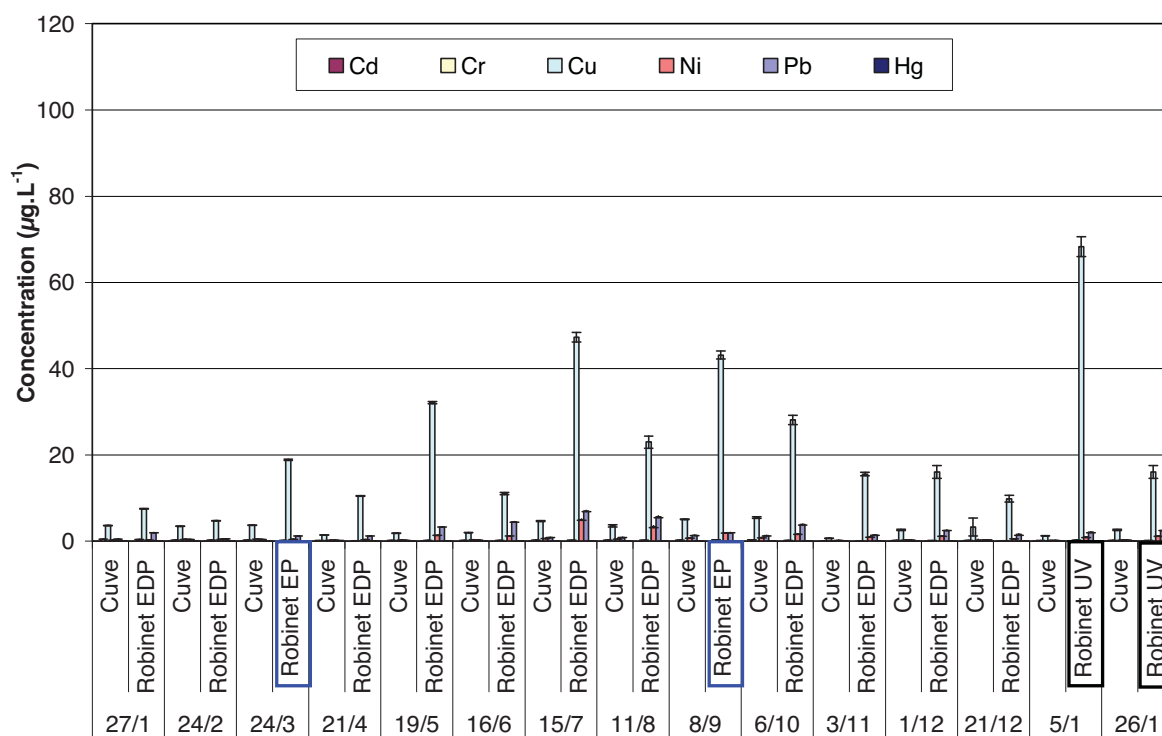


Figure IV-9. Concentrations en éléments traces métalliques minoritaires sur le site 1

→ Lorsque la désinfection UV était en fonctionnement, le prélèvement est encadré en noir. Lorsque l'eau distribuée provenait du réservoir d'appoint, il est encadré en bleu.

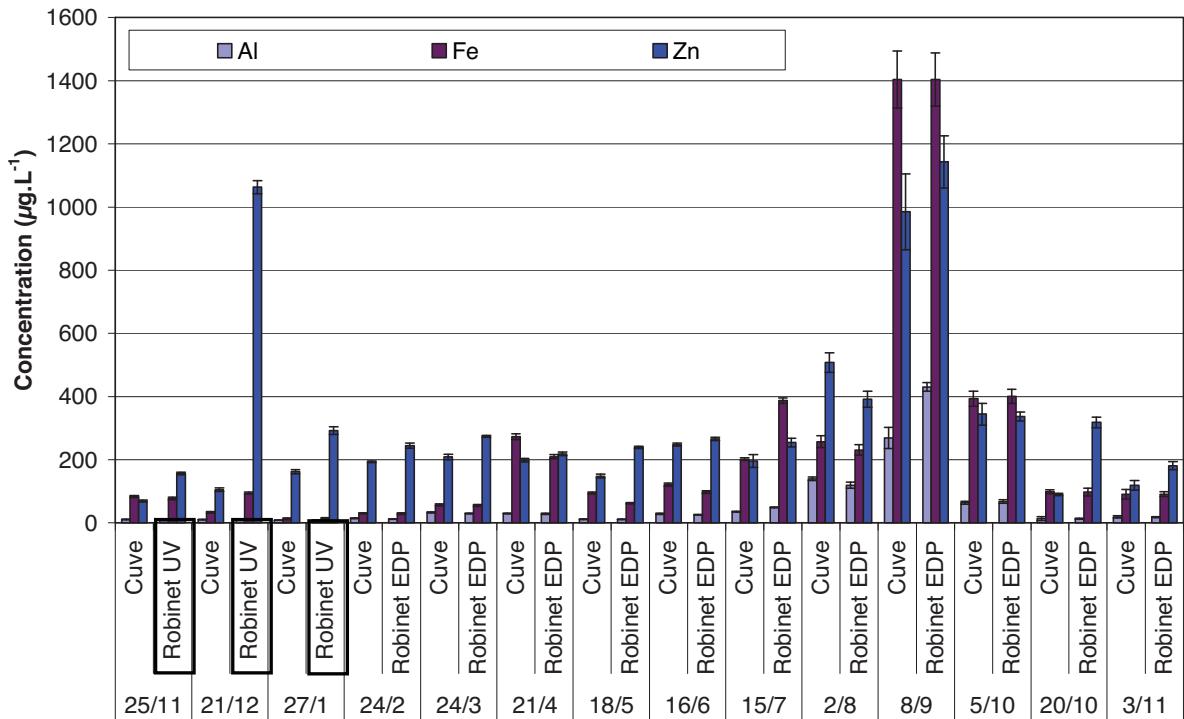


Figure IV-10. Concentrations en éléments traces métalliques majoritaires sur le site 2
 → Lorsque la désinfection UV était en fonctionnement, le prélèvement est encadré en noir.

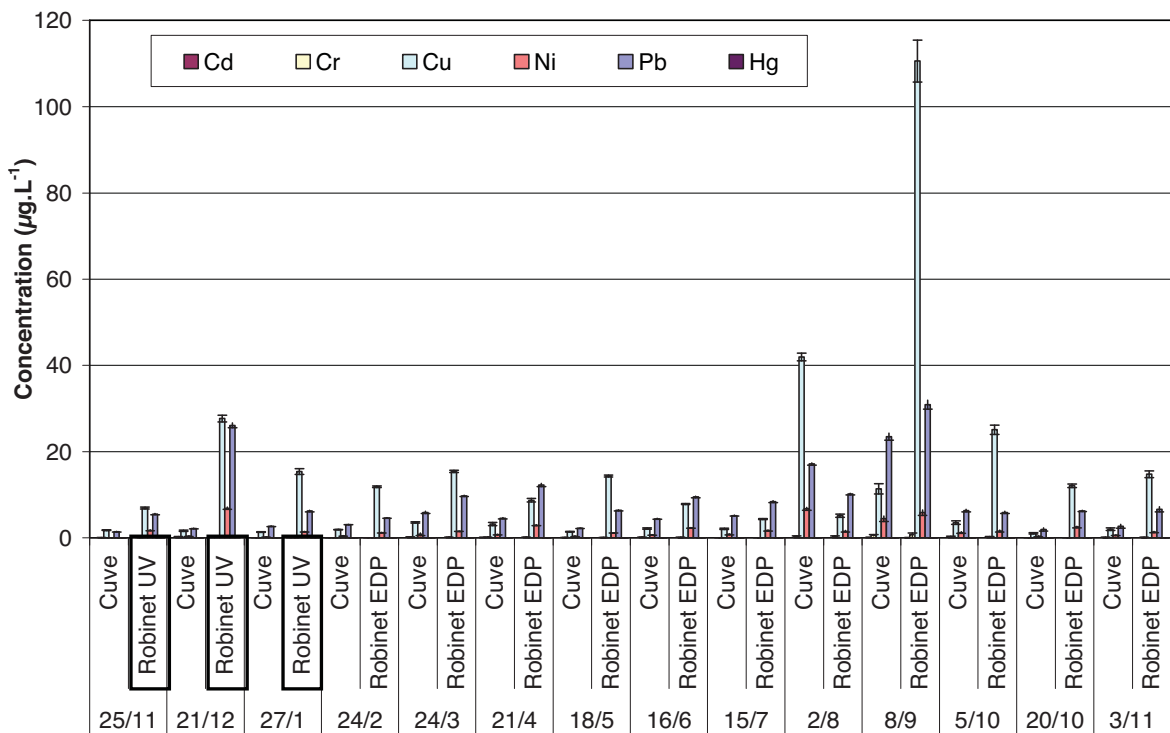


Figure IV-11. Concentrations en éléments traces métalliques minoritaires sur le site 2
 → Lorsque la désinfection UV était en fonctionnement, le prélèvement est encadré en noir.

II.2.3 Qualité microbiologique

La qualité microbiologique des eaux distribuées en fonction de leur provenance est présentée sur la Figure IV-12 et la Figure IV-13 pour la maison individuelle et sur la Figure IV-14 et la Figure IV-15 pour le bâtiment collectif.

Les pathogènes retrouvés dans la cuve ont également été quantifiées dans les eaux distribuées non désinfectées : *Aeromonas*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Legionella pneumophila*, oocystes de *Cryptosporidium*, kystes de *Giardia*.

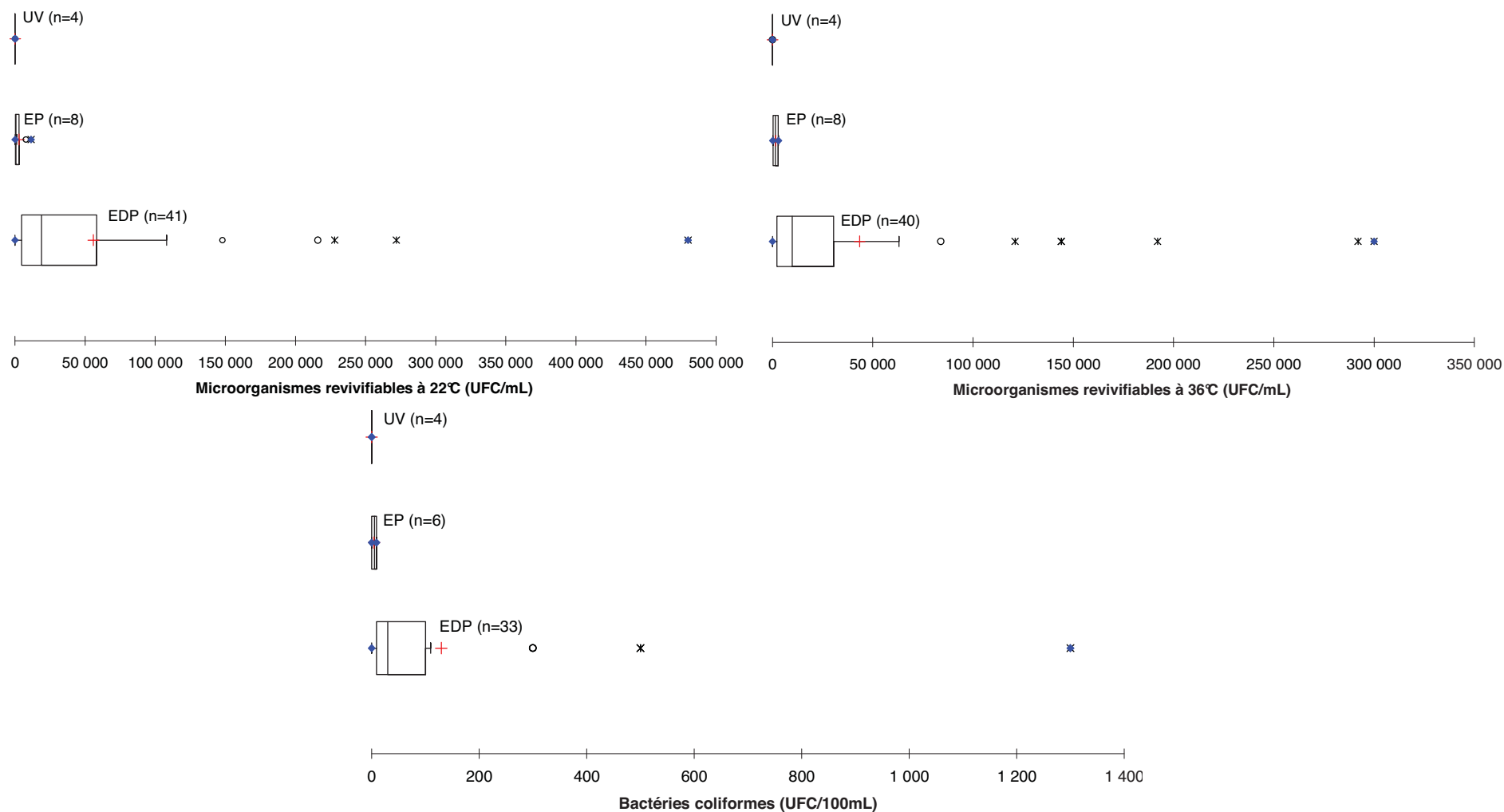


Figure IV-12. Concentrations en microorganismes revivifiables et en bactéries coliformes en fonction de la provenance de l'eau distribuée sur le site 1

→ EDP=eaux distribuées provenant de la cuve de récupération ; EP=eaux distribuées provenant du réservoir d'appoint ; UV=eaux distribuées après désinfection

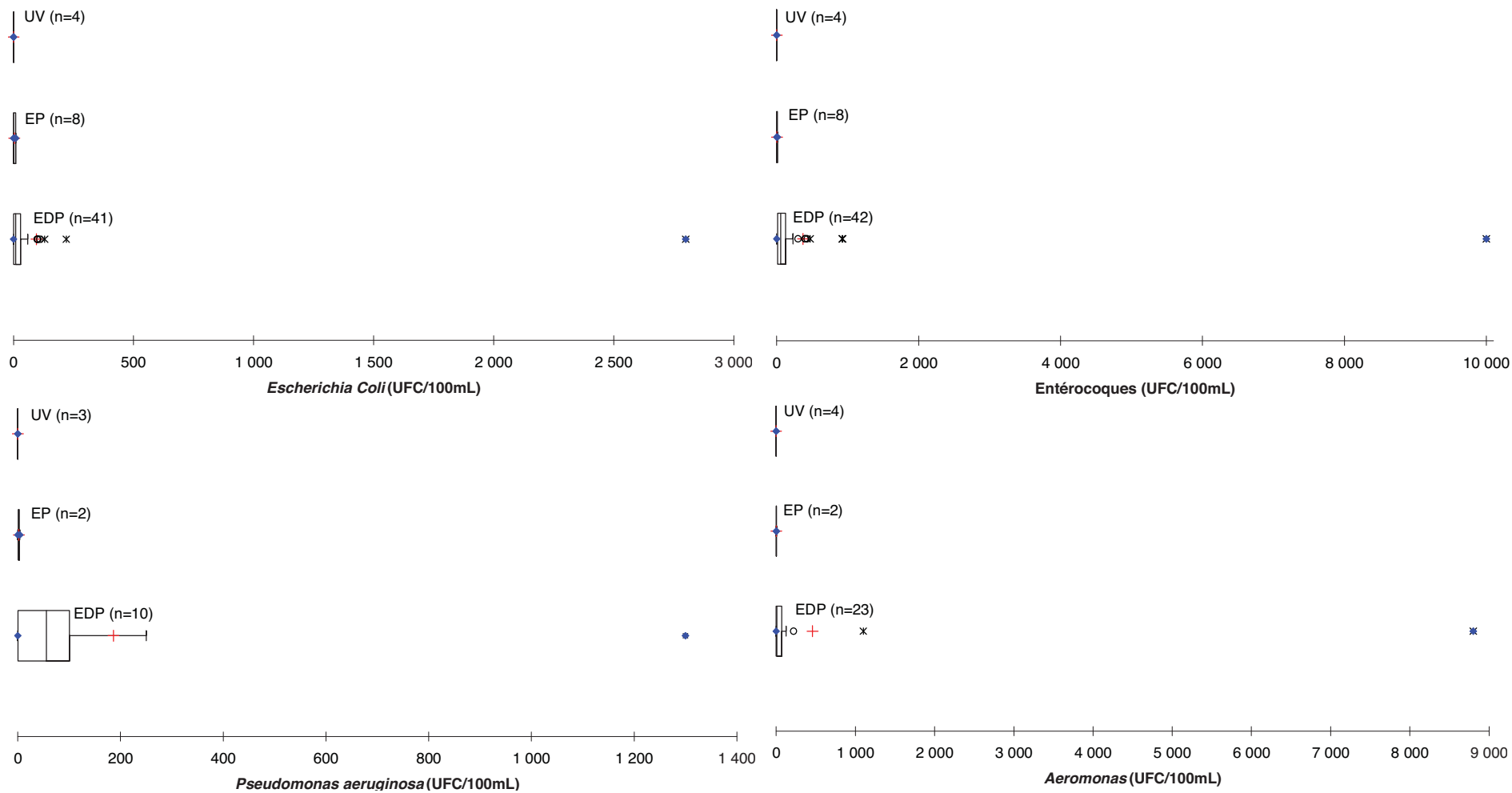


Figure IV-13. Concentrations en *Escherichia coli*, entérocoques, *Aeromonas* et *Pseudomonas aeruginosa* en fonction de la provenance de l'eau distribuée sur le site 1

→ EDP=eaux distribuées provenant de la cuve de récupération ; EP=eaux distribuées provenant du réservoir d'appoint ; UV=eaux distribuées après désinfection

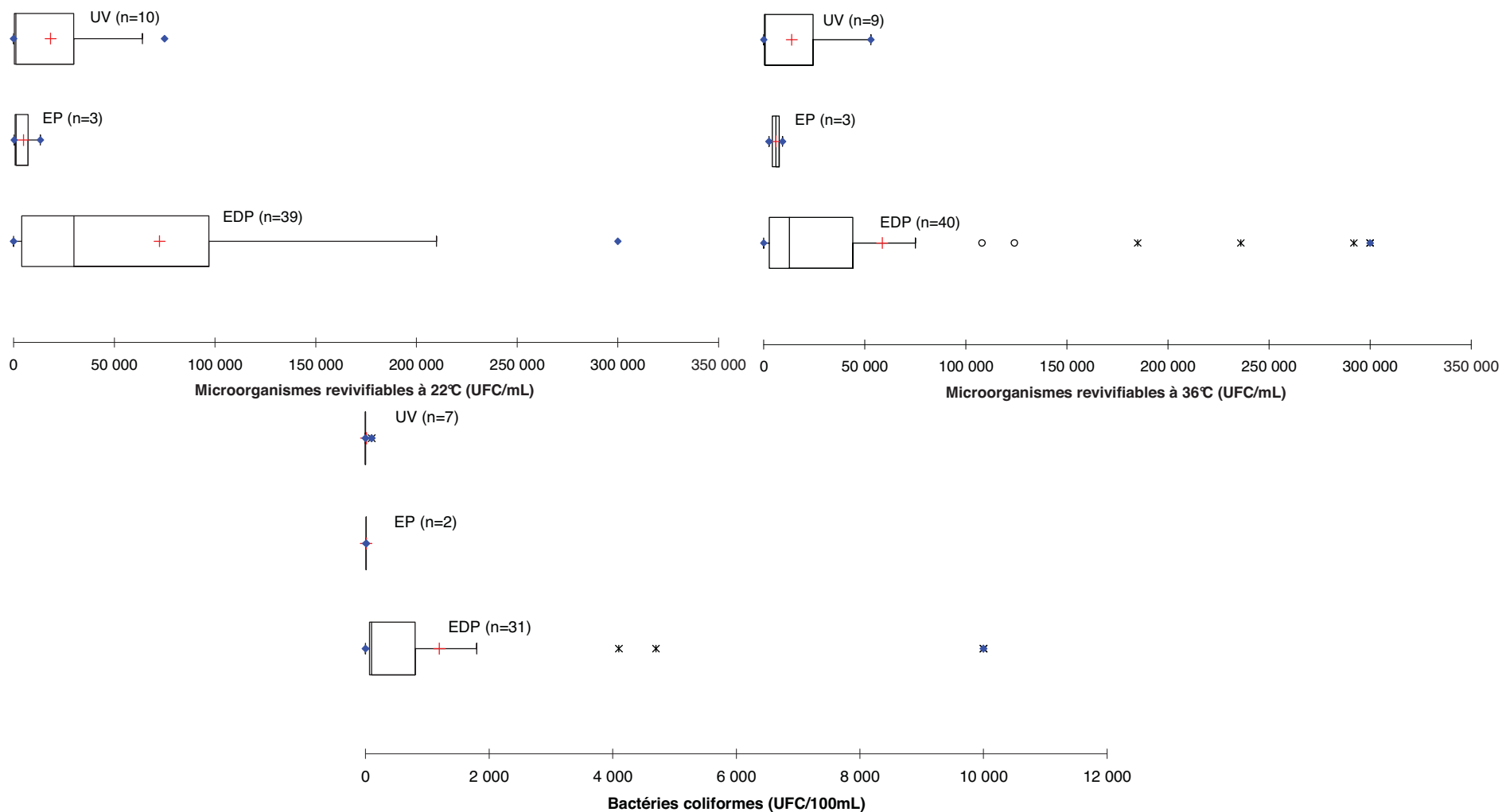


Figure IV-14. Concentrations en microorganismes revivifiables et en bactéries coliformes en fonction de la provenance de l'eau distribuée sur le site 2

→ EDP=eaux distribuées provenant de la cuve de récupération ; EP=eaux distribuées provenant du réservoir d'appoint ; UV=eaux distribuées après désinfection

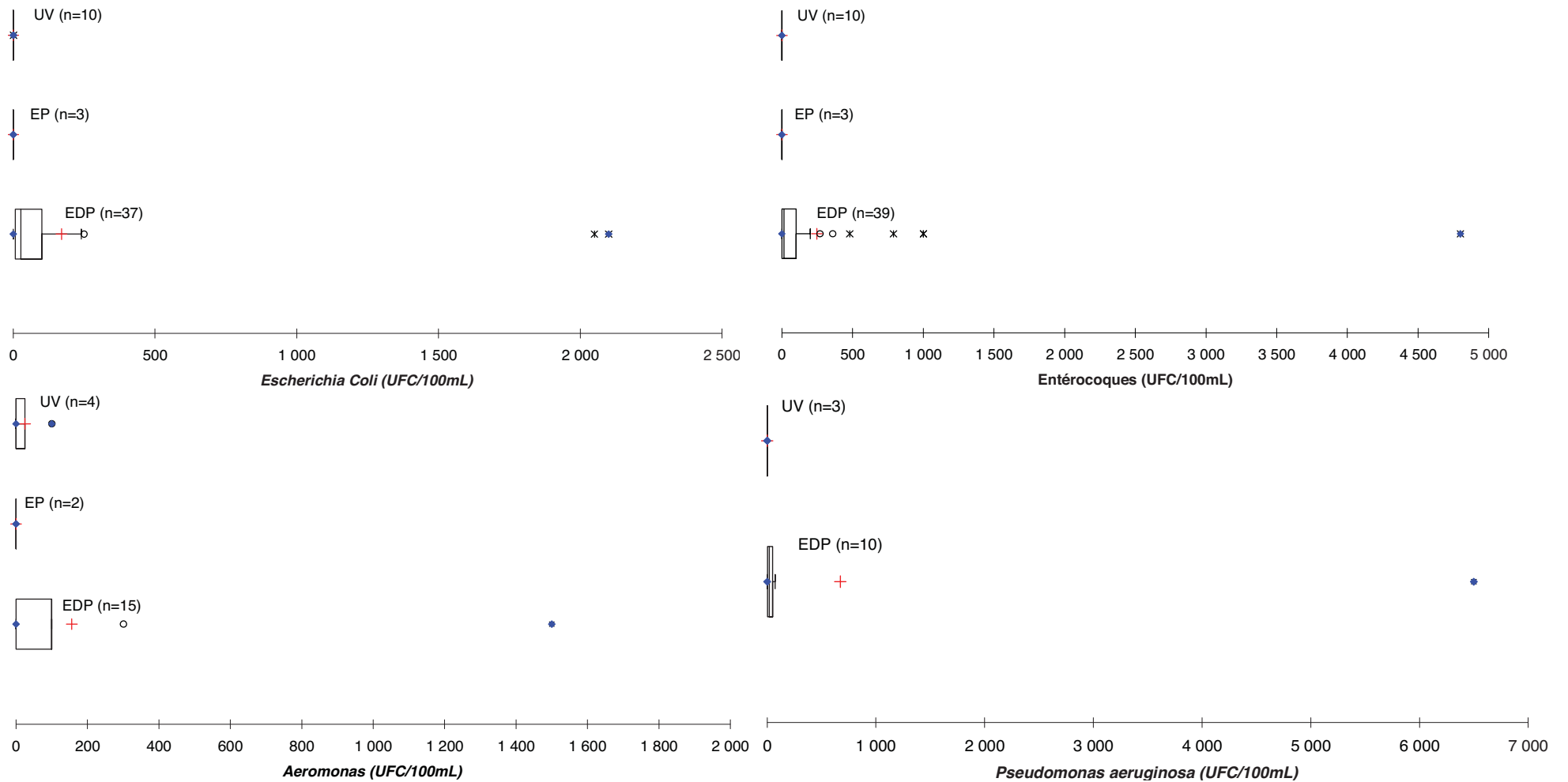


Figure IV-15. Concentrations en *Escherichia coli*, entérocoques, *Aeromonas* et *Pseudomonas aeruginosa* en fonction de la provenance de l'eau distribuée

→ EDP=eaux distribuées provenant de la cuve de récupération ; EP=eaux distribuées provenant du réservoir d'appoint ; UV=eaux distribuées après désinfection

II.2.3.1 Nécessité d'une désinfection

La partie précédente illustre la variabilité de la qualité de l'eau distribuée lorsque celle-ci provient de la cuve de stockage des eaux de pluie. Une qualité d'eau ne peut donc pas être garantie aux usagers. De plus, la présence de pathogènes a été mise en évidence et la formation d'un biofilm important a pu être observée sur l'un des sites (Figure IV-16). Or, lorsqu'un biofilm est formé, des microorganismes tels que *Legionella* sont susceptibles de coloniser le système (Simmons et al., 2008). L'utilisation des eaux de pluie collectées en aval des toitures dans l'habitat fait donc entrer dans les maisons des microorganismes différents de ceux associés à l'eau du réseau d'eau public (Albrechtsen, 2002). Certes une consommation de ces eaux n'est pas envisagée ce qui limite le risque de contamination. Néanmoins, l'inhalation d'aérosols produits par les chasses d'eau peut être une source de contamination par *Legionella pneumophila*. La mise en place d'une désinfection n'est exigée par la réglementation qu'en cas d'utilisation de l'eau de pluie pour le lavage du linge. Néanmoins, il apparaît justifié de recommander la mise en place d'une désinfection dès lors que des usages dans l'habitat des eaux de pluie stockées sont envisagés.



Figure IV-16. Contamination du système par un biofilm en été sur le site 2

II.2.3.2 Efficacité de la désinfection

Sur chacun des sites, un fonctionnement avec une désinfection UV a été testé. A l'observation des résultats des analyses microbiologiques en fonction de la provenance des eaux distribuées, il est clair que, quelque soit l'importance et la nature de la pollution microbiologique des eaux stockées dans la cuve, la désinfection UV permet de distribuer une eau non contaminée par les microorganismes suivis.

Néanmoins, il est important de souligner que la mise en route de la désinfection UV doit être réalisée sur un système non contaminé. En effet, sur le deuxième site, la campagne d'analyse d'eau distribuée après désinfection a été menée dès la mise en eau du système puis le système a fonctionné sans désinfection. Suites aux plaintes des usagers en période estivale et par principe de précaution, la désinfection UV a été remise en fonctionnement. Or, le système de distribution en aval de la désinfection reste alors contaminé et la qualité de l'eau distribuée est alors parfois moins bonne que celle des eaux stockées dans la cuve. Une javellisation du système a été nécessaire pour permettre de retrouver des analyses microbiologiques négatives dans l'eau distribuée après désinfection.

II.2.4 Analyses multivariées

L'analyse en composantes principales a été utilisée pour observer l'impact des différentes provenances de l'eau distribuée sur sa qualité. En effet, cette qualité est déterminée à la fois par les paramètres physico-chimiques et microbiologiques. La Figure IV-17 et la Figure IV-19 présentent le cercle des corrélations respectivement pour le premier site et le deuxième site.

Dans les deux cas, les deux premières composantes rassemblent près de 60 % de l'inertie totale du jeu de données initial. La Figure IV-18 pour le premier site et la Figure IV-20 pour le deuxième site correspondent aux différents prélèvements représentés dans le plan formé par les deux premières composantes principales F1 et F2. La différence de qualité entre les eaux issues du réservoir d'appoint en eau potable et celles provenant de la cuve apparaît clairement sur ces figures. De plus, ces représentations illustrent la variabilité de la qualité de l'eau distribuée lorsque l'eau est pompée dans la cuve de stockage des eaux de pluie. En effet, la filtration secondaire modifie peu la qualité de l'eau et l'étude de la qualité des eaux ruisselées collectées a fait l'objet de la partie III de ce manuscrit. A l'observation de la dispersion des points représentatifs des eaux distribuées après désinfection, il est clair que l'utilisation d'un réacteur UV permet de garantir une qualité d'eau plus stable et exempte de contamination fécale.

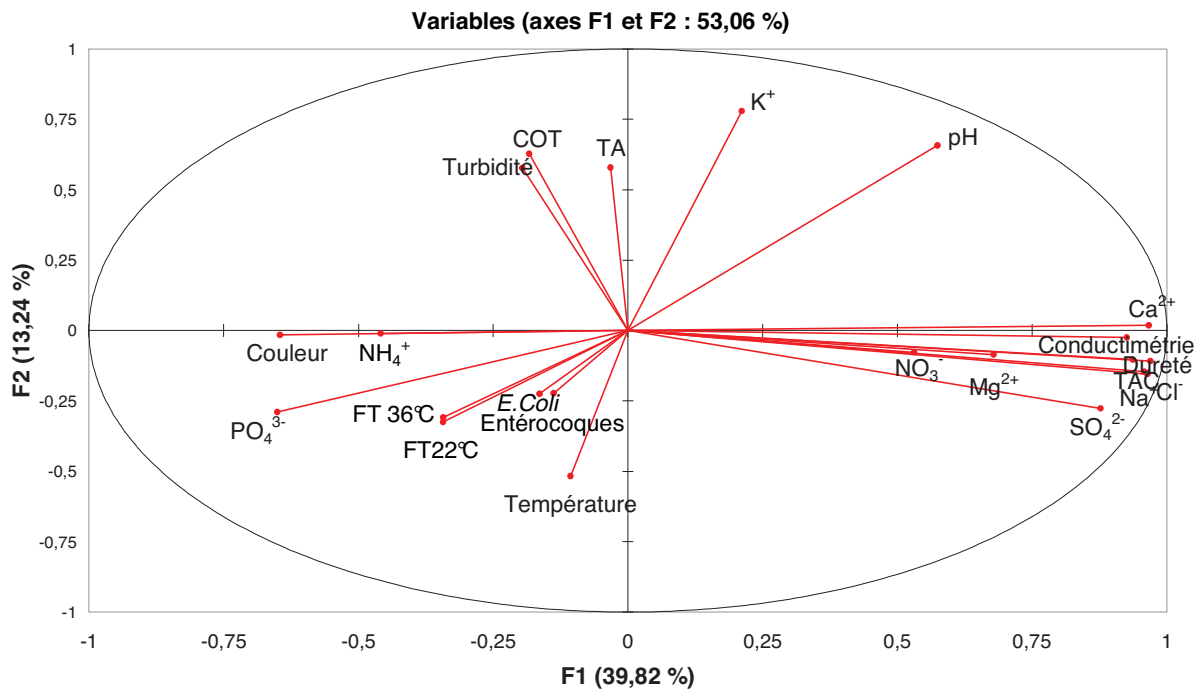


Figure IV-17. ACP sur la matrice de données issue du suivi de la qualité de l'eau distribuée sur le site 1 – Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2

→ Une variable est d'autant mieux représentée qu'elle est proche du bord du cercle.

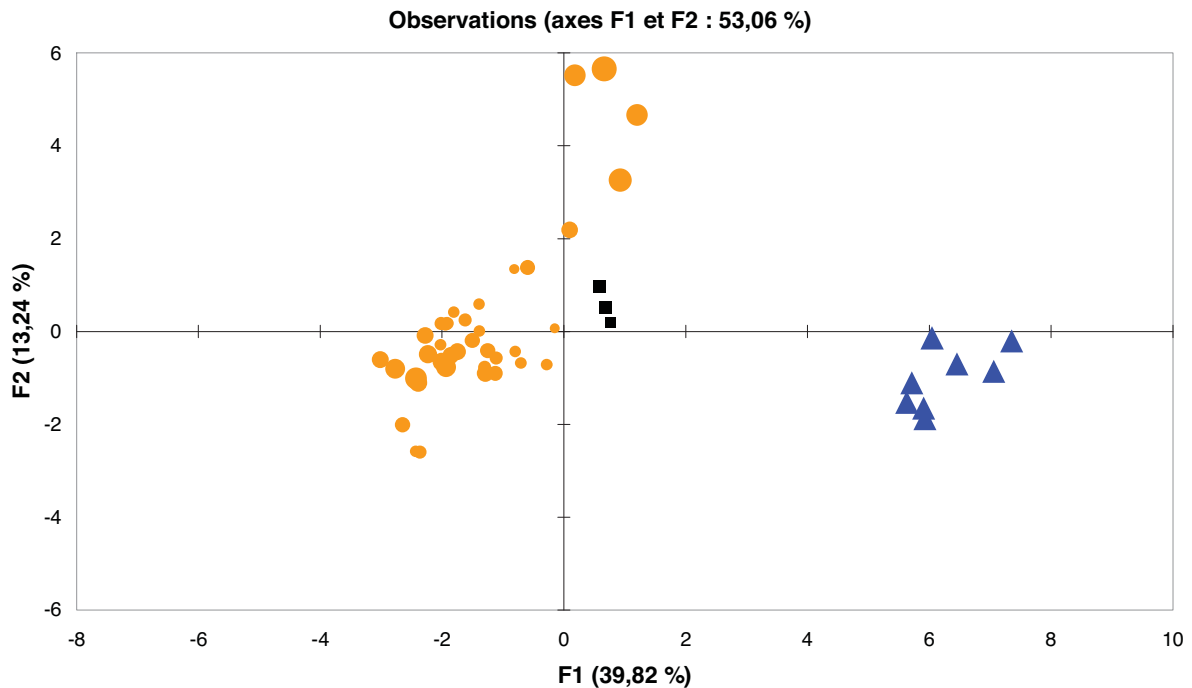


Figure IV-18. ACP sur la matrice de données issue du suivi de la qualité de l'eau distribuée sur le site 1 – Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2

→ Les eaux distribuées proviennent le plus souvent de la cuve de stockage des eaux ruisselées (ronds oranges). Elles peuvent également être pompées dans le réservoir d'appoint en eau du réseau public (triangles bleus) ou subir une désinfection (carrés noirs).

→ La taille des points est proportionnelle à la somme des cosinus carré des observations sur F1 et F2. Une observation, donc un prélèvement, est donc d'autant mieux représentée dans ce plan que le symbole est gros.

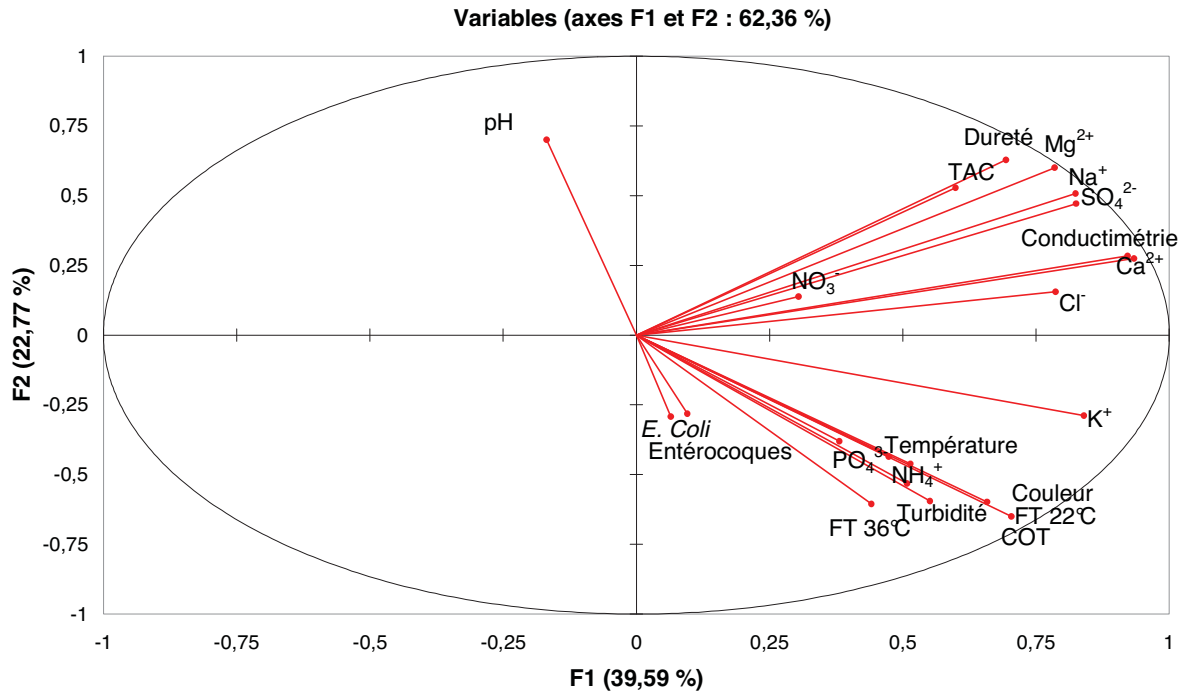


Figure IV-19. ACP sur la matrice de données issue du suivi de la qualité de l'eau distribuée sur le site 2 – Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2

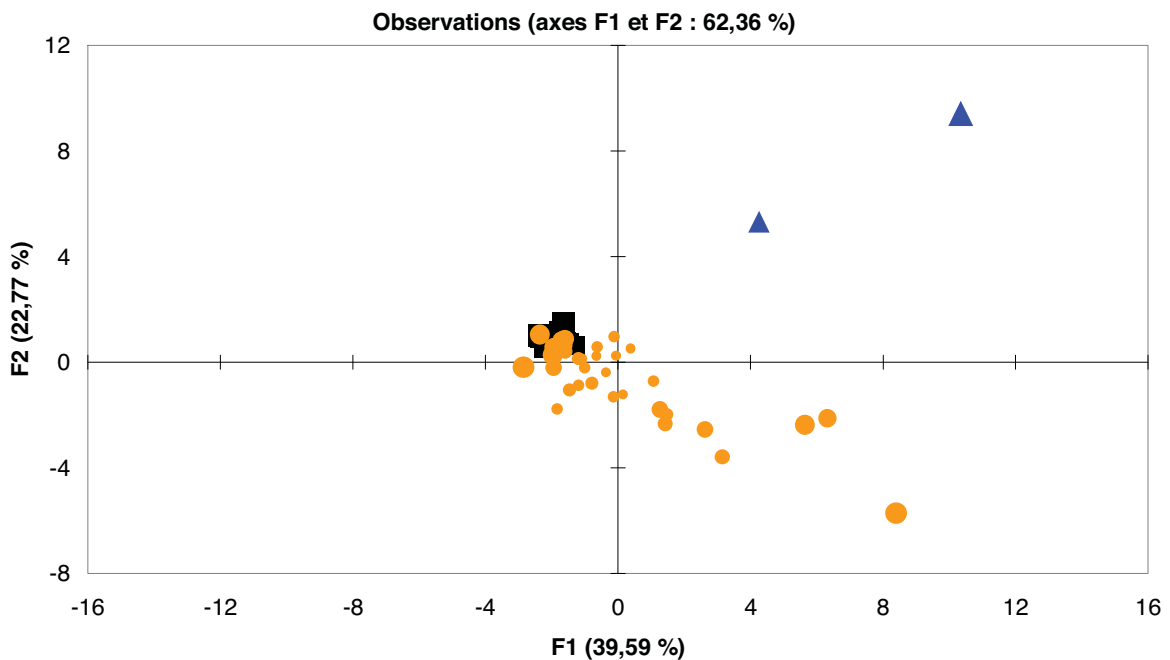


Figure IV-20. ACP sur la matrice de données issue du suivi de la qualité de l'eau distribuée sur le site 1 – Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2

→ Les eaux distribuées proviennent le plus souvent de la cuve de stockage des eaux ruisselées (ronds oranges). Elles peuvent également être pompées dans le réservoir d'appoint en eau du réseau public (triangles bleus) ou subir une désinfection (carrés noirs).

→ La taille des points est proportionnelle à la somme des cosinus carré des observations sur F1 et F2. Une observation, donc un prélèvement, est donc d'autant mieux représentée dans ce plan que le symbole est gros.

II.3 Conclusions

L'eau distribuée par le système peut provenir de la cuve de récupération ou d'un réservoir d'appoint alimenté par le réseau d'eau public, de façon à assurer la continuité de distribution.

D'un point de vue physico-chimique, la qualité de l'eau distribuée est tout d'abord différente en fonction de sa provenance, d'où l'intérêt de la détermination d'indicateurs d'état du système. Le titre alcalimétrique complet et la dureté sont des paramètres pertinents à suivre dans cette optique. Ensuite, les eaux collectées en aval des toitures et stockées dans la cuve subissent une filtration secondaire avant d'être distribuées. L'efficacité de cette filtration se limite à des paramètres tels que la turbidité et la couleur. Ainsi, la qualité des eaux distribuées pour les usages dans l'habitat reflète la qualité des eaux stockées dans la cuve et leur variabilité. Enfin, le système de distribution peut être source de pollution en éléments traces métalliques. Certains métaux présentent en effet des concentrations plus élevées dans les eaux de distribution que dans les eaux stockées.

Concernant la qualité microbiologique, le principe de la récupération des eaux de pluie dans l'habitat consiste à utiliser les eaux de pluie stockées pour des usages qui ne nécessitent pas à priori une qualité d'eau potable comme par exemple l'évacuation des excréta. Néanmoins, il n'est pas conseillé d'exposer les usagers à des agents pathogènes. En effet, si la principale voie d'exposition est la voie orale, la contamination par certains microorganismes tels que *Legionella pneumophila* a lieu par inhalation d'aérosols. Or, des aérosols sont susceptibles d'être émis lors de l'utilisation des chasses d'eau. Le seul moyen de garantir une eau exempte de pathogènes à l'utilisateur est la mise en place d'une désinfection des eaux de ruissellement de toiture avant la distribution. L'efficacité de cette désinfection reste assujettie à une certaine constance dans l'entretien du système. Toute interruption de la désinfection est en effet susceptible de permettre la croissance d'un biofilm en aval du traitement.

L'utilisation de l'analyse en composante principale a permis d'illustrer la variabilité de la qualité de l'eau distribuée en fonction de sa provenance parmi les trois possibles : eau pompée dans la cuve de récupération des eaux de pluie, eau pompée dans le réservoir d'appoint alimenté par le réseau d'eau public ou eau ayant subi une désinfection ultra-violet.

III QUALITE DES SEDIMENTS DE FOND DE CUVE

III.1 Résultats

Des sédiments ont été prélevés au fond des cuves de stockage après un an de fonctionnement du système de récupération des eaux de pluie. Ils ont été analysés sur la base de la matière sèche. Les paramètres déterminés sont les éléments traces métalliques, le di-ethyl-hexyl-phtalate, les hydrocarbures lourds et légers et les hydrocarbures aromatiques polycycliques. L'ensemble des résultats est disponible sous forme de tableaux en annexe II.

III.2 Interprétations

III.2.1 Eléments traces métalliques (ETM)

Les concentrations en éléments traces métalliques dans les sédiments sont rapportées dans le Tableau IV-8. A titre indicatif, les valeurs limites figurant dans l'arrêté du 08/01/98 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles sont également fournies dans ce tableau (Arrêté du 8 janvier 1998).

Les sédiments en fond de cuve présentent de fortes concentrations en éléments traces métalliques. Globalement, les teneurs rencontrées n'atteignent pas les valeurs limites fixées pour l'épandage des boues issues de stations d'épuration, excepté pour le zinc.

Tableau IV-8. Concentrations en métaux dans les sédiments de fond de cuve des deux sites

	Maison individuelle Cuve de 5 m ³ (n=1)	Bâtiment collectif Cuve de 30 m ³ (n=1)	Valeurs limites dans les boues (Arrêté du 8 janvier 1998)
	Concentrations (mg.kg⁻¹ MS)		
Al	58 106,96 ± 3 560,60	34 980,45 ± 2 295,23	
Cd	2,66 ± 0,23	0,88 ± 0,50	10
Cr	63,28 ± 5,67	68,48 ± 3,73	1 000
Cu	145,40 ± 23,84	94,84 ± 5,14	1 000
Fe	21 696,31 ± 3 451,07	21 888,13 ± 4 077,55	
Ni	29,16 ± 2,65	39,00 ± 3,67	200
Zn	3 825,70 ± 340,37	3 044,12 ± 152,76	3 000
Pb	105,88 ± 8,91	308,02 ± 51,93	800
Hg	0,27 ± 0,08	0,65 ± 0,43	10

De façon à classer les différents métaux analysés en fonction de leur présence préférentielle dans la phase dissoute ou la phase particulaire, un rapport des concentrations rencontrées dans chacune des phases a été calculé (Équation IV-1). En effet, il faut mettre en relation les concentrations trouvées dans les sédiments avec les concentrations quantifiées dans les eaux stockées dans cette même cuve. Les résultats figurent dans le Tableau IV-9.

Certains métaux tels que le cadmium, le cuivre, le nickel et le zinc se retrouvent préférentiellement sous forme dissoute tandis que l'aluminium, le chrome, le fer et le plomb sont très présents sous forme particulaire. Ces résultats sont en accord avec la littérature (Magyar et al., 2007). Notamment, le plomb s'accumule dans les sédiments (Huston et al., 2009). Les concentrations moyennes en Pb dans les boues sont de $106 \pm 9 \text{ mg.kg}^{-1}$ et de $308 \pm 52 \text{ mg.kg}^{-1}$ contre $0,5 \pm 0,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $6,0 \pm 6,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans les eaux de la même cuve.

Équation IV-1. Critère d'évaluation de la répartition d'un élément trace métallique entre la phase dissoute et la phase particulaire

$$\text{Rapport} = \frac{\text{concentration moyenne dans la phase dissoute (ng.L}^{-1}\text{)}}{\text{concentration dans la phase particulaire (mg.kg}^{-1}\text{)}}$$

Tableau IV-9. Classement des métaux selon leur présence préférentielle dans la phase dissoute ou particulaire

	Maison individuelle Cuve de 5 m³	Bâtiment collectif Cuve de 30 m³
Ratio défini dans l'Équation IV-1		
Al	0	1
Cd	12	74
Cr	3	3
Cu	21	60
Fe	4	10
Ni	14	35
Zn	165	84
Pb	5	19

→La présence de Al, Cr, Fe, Pb sous forme particulaire est importante.

→La présence de Cd, Ni, Cu, Zn sous forme dissoute est importante.

III.2.2 Di-ethyl-hexyl-phtalate (DEHP)

Les concentrations en di-ethyl-hexyl-phtalate dans les sédiments des deux sites sont respectivement de 20 236 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ MS pour le site 1 et 44 000 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ MS pour le site 2. D'importantes concentrations en DEHP ont été retrouvées dans les sédiments des deux sites. En effet, il présente une forte affinité pour la matière organique et est donc susceptible d'être présent dans les phases solides (ADEME, 1996). Le DEHP est un phtalate couramment utilisé dans la fabrication de plastique PVC. La concentration mesurée est plus élevée sur le bâtiment collectif. Cette présence résulte donc sans aucun doute des canalisations utilisées pour acheminer les eaux de ruissellement jusqu'à la cuve. Les longueurs de canalisations sont bien plus importantes sur le bâtiment collectif que sur la maison individuelle.

III.2.3 Hydrocarbures lourds et légers

Les concentrations en hydrocarbures lourds et légers sont données dans le Tableau IV-10. Les résultats sont présentés sur la Figure IV-21 pour les hydrocarbures légers et les BTEX.

Les concentrations en hydrocarbures lourds et légers sont plus importantes dans les sédiments du bâtiment collectif avec toiture terrasse bitumée que sur la maison individuelle avec une toiture en tuiles. Des concentrations plus élevées en hydrocarbures pétroliers tels que le toluène ont déjà été rapportées pour des eaux de ruissellement issues d'une toiture goudronnée (Polkowska et al., 2002).

Tableau IV-10. Concentrations en hydrocarbures lourds et légers dans les sédiments des cuves des deux sites

	Maison individuelle (n=1)	Bâtiment collectif (n=1)
	Concentrations (mg.kg ⁻¹ MS)	
Equivalent huiles minérales	490	1 536
Equivalent hydrocarbures totaux	754	2 199
Indice hydrocarbure	753	2 194
Indice C5 à C11	1,397	4,983
Toluène	2,038	4,983

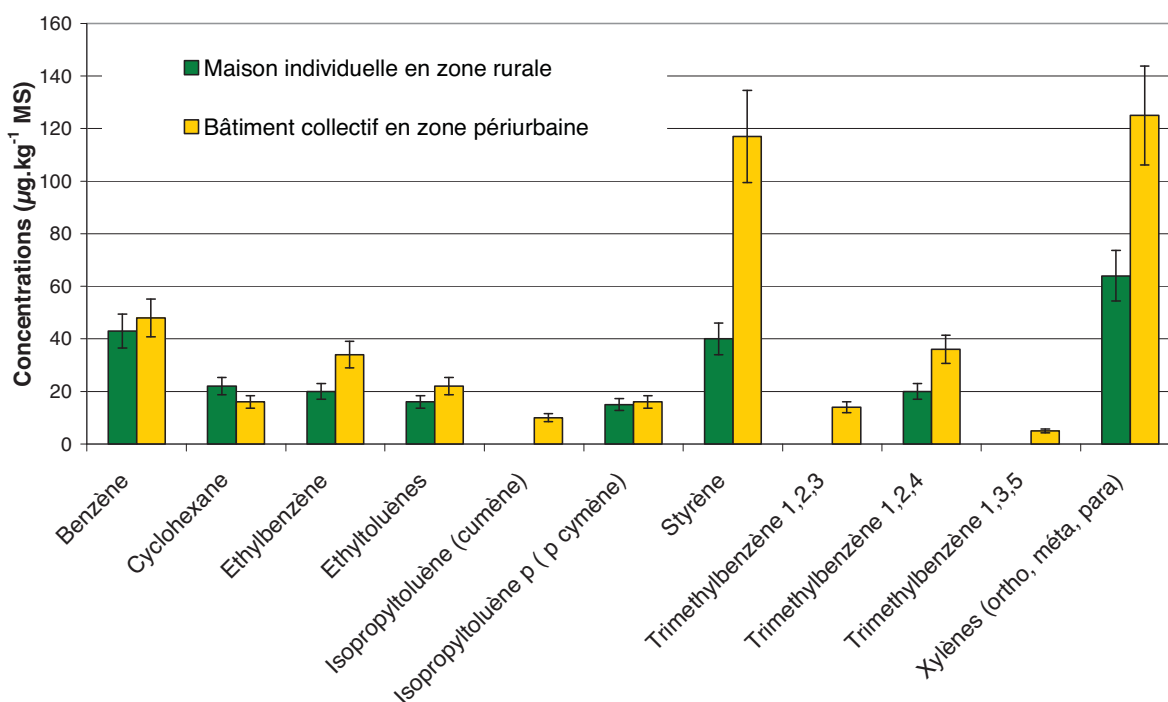


Figure IV-21. Concentrations en hydrocarbures légers et BTEX dans les sédiments de fond de cuve des deux sites

III.2.4 Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Les concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les sédiments des deux sites sont illustrées par la Figure IV-22. Les congénères ont été classés selon leur poids moléculaire : du plus faible (Naphthalène) au plus élevé (Benzo(g,h,i)perylène).

Les concentrations en HAP dans les eaux stockées en cuve étaient rarement quantifiables ($< 0,01 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour chaque congénère), mais elles sont importantes dans les sédiments. Les propriétés physiques et chimiques des HAP varient selon leur poids moléculaire et leur structure. Excepté le naphthalène, les HAP sont très peu solubles dans l'eau (ADEME, 1996). Tous ces composés sont lipophiles, apolaires et peu biodégradables. Leur caractère lipophile augmente avec le poids moléculaire. Cette propriété leur confère un important potentiel d'adsorption sur les particules en suspension dans l'air ou dans l'eau (Agence de l'eau Seine-Normandie, 1997). Ils sont chimiquement stables mais photo-sensibles. Les concentrations sont plus élevées dans les sédiments de la cuve de la maison individuelle. Or, les HAP qui vont contaminer l'environnement sont d'origine naturelle ou anthropique. Les HAP se forment au cours des processus de pyrolyse ou de combustion incomplète de matières organiques telles que le charbon, le bois, les huiles, le tabac, les déchets ou les aliments (cuisson, séchage, fumage) (Agence de l'eau Seine-Normandie, 1997). Les quantités et la nature des HAP formés dépendent de la température, de la durée de combustion et de la disponibilité de l'oxygène. Or, la maison individuelle assure son chauffage en hiver à l'aide d'une chaudière à bois. La présence d'une cheminée sur la toiture de ce site peut être à l'origine de dépôts de HAP, ensuite lessivés par les eaux de pluie.

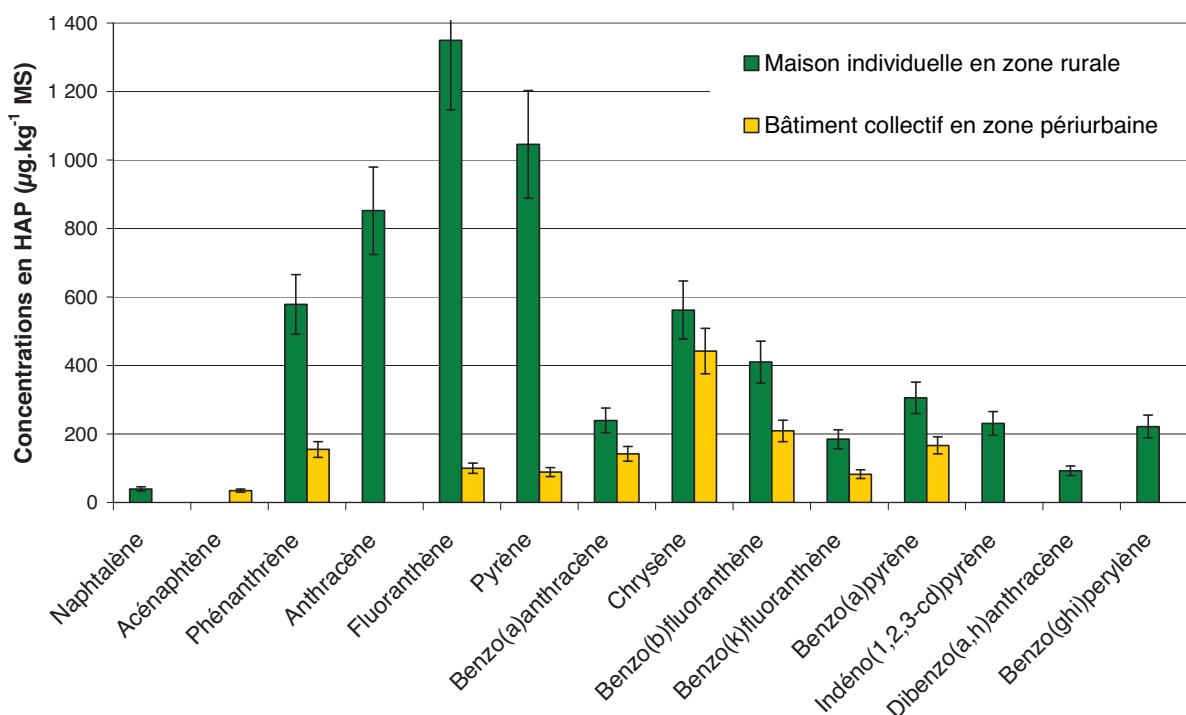


Figure IV-22. Concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les sédiments de fond de cuve des deux sites

III.3 Conclusions

Le phénomène de sédimentation qui intervient dans la cuve entraîne une accumulation de certains polluants dans la phase particulaire. Ainsi, les métaux se retrouvent en quantité importante dans les boues de fond de cuve. Les sédiments sont également chargés en hydrocarbures légers et lourds, et en micropolluants organiques tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques. L'importance de cette pollution est fonction des caractéristiques du site telles que la présence d'une cheminée ou les longueurs de canalisations nécessaires.

Etant donné les concentrations rencontrées, il est important d'éviter la remise en suspension des sédiments de fond de cuve, notamment grâce à des systèmes tranquillisateurs. De plus, la vidange annuelle de la cuve imposée par la réglementation (Arrêté du 21 août 2008) apparaît justifiée pour maintenir une bonne qualité des eaux stockées vis-à-vis des polluants physico-chimiques.

Les sédiments de fond de cuve sont marqués par une pollution en métaux lourds et en hydrocarbures. Ils peuvent être comparés aux sédiments de curage de voies navigables. Or, il n'existe pas à l'heure actuelle de valeur seuil reconnue juridiquement de définition du degré de pollution de ce type de sédiments. En fait, dès lors que les sédiments sont des "sous-produits" d'une activité, le curage, qui ne vise pas à exploiter un matériau particulier en vue de son utilisation, il est clair qu'ils constituent un bien meuble qui est destiné à l'abandon. En ce sens, ils relèvent de la réglementation relative aux déchets. Ils peuvent donc être classifiés en trois catégories : déchets inertes, déchets non-dangereux, déchets dangereux. Il faut pratiquer des tests de lixiviation à cet effet.

CONCLUSION

Tout d'abord, les eaux météorites sont de bonne qualité physico-chimique, mais leur qualité microbiologique est très variable. Le lessivage de la toiture et des polluants qui se sont accumulés à sa surface s'accompagne d'une détérioration globale de la qualité des eaux collectées en aval. La pollution métallique dépend non seulement de la nature de la surface de collecte mais aussi de celle des descentes pluviales.

Ensuite, l'eau distribuée par le système peut provenir de la cuve de récupération ou d'un réservoir d'appoint alimenté par le réseau d'eau public, de façon à assurer la continuité de distribution. D'un point de vue physico-chimique, la qualité de l'eau distribuée est tout d'abord différente en fonction de sa provenance. Le titre alcalimétrique complet et la dureté sont alors de bons indicateurs d'état du système. En fonctionnement normal, la qualité des eaux distribuées pour les usages dans l'habitat reflète la qualité des eaux stockées dans la cuve et leur variabilité, même si la filtration secondaire écrête les pics de turbidité et de couleur. Néanmoins, certains métaux présentent des concentrations plus élevées dans les eaux de distribution que dans les eaux stockées. Concernant la qualité microbiologique, le seul moyen de garantir une eau exempte de pathogènes à l'utilisateur est la mise en place d'une désinfection des eaux de ruissellement de toiture avant la distribution. L'efficacité de cette désinfection reste assujettie à une certaine constance dans l'entretien du système. Toute interruption de la désinfection est, en effet, susceptible de permettre la croissance d'un biofilm en aval du traitement. L'utilisation de l'analyse en composante principale a permis d'illustrer la variabilité de la qualité de l'eau distribuée en fonction de sa provenance parmi les trois possibles : eau pompée dans la cuve de récupération des eaux de pluie, eau pompée dans le réservoir d'appoint alimenté par le réseau d'eau public ou eau ayant subi une désinfection ultra-violet.

Enfin, le phénomène de sédimentation qui intervient dans la cuve entraîne une accumulation de certains polluants dans la phase particulaire. Ainsi, les métaux se retrouvent en quantité importante dans les boues de fond de cuve. Les sédiments sont également chargés en hydrocarbures légers et lourds, et en micropolluants organiques tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques et le di-ethyl-hexyl-phtalate,. L'importance de cette pollution est fonction des caractéristiques du site telles que la présence d'une cheminée ou les longueurs de canalisations nécessaires. Etant donné les concentrations rencontrées, il est important d'éviter la remise en suspension des sédiments de fond de cuve, notamment grâce à des systèmes tranquillisateurs. De plus, la vidange annuelle de la cuve imposée par la réglementation (Arrêté du 21 août 2008) apparaît justifiée pour maintenir une bonne qualité des eaux stockées vis-à-vis des polluants physico-chimiques.

Les principaux résultats obtenus concernant la qualité des eaux dans un système de récupération des eaux de pluie en aval des toitures et les préconisations associées sont résumés sur la Figure IV-23.

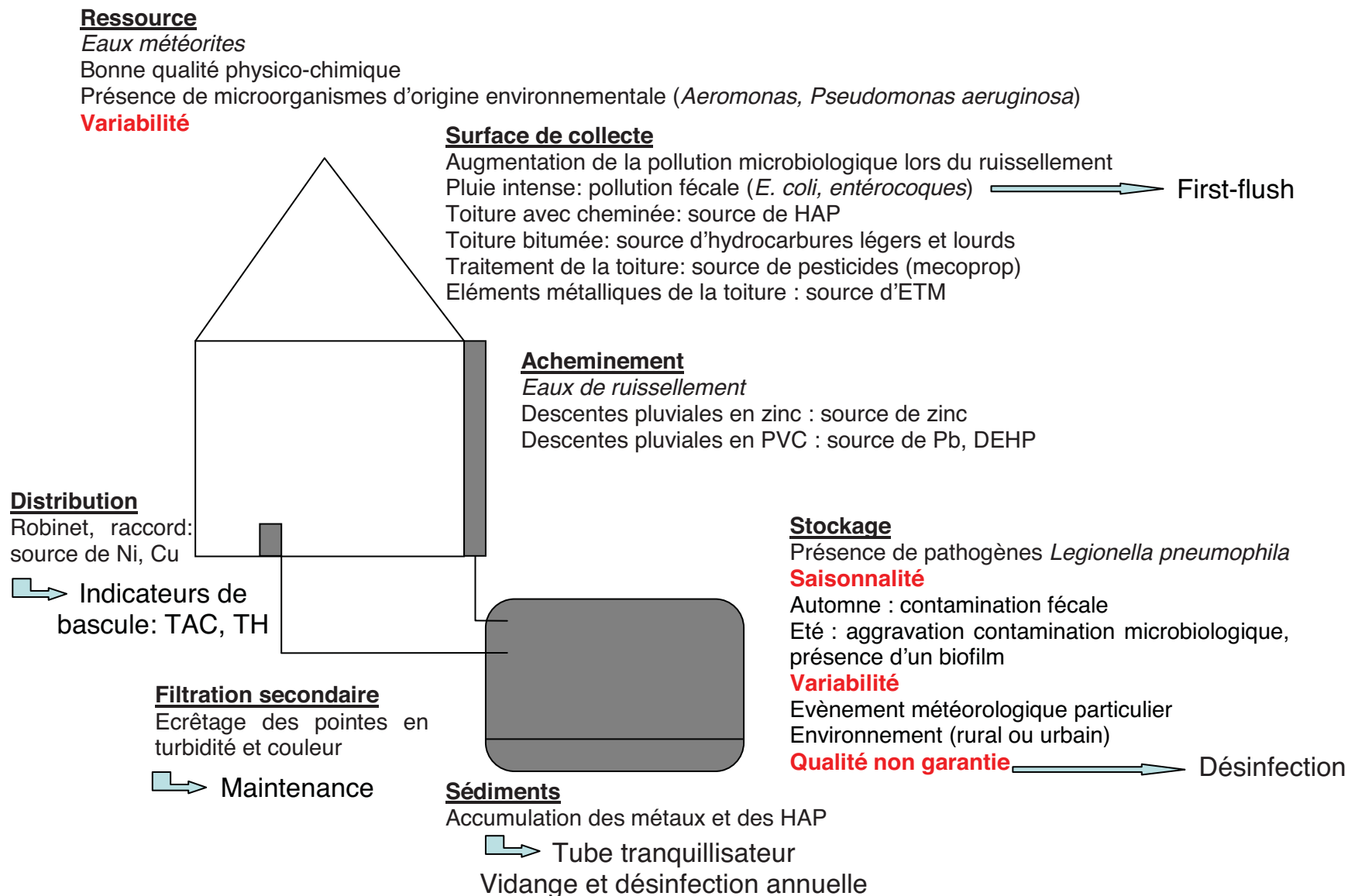


Figure IV-23. Bilan sur la qualité des eaux dans un système de récupération des eaux de pluie en aval de toiture

PARTIE V

ETUDE DES VOLUMES

SOMMAIRE DE LA CINQUIEME PARTIE

I	SUIVI VOLUMIQUE.....	143
I.1	MATERIEL	143
I.1.1	Pluviographe	143
I.1.2	Compteurs	143
I.1.3	Sonde pour la mesure du niveau dans la cuve.....	145
I.1.4	Déversoirs pour la mesure du trop-plein	145
I.1.5	Compteur électrique	145
I.1.6	Acquisition et rapatriement des données.....	146
I.2	METHODES.....	146
I.2.1	Calcul du volume d'eau de la cuve.....	146
I.2.1.1	Cuve de 5 m ³	146
I.2.1.2	Cuve de 30 m ³	147
I.2.2	Mesure du volume évacué au trop-plein	148
I.2.2.1	Principe.....	148
I.2.2.2	Mesure sur le trop-plein de la cuve de 5 m ³	151
I.2.2.3	Mesure sur le trop-plein de la cuve de 30 m ³	152
II	ETUDES DE CAS.....	153
II.1	MAISON INDIVIDUELLE AVEC CUVE DE 5 M ³	153
II.1.1	Besoins journaliers en eau pour l'alimentation des chasses d'eau.....	153
II.1.2	Taux de satisfaction des besoins en eau	154
II.1.3	Coefficient de ruissellement de la toiture et efficacité globale du système	155
II.1.4	Volume mort de la cuve	156
II.2	BATIMENT COLLECTIF AVEC CUVE DE 30 M ³	157
II.2.1	Besoins journaliers en eau pour l'alimentation des chasses d'eau.....	157
II.2.2	Taux de satisfaction des besoins en eau	158
II.2.3	Coefficient de ruissèlement de la toiture et efficacité globale du système	158
II.2.4	Volume mort de la cuve	159
II.3	CONCLUSIONS.....	159
III	MODELISATION	160
III.1	PRESENTATION DU MODELE.....	160
III.2	VALIDATION EXPERIMENTALE	161
III.2.1	Valeurs utilisées pour les simulations	161
III.2.2	Maison individuelle avec cuve de 5 m ³	162
III.2.3	Bâtiment collectif avec cuve de 30 m ³	163
III.3	SATISFACTION DES BESOINS EN EAU ET DIMENSIONNEMENT	163
III.3.1	Maison individuelle avec cuve de 5 m ³	163
III.3.1.1	Simulation à long-terme.....	163
III.3.1.2	Dimensionnement de la cuve	164
III.3.2	Bâtiment collectif avec cuve de 30 m ³	165
III.4	CONCLUSIONS.....	166
	CONCLUSION.....	167

I SUIVI VOLUMIQUE

I.1 Matériel

I.1.1 Pluviographe

Les pluviométries sur site ont été mesurées à l'aide de pluviographes à augets. L'eau de pluie est collectée dans un cône appelé impluvium et s'écoule via un ajutage calibré vers un auget. Une fois l'auget rempli, il bascule sous l'effet du déplacement de son centre de gravité, et l'eau s'évacue. Ensuite, l'auget opposé se remplit à son tour jusqu'au prochain basculement. A chaque basculement, un dispositif avec une ampoule de mercure couplée aux augets permet la création d'un contact électrique. Les impulsions électriques sont rapatriées par télégestion. Les pluviographes à augets sont très répandus et ont l'avantage d'être bon marché. Les principaux inconvénients sont un étalonnage complexe, la sous-estimation des fortes intensités et l'obstruction possible de l'ajutage. Dans cette étude, les pluviographes utilisés sont de marque Précis Mécanique. Ils ont une surface de réception de 1000 cm² et une résolution de 0,2 mm. L'impluvium a été nettoyé de façon hebdomadaire. Le volume d'eau recueilli a été régulièrement comparé au volume d'eau mesuré. L'horizontalité du sol et du cône ont également été contrôlées. Un pluviographe a été mis en place à côté de la cuve sur le premier site (Figure V-1) et sur le toit du deuxième site (Figure V-2).

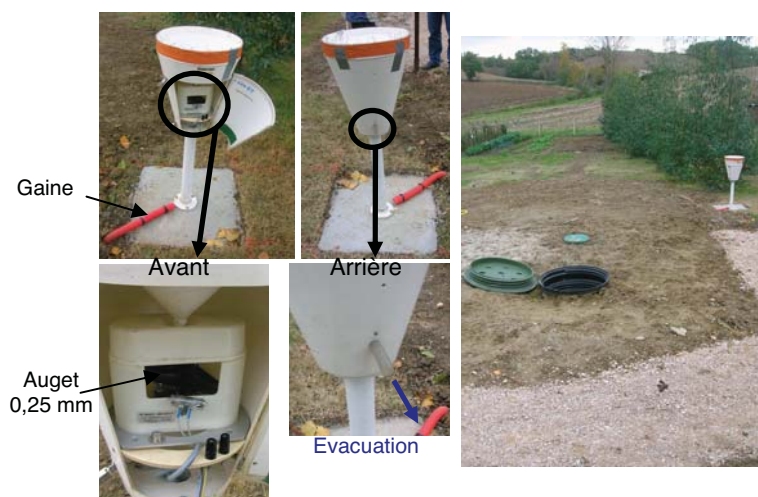


Figure V-1. Pluviomètre sur le site 1



Figure V-2. Pluviomètre sur le site 2

I.1.2 Compteurs

Sur les deux sites, des compteurs *Actaris* avec têtes émettrices ont été installés (Figure V-3). L'ensemble des compteurs mis en place est présenté sur la Figure V-4 pour le premier site et sur la Figure V-5 pour le deuxième site. Les principaux volumes ayant fait l'objet d'un comptage sont le volume d'appoint en eau potable et le volume utilisé pour les usages intérieurs (chasses d'eau).



Figure V-3. Compteurs Actaris sur le site 2

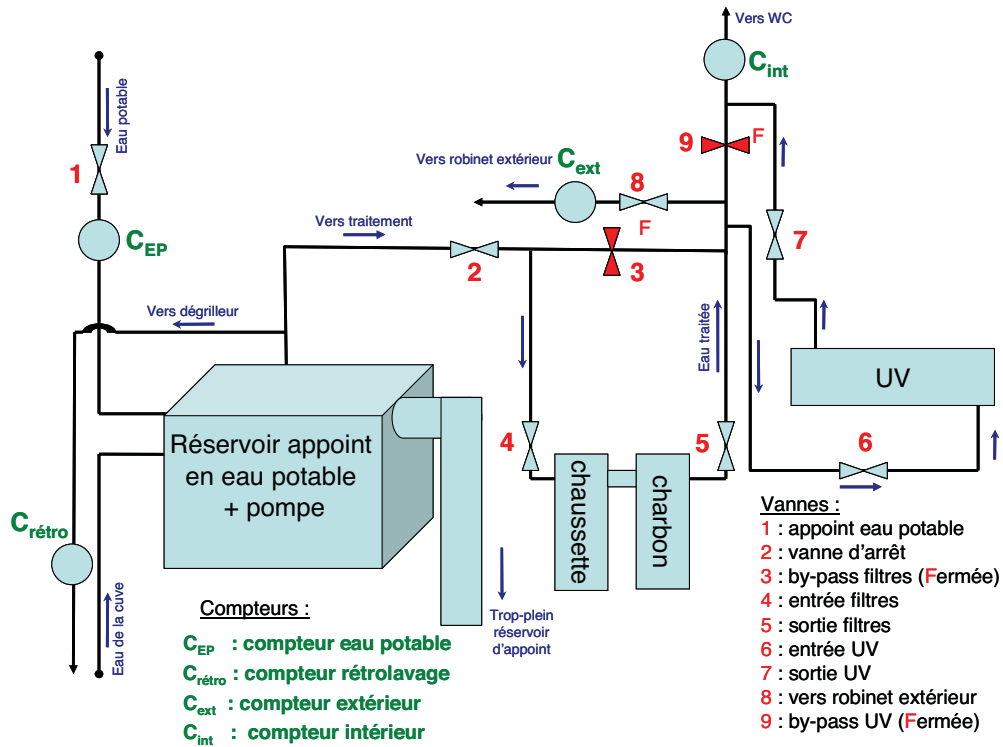


Figure V-4. Schéma du système de réutilisation des eaux de pluie sur le site 1

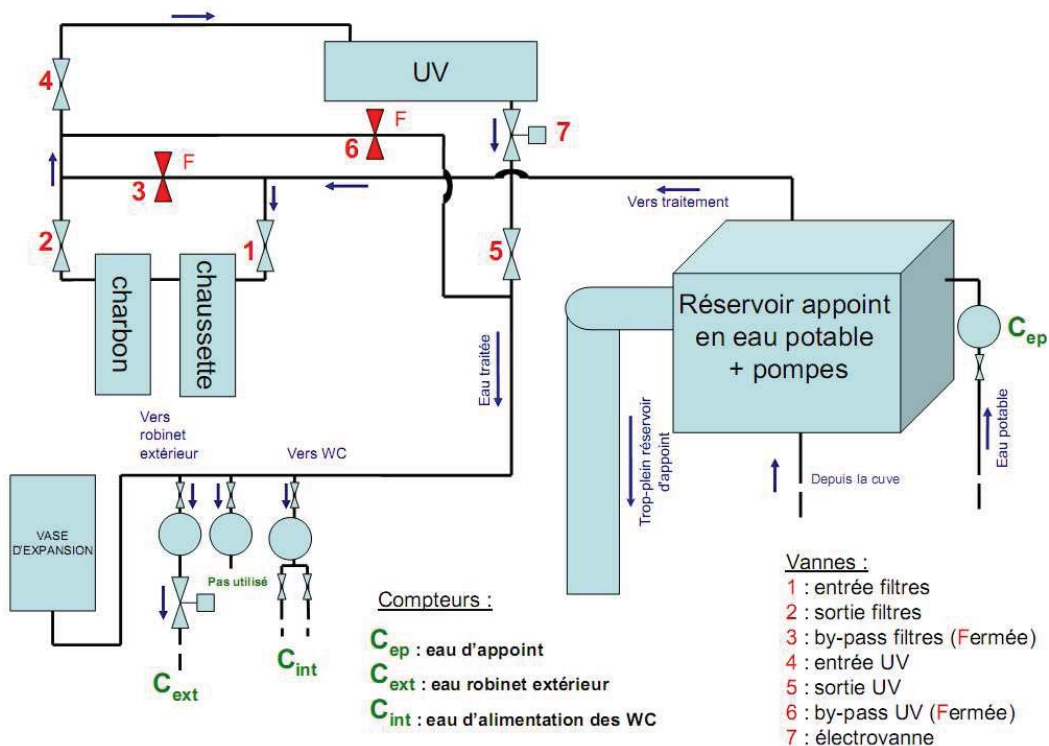


Figure V-5. Schéma du système de réutilisation des eaux de pluie sur le site 2

I.1.3 Sonde pour la mesure du niveau dans la cuve

Un capteur de niveau modèle CNR de la marque Paratronic a été installé pour mesurer la hauteur d'eau dans les cuves de récupération des eaux de pluie. Cette sonde est équipée d'une cellule de mesure piézorésistive pour la mesure de pression et d'un capteur de température pour une compensation en continue. Les informations collectées sont amplifiées, compensées et converties en signal électrique.

I.1.4 Déversoirs pour la mesure du trop-plein

Pour le comptage du débit d'eau évacuée par le trop plein de la cuve du premier site, un bac AQUABAC® pour mesure de débit sur canal ouvert a été installé en aval de la cuve (Figure V-6). Il s'agit d'un bac préfabriqué en PVC comportant un déversoir triangulaire intégré, conforme à la norme ISO 1438 (AFNOR, mai 2008). Le modèle est composé d'une fosse tranquillisante, suivie d'un déversoir pour la mesure et enfin d'un bac de dégagement permettant de s'assurer de la chute d'eau. Le nettoyage est rendu facile grâce à un bouchon de purge prévu pour la vidange.

Une sonde Endress Hauser à ultra-sons modèle Prosonic M FMU40 a été mise en place pour mesurer la hauteur d'eau dans le bac et accéder ainsi au débit.



Figure V-6. Site 1 - Aquabac

Sur le deuxième site, un bac pour mesure de débit sur canal ouvert a été dimensionné (voir I.2.2.3) et maçonné en aval de la cuve pour le comptage du débit d'eau évacuée par le trop plein de la cuve et celui du filtre dégrilleur (Figure V-7 ; Figure V-8). Une sonde Endress Hauser à ultra-sons modèle Prosonic M FMU40 a été mise en place pour mesurer la hauteur d'eau dans le bac et accéder ainsi au débit.

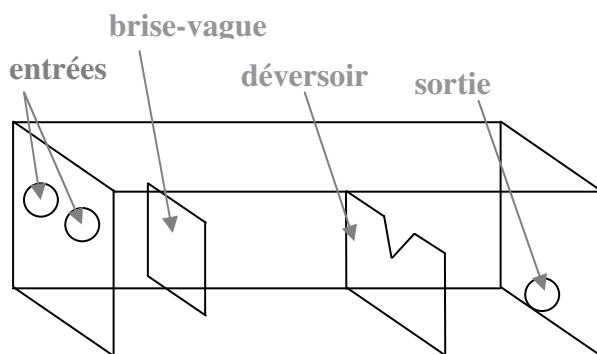


Figure V-7. Schéma du bac de comptage sur le site 2



Figure V-8. Bac de comptage sur le site 2

I.1.5 Compteur électrique

Un compteur électrique a été installé sur le deuxième site pour permettre de quantifier la consommation liée au système. Elle correspond à l'alimentation du bloc de pompage et des pompes ainsi que celle de l'éventuelle désinfection UV.

I.1.6 Acquisition et rapatriement des données

Les informations collectées par les compteurs, la sonde de niveau dans la cuve, le pluviomètre et la sonde à ultra-sons pour la mesure du trop-plein sont rapatriées par télégestion. A cet effet, une armoire de télégestion avec un transmetteur de type Sofrel S 510 a été installée et un abonnement souscrit pour la transmission des informations par GSM (Global System for Mobile Communications).

I.2 Méthodes

I.2.1 Calcul du volume d'eau de la cuve

I.2.1.1 Cuve de 5 m³

La cuve installée sur le premier site est composée de deux modules de 2,5 m³ soudés par extrusion soufflage. Le calcul du volume d'eau dans la cuve a été réalisé à l'aide du tableau de jaugeage fourni sur la Figure V-9. Plus précisément, les points situés en dessous du niveau toujours présent en fond de cuve ont été exclus pour réaliser une régression linéaire utilisée pour les calculs (Figure V-10). La présence inévitable de ce volume résiduel s'explique par la bascule sur le réservoir d'appoint qui a automatiquement lieu en dessous d'une consigne de hauteur minimale.



Figure V-9. Tableau de jaugeage de la cuve de 5 m³ sur le site 1

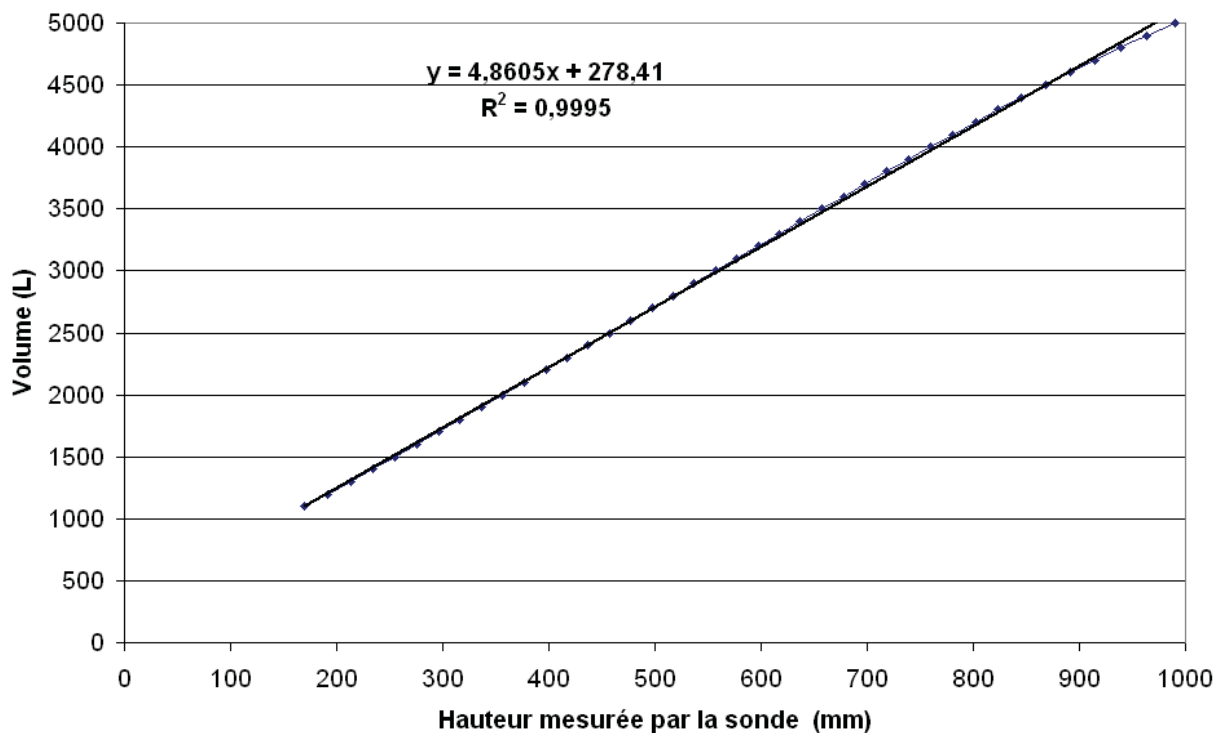


Figure V-10. Régression linéaire utilisée pour le calcul du volume dans la cuve du site 1

I.2.1.2 Cuve de 30 m³

La cuve installée sur le deuxième site est cylindrique. Le calcul du volume d'eau stocké a été obtenu directement à partir de la hauteur d'eau mesurée à l'aide de l'Équation V-1 issue d'une démonstration mathématique. Les grandeurs caractéristiques nécessaires au calcul sont illustrées par la Figure V-11. La longueur de la cuve est 11,62 m, son rayon est égal à 1,02 m et le trop-plein se situe à 1,60 m du fond.

Équation V-1. Calcul du volume d'eau dans la cuve cylindrique

$$V = R^2 L \left(\arccos \frac{R-H}{R} - \frac{\sin(2 \arccos \frac{R-H}{R})}{2} \right)$$

→ H est la hauteur d'eau, R est le rayon de la cuve, L est la longueur de la cuve
 → H , R et L doivent être exprimés en mètres

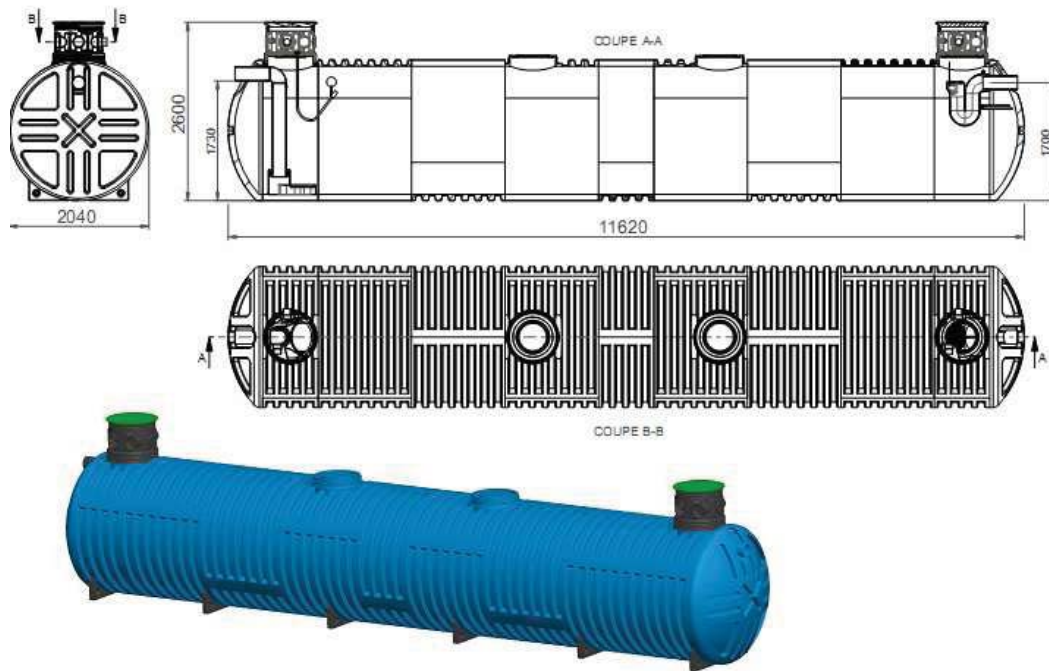


Figure V-11. Grandeurs caractéristiques de la cuve du site 2

I.2.2 Mesure du volume évacué au trop-plein

I.2.2.1 Principe

Les grandeurs caractéristiques d'un déversoir sont illustrées par la Figure V-12.

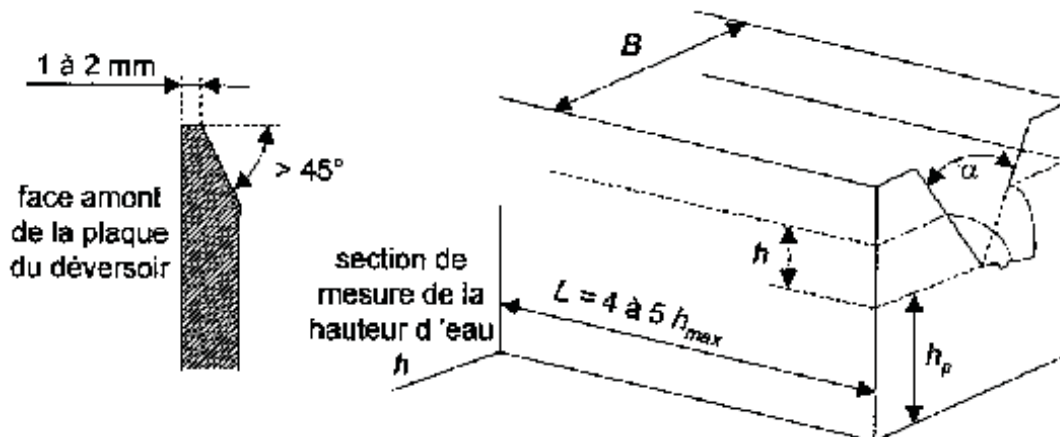


Figure V-12. Schéma d'un déversoir triangulaire à mince paroi

- B est la largeur du canal d'approche
- L est la distance entre le point de mesure et le déversoir
- h_p est la hauteur de pelle, c'est-à-dire la hauteur entre le bas du déversoir et le fond du canal
- α est l'angle d'échancrure du déversoir
- h est la hauteur de la lame d'eau mesurée par le déversoir

Les déversoirs triangulaires sont classés en deux catégories en fonction de leur angle d'échancrure α :

- pour α compris entre $\pi/9$ et $5\pi/9$ radians soit 20° et 100° , on définit des déversoirs triangulaires à section partiellement contractée ;

- pour α spécifique, on parle de déversoirs contractés.

Cette définition est fondée sur les caractéristiques géométriques du déversoir comme indiqué dans le Tableau V-1.

Tableau V-1. Définition des sections partiellement ou complètement contractées pour les déversoirs triangulaires

Section partiellement contractée	Section complètement contractée
$h/h_p \leq 1,2$	$h/h_p \leq 0,4$
$h/B \leq 0,4$	$h/B \leq 0,2$
$0,05m \leq h \leq 0,60m$	$0,05m \leq h \leq 0,38m$
$h_p \geq 0,10m$	$h_p \geq 0,45m$
$B \geq 0,60m$	$B \geq 0,90m$

Pour un angle compris entre $\pi/9$ et $5\pi/9$ radians (20° et 100°), le débit Q est calculé par la relation de Kindsvater et Carter (1957) donnée en Équation V-2.

Équation V-2. Relation de Kindsvater et Carter

$$Q = Ce \frac{8}{15} h_e^{5/2} \tan\left(\frac{\alpha}{2}\right) \sqrt{2g}$$

→ α est l'angle d'échancrure en radians, h_e la hauteur d'eau effective en mètres, Ce le coefficient de débit et $g = 9,81 \text{ m.s}^{-2}$

La hauteur d'eau effective h_e est calculée par la relation : $h_e = h + K_h$

K_h est une grandeur expérimentale permettant de compenser les influences combinées de la tension superficielle et de la viscosité de l'eau.

Le coefficient de débit Ce est une fonction de trois variables : $Ce = f\left(\frac{h}{h_p}, \frac{h_p}{B}, \alpha\right)$

Les valeurs de Ce et K_h sont données par des abaques en fonction des caractéristiques géométriques du déversoir.

Pour des échancrures différentes de $\pi/2$ radians, les effets de h/h_p et h_p/B sont négligeables, pour des échancrures petites par rapport à la section du chenal d'approche. Dans ces conditions, Ce et K_h ne dépendent que de l'angle α et sont déterminés grâce aux abaques présentés en Figure V-13 et Figure V-14.

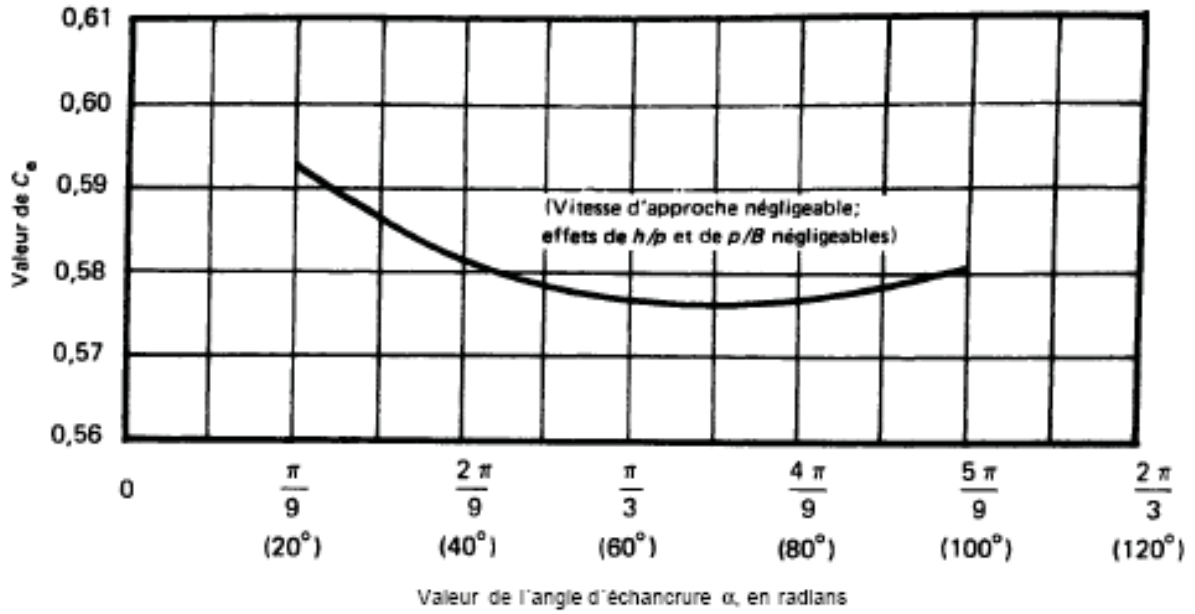


Figure V-13. Coefficient C_e pour un déversoir triangulaire avec $\alpha \neq \pi/2$ radians (90°), d'après NF X 10-311

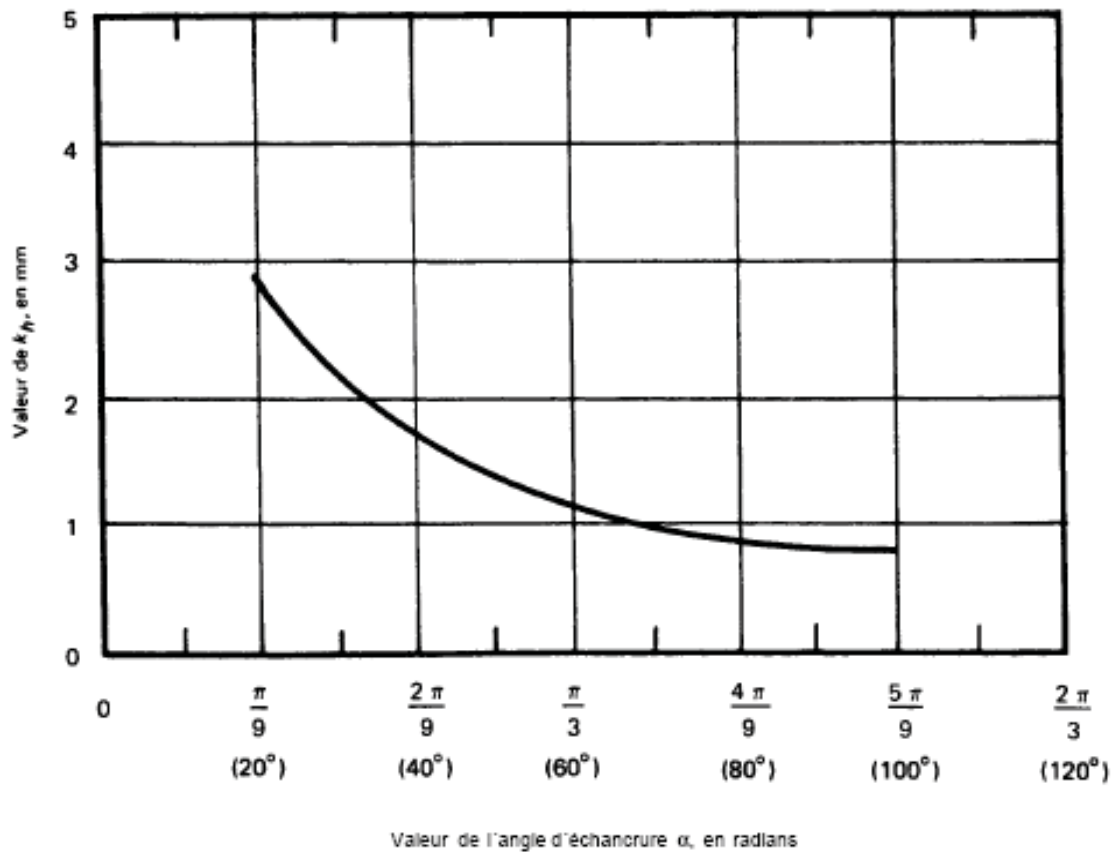


Figure V-14. Valeur de K_h pour une déversoir triangulaire avec $\alpha \neq \pi/2$ radians (90°), d'après NF X 10-311

Pour une échancrure $\alpha=\pi/2$, la valeur de K_h est constante et égale à 0,00085 m et les valeurs de C_e sont indiquées par un autre abaque présenté en Figure V-15 .

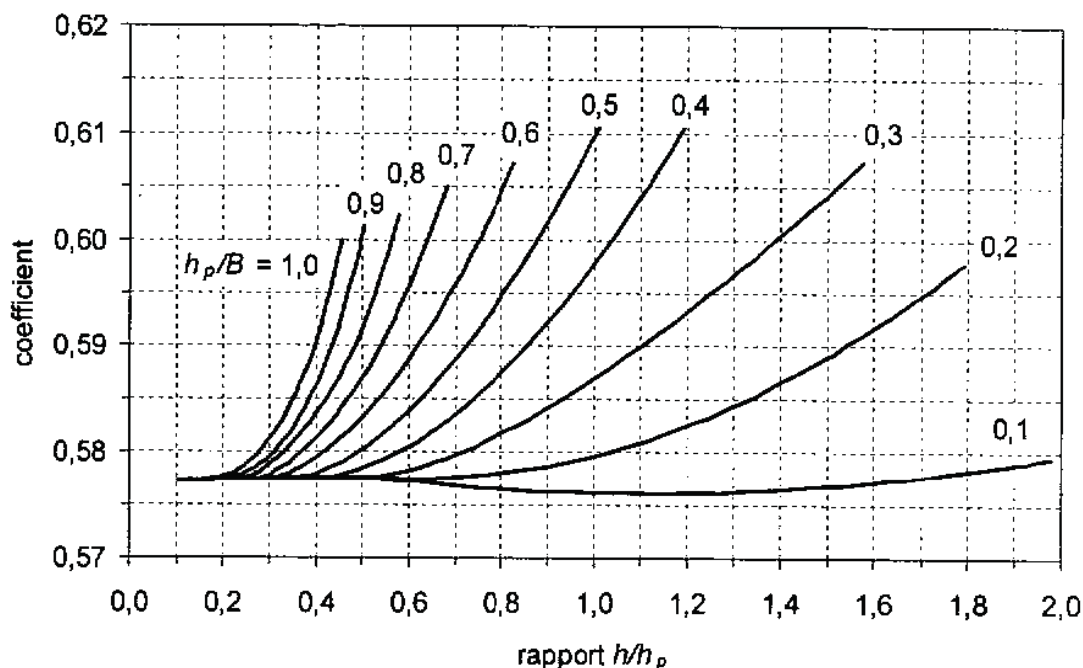


Figure V-15. Coefficient C_e pour un déversoir triangulaire triangulaire avec $\alpha=\pi/2$ radians (90°), d'après NF X 10-311

I.2.2.2 Mesure sur le trop-plein de la cuve de 5 m³

Le bac de comptage installé sur le premier site est un AQUABAC[®] commercialisé par la société Aqualyse. Il comprend un déversoir à section partiellement contractée avec un angle d'échancrure de $52,8^\circ$ soit 0,94 radians. Ces principales caractéristiques sont fournies dans le Tableau V-2. Pour ce type de déversoir, la lecture des abaques conduit à $C_e = 0,58$ et $K_h = 1,2$ mm. La hauteur d'eau maximale qui peut être mesurée est de 100 mm. Le débit est calculé à partir de la hauteur d'eau mesurée par une sonde Endress Hauser et la relation de Kinsvater et Carter (Équation V-2). Ce bac permet une mesure jusqu'à $8 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ (Figure V-16). Le volume surversé est ensuite calculé sur le pas de temps d'acquisition des données qui est de 5 min. La méthode des trapèzes a été appliquée de façon à lisser les calculs.

Tableau V-2. Caractéristiques du bac de comptage et du déversoir associé sur le site 1

Angle échancrure	α	$52,8^\circ$
Hauteur de pelle	h_p	0,285 m
Largeur du canal à l'amont	B	0,25 m

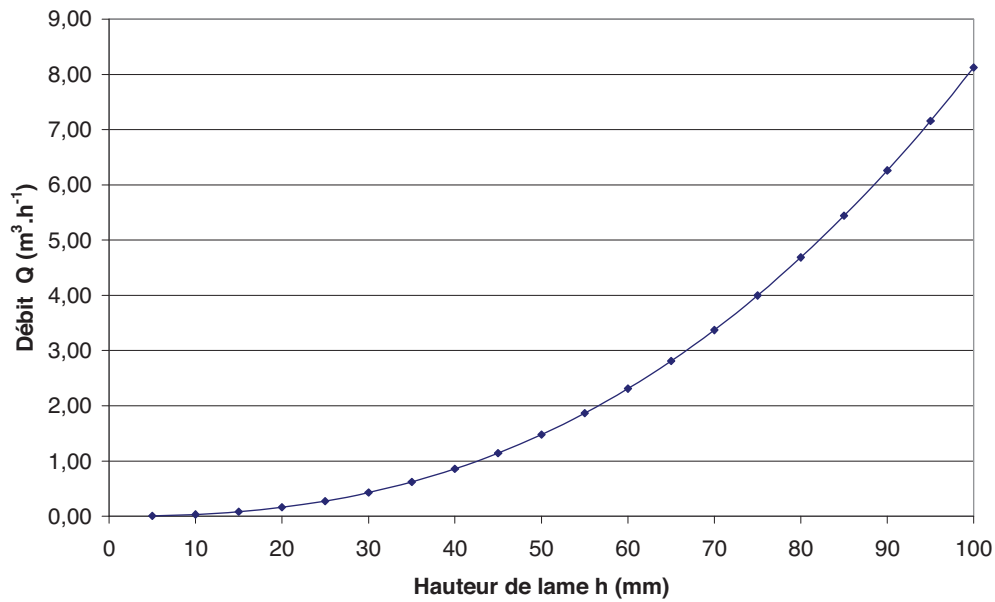


Figure V-16. Relation hauteur – débit pour l’Aquabac installé sur le site 1

I.2.2.3 Mesure sur le trop-plein de la cuve de 30 m³

Sur le deuxième site, le dimensionnement du bac de comptage a été réalisé pour permettre une mesure de débit jusqu’à 60 m³.h⁻¹. La formule pratique de Thomson donnée en Équation V-3 permet de calculer la hauteur de lame d’eau correspondante qui est de 0,22 m.

Équation V-3. Formule de Thomson

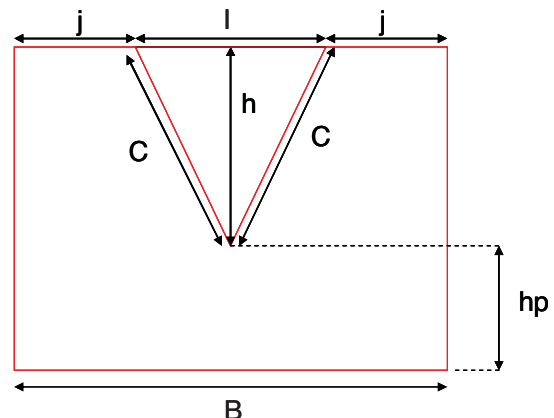
$$Q = 1,40 \times h^{2,5}$$

La hauteur de pelle h_p , la largeur du canal B et la distance de la sonde au déversoir L ont été déterminées pour que les conditions du Tableau V-1 soient respectées. Les résultats du dimensionnement du bac de comptage et du déversoir associé installé sur le deuxième site sont présentés dans le Tableau V-3.

Par définition, K_h est égal à 0,85 mm pour ce déversoir et la lecture sur l’abaque adapté fournit $C_e = 0,65$. Une sonde (Endress Hauser) pour la mesure de hauteur a été placée à 1 m en amont du déversoir. Le débit est alors calculé à l’aide de la relation de Kinsvater et Carter (Équation V-2). Le volume surversé est ensuite obtenu en multipliant ce débit par le pas de temps d’acquisition des données qui est de 5 min. La méthode des trapèzes a été appliquée de façon à lisser les calculs.

Tableau V-3. Résultat du dimensionnement du bac de comptage et du déversoir sur le site 2

Angle échancrure	α	90°
Hauteur du triangle	h	0,22 m
Largeur triangle à la base	l	0,44 m
Cotés du triangle	C	0,31 m
Largeur du canal à l'amont	B	0,65 m
Largeur des joues	j	0,105 m
Hauteur de pelle	h_p	0,25 m
Longueur du canal entre le point de mesure et le déversoir	L	1 m



II ETUDES DE CAS

Deux systèmes de récupération des eaux de pluie en aval de toitures et réutilisation dans l'habitat ont fait l'objet d'un suivi des volumes pendant une année. L'usage de l'eau de pluie étudié est l'alimentation des chasses d'eau. Les principales caractéristiques de ces deux études de cas sont détaillées dans le Tableau V-4.

Tableau V-4. Principales caractéristiques des deux études de cas

Site	Type de toiture	Surface de collecte (m ²)	Volume de la cuve (m ³)	Occupation	Nombre de chasses d'eau
Maison individuelle	En pente En tuiles	204	5	4 personnes	2
Bâtiment collectif	Terrasse Bitumée	1 650	30	~ 60 personnes	8

II.1 Maison individuelle avec cuve de 5 m³

II.1.1 Besoins journaliers en eau pour l'alimentation des chasses d'eau

Les besoins journaliers en eau au cours de l'étude pour l'alimentation des chasses d'eau sont présentés sur la Figure V-17. Les volumes d'eau utilisés à l'intérieur de l'habitat varient au cours de l'année en fonction de la fréquentation de la maison et sont compris entre 0 et 309 L par jour. Une consommation anormale de 2 731 L a été constatée le 28 juillet 2009. Il s'agissait d'un dysfonctionnement du flotteur de la chasse d'eau. Si l'on exclut cette valeur, la consommation journalière moyenne de la famille est de 120 L par jour, ce qui correspond à 30 L par personne, soit 3,3 chasses d'eau par personne et par jour. Cette consommation représente 22 % de la consommation domestique moyenne d'un français, à savoir 137 L par jour (CIEau, 2010). Or, en France, environ 20 % de l'eau domestique sont utilisés pour l'évacuation des excréta (CIEau, 2010). La famille utilisant le pilote étudié présente donc des pratiques de consommation représentatives pour l'usage considéré.

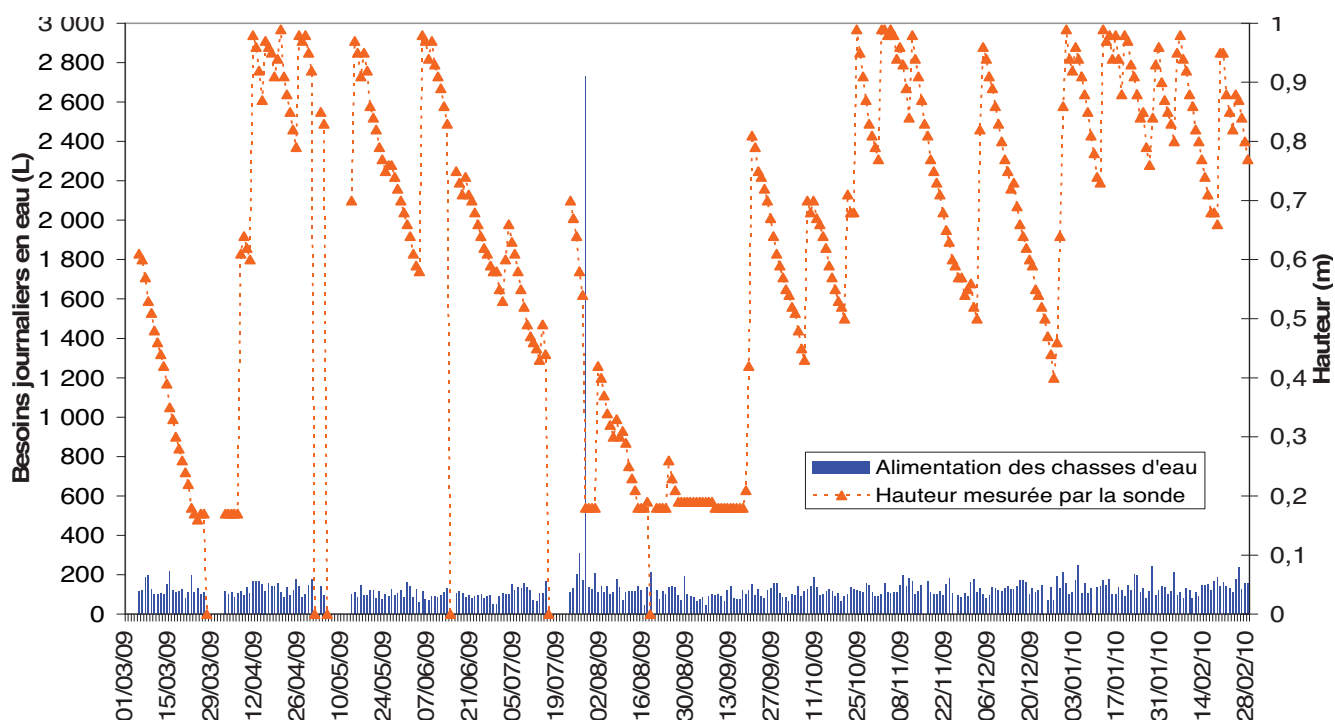


Figure V-17. Besoins journaliers en eau pour l'alimentation des deux chasses d'eau du site 1

II.1.2 Taux de satisfaction des besoins en eau

Le taux de satisfaction des besoins en eau est une mesure de la quantité d'eau qui a été conservée par rapport à la demande globale pour l'alimentation des chasses d'eau. Son calcul est présenté par l'Équation V-4.

Équation V-4. Calcul du taux de satisfaction des besoins en eau

$$WSE = \frac{W_t - M_t}{W_t} \times 100$$

→ *WSE (water saving efficiency) est le taux de satisfaction des besoins en eau*

→ *W_t (total water) est le volume total délivré pour l'alimentation des chasses d'eau en m³*

→ *M_t (total mains water) est le volume total d'appoint provenant du réseau d'eau public en m³*

Le suivi volumique de la maison individuelle a été réalisé de mars 2009 à février 2010. Cette période correspond à une pluviométrie de 766 mm répartie sur 174 jours de pluie dont 40 % présentaient des pluies inférieures à 2 mm.

Les résultats du calcul du taux de satisfaction des besoins en eau mensuels sont présentés dans le Tableau V-5. Le système a fonctionné avec un appoint en eau potable durant environ quinze jours au mois de mars, quelques jours en juillet et de mi-août à fin septembre. Ces épisodes représentent 53 jours soit 15 % de la période d'étude durant lesquels 6 m³ d'eau ont été utilisés soit 13 % de la consommation totale. Le taux de satisfaction des besoins en eau varie de 52 % en septembre à 100 %. A titre de comparaison, une étude similaire réalisée en Grande-Bretagne sur une installation avec une cuve de 2,032 m³ et une occupation variant entre 3 et 5 personnes a conduit à des taux de satisfaction des besoins en eau mensuels compris entre 4 et 100 % (Fewkes, 1999). Durant l'année d'étude, 48 m³ d'eau ont été nécessaires pour satisfaire les besoins de la famille pour l'alimentation des deux chasses d'eau. Cette consommation a pu être assurée par les 43 m³ d'eau de pluie collectés et le complément par de l'eau provenant du réseau d'eau public. Le taux de satisfaction des besoins en eau annuel correspondant est de 87 %.

Tableau V-5. Taux de satisfaction des besoins en eau sur le site 1 de mars 2009 à février 2010

Mois	Pluviométrie (mm)	Besoins en eau (L)	Appoint en eau du réseau (L)	Eau de pluie consommée (L)	Taux de satisfaction des besoins en eau (%)
Mars	30	4 114	1 041	3 073	75
Avril	185	4 164	629	3 535	85
Mai	12	3 577	0	3 577	100
Juin	47	3 001	0	3 001	100
Juillet	29	6 827	1 225	5 602	82
Août	48	3 790	1 667	2 123	56
Septembre	26	3 218	1 560	1 658	52
Octobre	50	3 602	0	3 602	100
Novembre	126	3 705	0	3 705	100
Décembre	84	4 142	0	4 142	100
Janvier	64	4 264	0	4 264	100
Février	67	3 835	0	3 835	100
<i>Minimum</i>	<i>12</i>	<i>3 001</i>	<i>0</i>	<i>1 658</i>	<i>52</i>
<i>Maximum</i>	<i>185</i>	<i>6 827</i>	<i>1 667</i>	<i>5 602</i>	<i>100</i>
Totaux	766	48 239	6 122	42 117	87

II.1.3 Coefficient de ruissellement de la toiture et efficacité globale du système

Le calcul du coefficient de ruissellement est présenté par l'Équation V-5. Ce coefficient permet d'apprécier les pertes dues au ruissellement et fonction du matériau du toit, ainsi que les pertes qui ont pu avoir lieu avant la cuve, comme par exemple des éclaboussures ou des débordements de gouttières. Le calcul de l'efficacité globale du système est présenté par l'Équation V-6. Elle permet de rapporter le volume d'eau de pluie utilisé pour les usages, au volume qui était théoriquement disponible.

Équation V-5. Calcul du coefficient de ruissellement de la toiture

$$C_f = \frac{Vc_t}{P_t \cdot 10^{-3} \times A} \quad \text{avec} \quad Vc_t = W_t - M_t + O_t$$

- C_f (roof runoff coefficient) est le coefficient de ruissellement de la toiture
- Vc_t (total volume counted) est le volume total d'eau de pluie compté en m^3
- W_t (total water) est le volume total délivré pour l'alimentation des chasses d'eau en m^3
- M_t (total mains water) est le volume total d'appoint en eau du réseau d'eau public en m^3
- O_t (total overflow) est le volume total déversé au trop-plein de la cuve en m^3
- P_t (precipitation) est la pluviométrie totale en mm
- A (area) est la surface de la toiture en m^2

Équation V-6. Calcul de l'efficacité globale du système

$$OE = \frac{Vu_t}{P_t \cdot 10^{-3} \times A} \quad \text{avec} \quad Vu_t = W_t - M_t$$

- OE (overall efficiency) est l'efficacité globale du système
- Vu_t (total volume used) est le volume total d'eau de pluie utilisé en m^3
- W_t (total water) est le volume total délivré pour l'alimentation des chasses d'eau en m^3
- M_t (total mains water) est le volume total d'appoint en eau du réseau d'eau public en m^3
- P_t (precipitation) est la pluviométrie totale en mm
- A (area) est la surface de la toiture en m^2

Un bilan volumique a été réalisé sur la période d'avril 2009 à fin février 2010. En effet, il est possible de calculer le volume total ruisselé sur la toiture pendant l'année en multipliant la surface du toit par la pluviométrie mesurée, soit $150 m^3$ entrant dans le système. Le volume total compté est de $76 m^3$. Le rapport du volume compté sur le volume ruisselé conduit à un coefficient de pertes moyen sur l'année de 0,5. Cette valeur est faible pour une toiture en tuiles. En effet, d'après la littérature le coefficient de ruissellement d'une toiture en tuiles en pente est compris entre 0,8 et 0,9 (Lee and Visscher, 1996; Gromaire-Mertz, 1998; Fewkes, 1999). En fait, le pas de temps de cinq minutes utilisé pour la mesure du trop-plein s'est révélé être inadapté car trop long. Ainsi, le volume évacué par le trop-plein de la cuve a été surestimé, ce qui conduit à une sous estimation de la valeur du coefficient de ruissellement.

Le volume d'eau de pluie consommé pour l'alimentation des chasses d'eau comparé au volume total théoriquement ruisselé sur la toiture conduit à une efficacité globale du système de 26 %. En fait, il a été constaté que les pluies inférieures à 2 mm ne donnaient pas lieu à un ruissellement sur la toiture. De plus, sur le système de récupération étudié, le filtre dégrilleur en entrée de la cuve est rétrolavé automatiquement une fois par semaine. La fréquence de nettoyage est indépendante de la météo. Ainsi, si une pluie a lieu juste après le nettoyage entraînant un colmatage du filtre par des feuilles (Figure V-18), celui-ci restera colmaté jusqu'au rétrolavage suivant. Or, le ruissellement sur ce site entraîne beaucoup de feuilles car il y a de nombreux arbres à proximité. Ce colmatage peut pénaliser la quantité d'eau de pluie

récupérée en aval de la toiture. Ainsi, la maintenance du système est importante pour maintenir son efficacité.

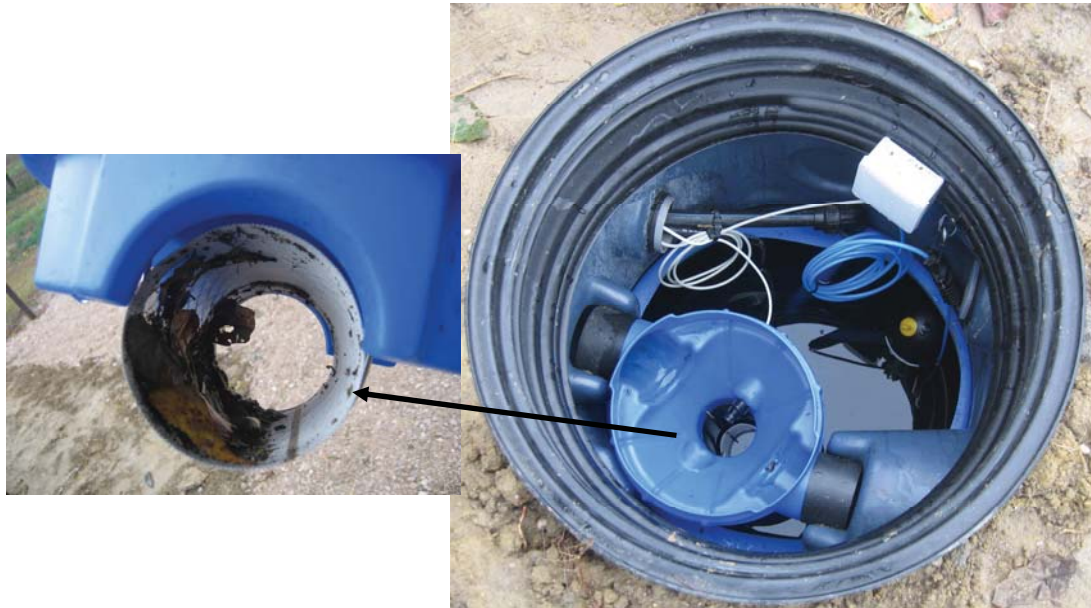


Figure V-18. Colmatage du filtre dégrilleur en entrée de la cuve du site 1

II.1.4 Volume mort de la cuve

Les pluviométries journalières et le volume d'eau stocké dans la cuve sont présentés sur la Figure V-19. Lorsque le système bascule sur l'appoint en eau par le réseau d'eau public, le volume résiduel est d'environ 1 100 L. Ce volume non disponible pour le stockage est non négligeable puisqu'il représente 20 % du volume théorique de la cuve. Il est donc important de bien distinguer le volume réellement disponible pour le stockage des eaux de pluies et le volume théorique annoncé commercialement.

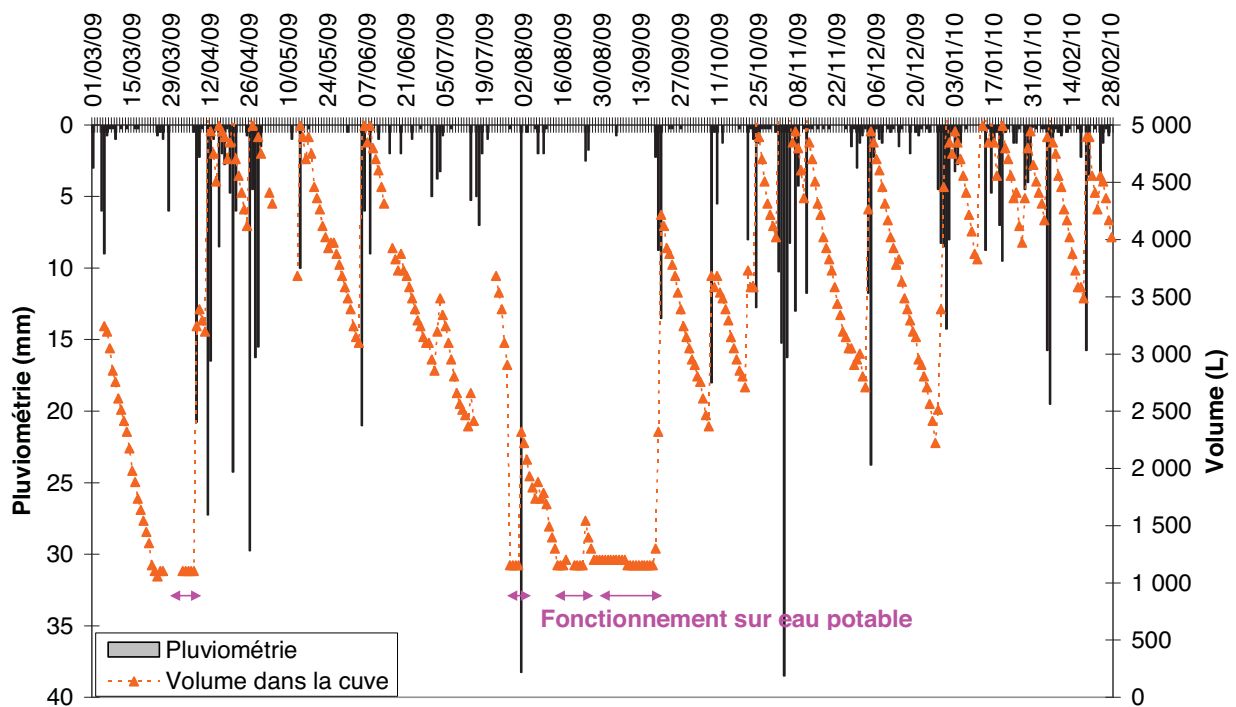


Figure V-19. Pluviométrie journalière et volume d'eau dans la cuve pour le site 1

II.2 Bâtiment collectif avec cuve de 30 m³

II.2.1 Besoins journaliers en eau pour l'alimentation des chasses d'eau

Les besoins journaliers en eau pour l'alimentation des huit chasses d'eau du deuxième site sont présentés par le Tableau V-6 et la Figure V-20. Les consommations du bâtiment reflètent la fréquentation des locaux. Ainsi, les consommations sont très différentes selon la période considérée : jours ouvrés, week-end, jours fériés ou périodes de vacances. La consommation moyenne en semaine est de l'ordre de 1,1 m³.

Suite à la contamination du système par un biofilm durant la période estivale, plusieurs nettoyages des systèmes de chasses d'eau ont été nécessaires. Les opérations de démontage et remontage ont entraîné des dysfonctionnements et des consommations excessives d'eau au mois de juillet et d'août.

Tableau V-6. Besoins journaliers en eau pour l'alimentation des chasses d'eau sur le site 2

	n	Consommation journalière (L)		
		Minimum	Maximum	moyenne
Week-end	106	0	187	37
Jours fériés	3	35	195	104
Périodes de vacances	25	0	4 043 (337)	345 (191)
Jours ouvrés	232	85	19 040 (5 795)	1 279 (1 136)

→ Les valeurs entre parenthèses correspondent aux consommations, celles dues aux mauvais fonctionnements des chasses d'eau en période estivale ayant été écartées.

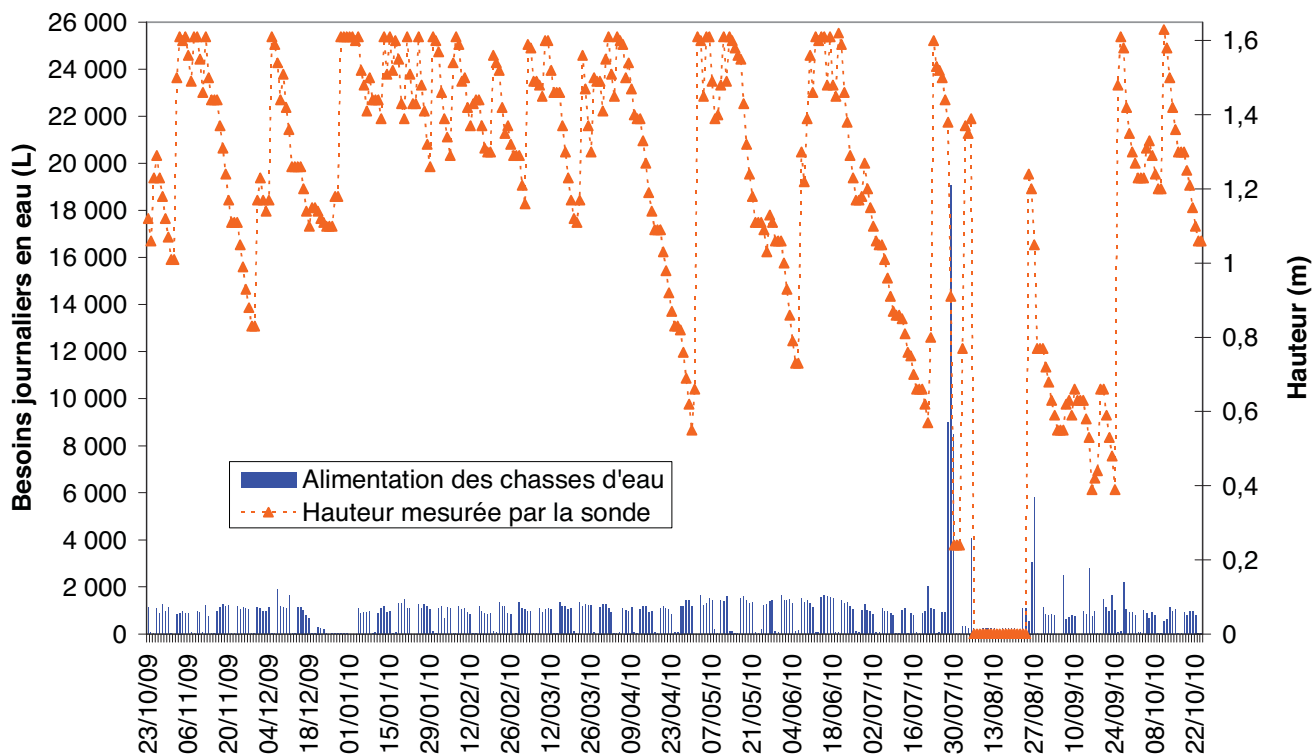


Figure V-20. Besoins journaliers en eau pour l'alimentation des huit chasses d'eau du site 2

II.2.2 Taux de satisfaction des besoins en eau

Le suivi volumique du bâtiment collectif a été réalisé de novembre 2009 à octobre 2010. Cette période correspond à une pluviométrie de 721 mm répartie sur 168 jours de pluie dont 39 % présentaient des pluies inférieures à 2 mm.

Les résultats du calcul du taux de satisfaction des besoins en eau mensuels sont présentés dans le Tableau V-7. Un appoint en eau potable du réseau d'eau public n'a été nécessaire qu'au mois de juillet à cause des mauvais fonctionnements des chasses d'eau à cette période. Le taux de satisfaction des besoins est globalement de 100 %. Durant l'année d'étude, 311 m³ d'eau ont été nécessaires pour satisfaire les besoins pour l'alimentation des huit chasses d'eau. Cette consommation a pu être assurée par 296 m³ d'eau de pluie collectés et le complément par de l'eau provenant du réseau d'eau public. Le taux de satisfaction des besoins en eau annuel correspondant est de 95 %.

Tableau V-7. Taux de satisfaction des besoins en eau sur le site 2 de novembre 2009 à octobre 2010

Mois	Pluviométrie (mm)	Besoins en eau (L)	Appoint en eau du réseau (L)	Eau de pluie consommée (L)	Taux de satisfaction des besoins en eau (%)
Novembre	72	21 038	0	21 038	100
Décembre	52	16 784	0	16 784	100
Janvier	50	22 139	0	22 139	100
Février	30	20 699	0	20 699	100
Mars	32	26 513	0	26 513	100
Avril	18	23 604	0	23 604	100
Mai	136	26 640	0	26 640	100
Juin	149	30 363	0	30 363	100
Juillet	25	55 079	14 483	40 596	74
Août	22	21 621	57	21 564	100
Septembre	41	25 640	0	25 640	100
Octobre	91	20 522	0	20 522	100
<i>Minimum</i>	<i>18</i>	<i>16 784</i>	<i>0</i>	<i>16 784</i>	<i>74</i>
<i>Maximum</i>	<i>149</i>	<i>55 079</i>	<i>14 483</i>	<i>40 596</i>	<i>100</i>
TOTAUX	721	310 642	14 540	296 082	95

II.2.3 Coefficient de ruissèlement de la toiture et efficacité globale du système

Un bilan volumique a été réalisé sur la période de décembre 2009 à fin octobre 2010. En effet, il est possible de calculer le volume total ruisselé sur la toiture pendant l'année en multipliant la surface du toit par la pluviométrie mesurée, soit 1 062 m³ entrant dans le système. Le volume total compté est de 1 015 m³. Le rapport du volume compté sur le volume ruisselé conduit à un coefficient de pertes moyen sur l'année de 0,96. Cette valeur est élevée mais compatible avec les ordres de grandeur rencontrés dans la littérature (Lee and Visscher, 1996; Gromaire-Mertz, 1998). Néanmoins, le pas de temps de cinq minutes utilisé pour la mesure du trop-plein n'a permis qu'une estimation des volumes d'eau surversés au trop-plein de la cuve, d'où une incertitude importante sur cette valeur. Le volume d'eau de pluie consommé pour l'alimentation des chasses d'eau comparé au volume total théoriquement ruisselé sur la toiture conduit à une efficacité globale du système de 25 %. Globalement, les pluies inférieures à 2 mm ne donnaient pas lieu à une augmentation du niveau d'eau dans la cuve. Sur ce site, le filtre dégrilleur en entrée de cuve est surdimensionné et son nettoyage a été assuré une fois par mois. Il n'a pas été colmaté durant l'étude.

II.2.4 Volume mort de la cuve

Les pluviométries journalières et le volume d'eau stocké dans la cuve sont présentés sur la Figure V-21. Lorsque le système bascule sur l'appoint en eau par le réseau d'eau public, le volume résiduel est d'environ 2 500 L. Ce volume non disponible pour le stockage représente 8 % du volume théorique de la cuve.

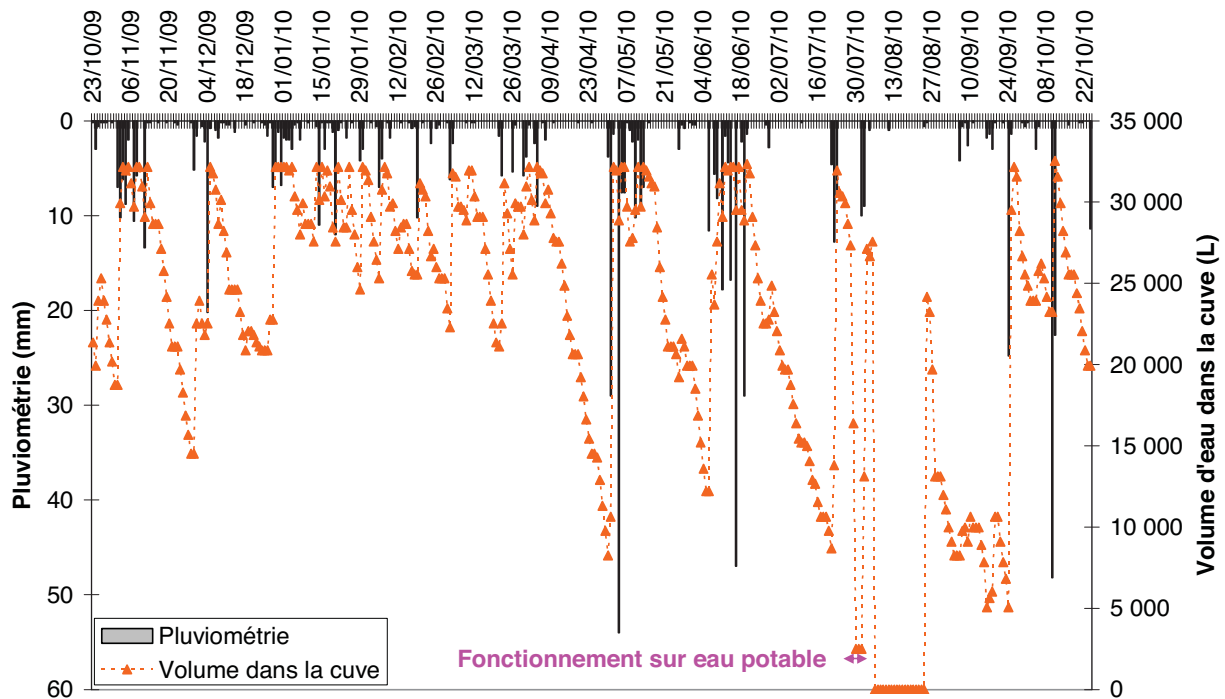


Figure V-21. Pluviométrie journalière et volume d'eau dans la cuve pour le site 1

II.3 Conclusions

Cette étude a permis de suivre pendant un an les volumes consommés par deux installations de récupération des eaux de pluie à deux échelles différentes : celle d'une maison individuelle et celle d'un bâtiment collectif. Les eaux de pluie collectées étaient réutilisées dans l'habitat pour l'alimentation des chasses d'eau.

Les eaux de pluie collectées n'ont pas permis de couvrir totalement les besoins en eau de la maison individuelle. Un recours au réseau d'eau public a donc été nécessaire à plusieurs reprises au cours de l'année. La quasi-totalité des besoins en eau du bâtiment collectif a été satisfaite grâce à la récupération d'eau de pluie.

Les retours d'expériences disponibles grâce à ces deux études de cas sont résumés ci-après. Tout d'abord, la bascule du système de pompage sur un réservoir d'appoint a lieu lorsque le niveau d'eau dans la cuve atteint un niveau minimum. Cela se traduit par la présence d'un volume mort qui est non négligeable sur la maison individuelle. Ensuite, sur les deux sites, des dysfonctionnements des chasses d'eau ont été à l'origine de fuites. La démarche de récupération des eaux de pluie vise à économiser la ressource, il convient donc de l'associer à une vigilance vis-à-vis des fuites. Enfin, un entretien régulier du système, notamment le nettoyage du dégrilleur, est nécessaire afin de ne pas pénaliser les capacités de récupération et donc l'efficacité globale du système.

III MODELISATION

III.1 Présentation du modèle

Un modèle simple permettant de reproduire le comportement d'une cuve de récupération et de réutilisation des eaux de pluie a été développé sous MS Excel. Il s'agit d'un modèle au pas de temps journalier. Pour s'affranchir du paramètre hauteur d'eau minimum entraînant la bascule sur l'appoint en eau potable, le modèle repose sur le volume d'eau disponible dans la cuve. Les informations nécessaires sont le volume de stockage maximum (T_{max}), la surface du toit (A) et le coefficient de ruissellement (C_f). Les données d'entrée sont ensuite la pluviométrie (P_i) et les besoins en eau journaliers (W_i).

Dans la littérature, un modèle simplifié utilisant seulement un coefficient de ruissellement, donc une perte proportionnelle à la pluviométrie, a produit des résultats acceptables (Fewkes, 1999). Souvent, une perte initiale est néanmoins également prise en compte (Pratt and Parker, 1987; Fewkes, 1999). Dans cette étude, les pluies non-ruisselantes ont été écartées (P_{min}) et un terme de pertes initiales a donc été ajouté (L) pour affiner le modèle.

Une mise en équation du comportement hydraulique du système permet alors de calculer le volume ruisselé sur la toiture (R_i), le volume d'eau de pluie stocké dans la cuve (T_i), l'appoint en eau potable du réseau d'eau public réalisé (M_i), le volume surversé au trop-plein de la cuve (O_i). Des totaux sur la période simulée sont également disponibles concernant le volume d'eau de pluie consommé, le volume surversé, le volume d'appoint en eau de réseau d'eau public, le taux de couverture des besoins en eau et le nombre de jours où la cuve est « vide ». La mise en équation est présentée sur la Figure V-22 et les données d'entrées et de sorties sont illustrées par la Figure V-23.

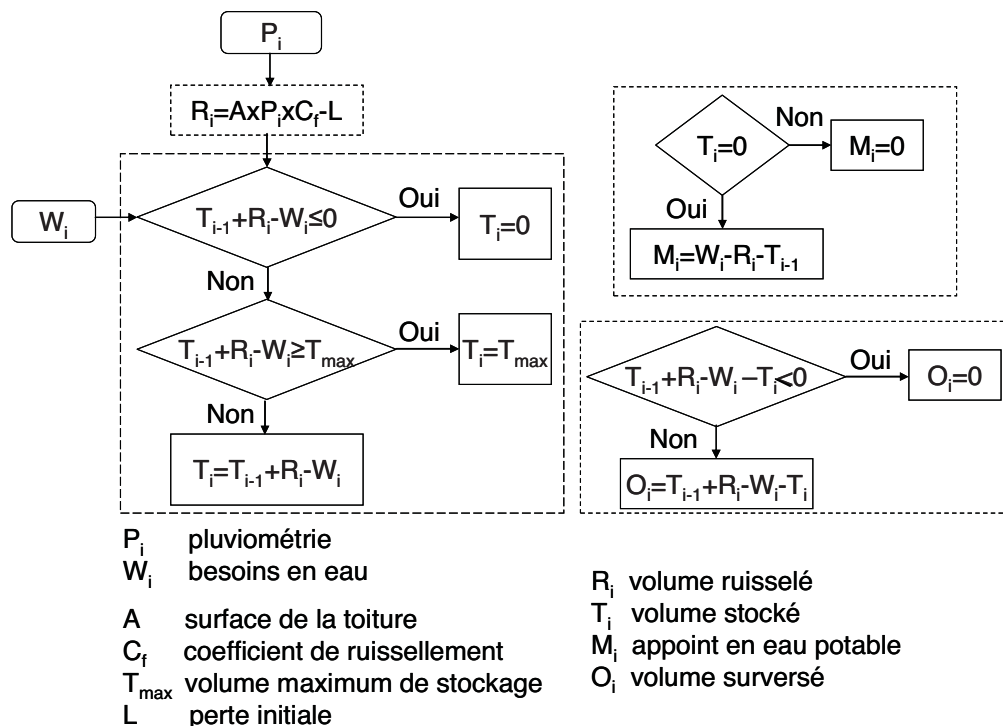


Figure V-22. Mise en équation du comportement hydraulique du système de récupération des eaux de pluie

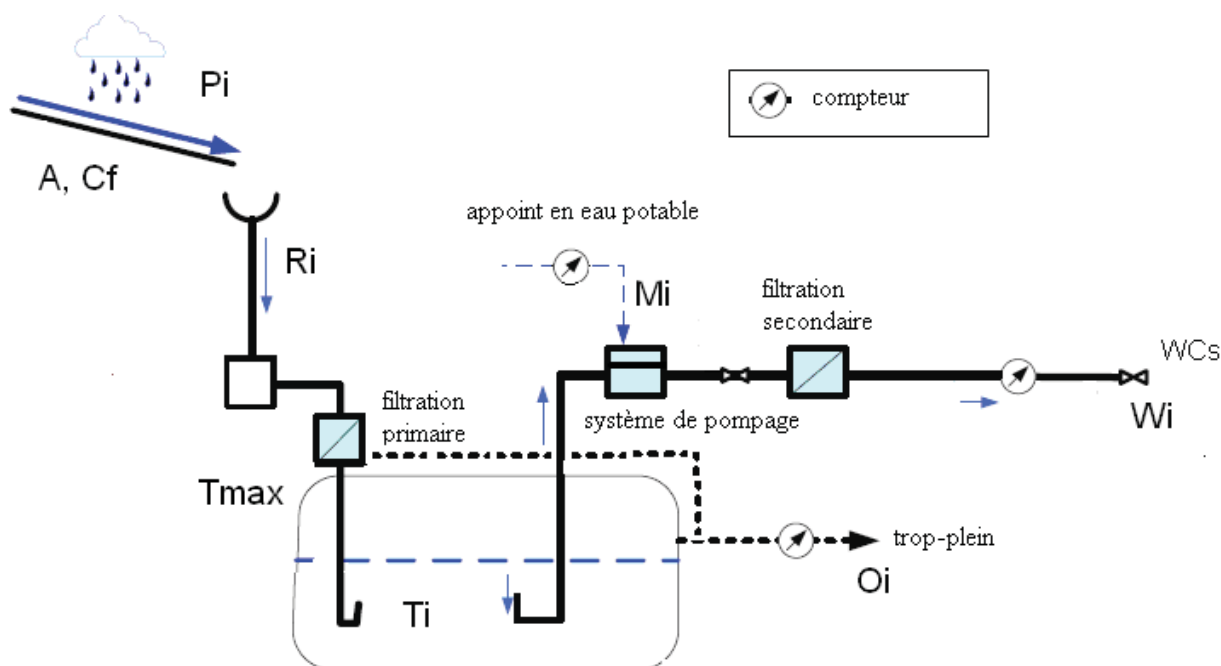


Figure V-23. Schéma récapitulatif des données d'entrées et de sorties du modèle

III.2 Validation expérimentale

III.2.1 Valeurs utilisées pour les simulations

Pour les deux sites, les données de sorties simulées ont été comparées aux valeurs mesurées expérimentalement lors des deux études de cas afin de tester la validité du modèle.

Pour réaliser la simulation, les surfaces de toiture, les besoins en eau et les pluviométries réelles ont été utilisées. Les coefficients de ruissellement ont été pris égaux à 0,9, ce qui est fréquemment rencontré dans la littérature. Les pluies inférieures à 2 mm ont été considérées comme non ruisselantes, d'où le calcul des volumes de pertes initiales en multipliant cette pluviométrie minimale par la surface de collecte. Les volumes disponibles pour le stockage des eaux de pluie ont été obtenus en soustrayant le volume mort au volume théorique. L'ensemble des valeurs utilisées pour lancer la simulation sont récapitulées dans le Tableau V-8.

Tableau V-8. Valeurs utilisées pour les simulations

	Maison individuelle	Bâtiment collectif
A	204 m ²	1 655 m ²
C _f	0,9	
P _{min}	2 mm	
L	408 L	3 310 L
T _{max}	3,848 m ³	30,027 m ³
P _i	Valeurs journalières mesurées lors des deux études de cas	
W _i		
Date de début	05/03/09	23/10/09
Date de fin	28/02/10	18/10/10

III.2.2 Maison individuelle avec cuve de 5 m³

Les principaux résultats issus de la simulation et les valeurs expérimentales correspondantes sont fournis dans le Tableau V-9. La comparaison des valeurs simulées et des valeurs expérimentales pour le volume d'eau stocké dans la cuve est présentée sur la Figure V-24.

Tableau V-9. Comparaison des totaux simulés et expérimentaux pour le site 1

Total sur la période considérée		Simulation	Expérimental
Volume d'eau de pluie consommé (m ³)	$W_t - M_t$	43	42
Volume d'appoint (m ³)	M_t	4,8	6,1
Besoins en eau (m ³)	W_t	48	48
Taux de couverture des besoins (%)	WSE	90	87
Nombre de jour où la cuve est vide (jours)		34	53

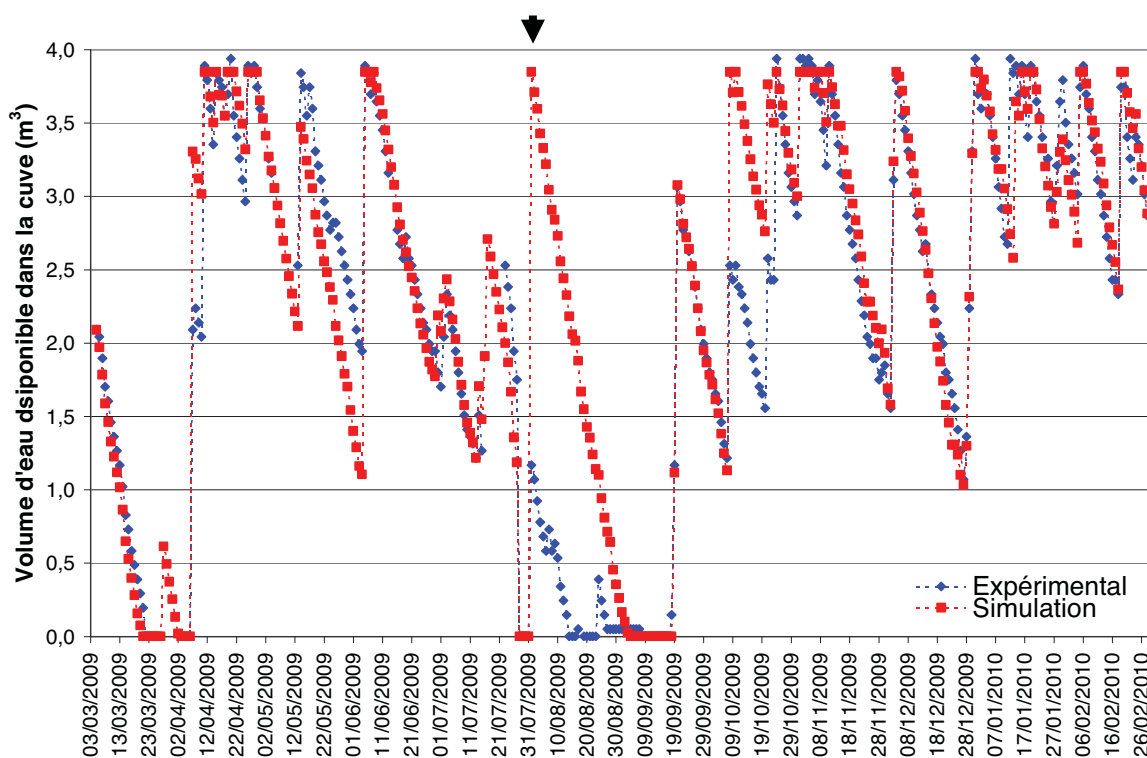


Figure V-24. Volume d'eau stocké dans la cuve du site 1 : comparaison des valeurs simulées et des valeurs expérimentales

→ Lors de l'évènement indiqué par la flèche, l'eau de pluie ruisselée a été évacuée par le trop-plein au lieu d'être stockée, en raison du colmatage du filtre dégrilleur en entrée de la cuve.

Globalement, les volumes totaux calculés sur la période de simulation sont du même ordre de grandeur que ceux mesurés expérimentalement sur le terrain. Néanmoins, les résultats prédits par le modèle restent plus optimistes que la réalité en ce qui concerne le taux de satisfaction des besoins en eau et le nombre de jours où la cuve est vide. Les volumes d'eau dans la cuve sont globalement bien représentés par le modèle. Néanmoins pour certaines pluies, les valeurs simulées sont supérieures aux valeurs expérimentales. Les écarts constatés s'expliquent par des colmatages du filtre dégrilleur, lesquels donnent lieu à un passage au trop-plein alors que la cuve n'est pas pleine.

III.2.3 Bâtiment collectif avec cuve de 30 m³

Les principaux résultats issus de la simulation et les valeurs expérimentales correspondantes sont fournis dans le Tableau V-10. La comparaison des valeurs simulées et des valeurs expérimentales pour le volume d'eau stocké dans la cuve est présentée sur la Figure V-25.

Tableau V-10. Comparaison des totaux simulés et expérimentaux pour le site 2

Total sur la période considérée		Simulation	Expérimental
Volume d'eau de pluie consommé (m ³)	$W_t - M_t$	299	293
Volume d'appoint (m ³)	M_t	8,4	14,6
Besoins en eau (m ³)	W_t	307	307
Taux de couverture des besoins (%)	WSE	97	95
Nombre de jour où la cuve est vide (jours)		6	4

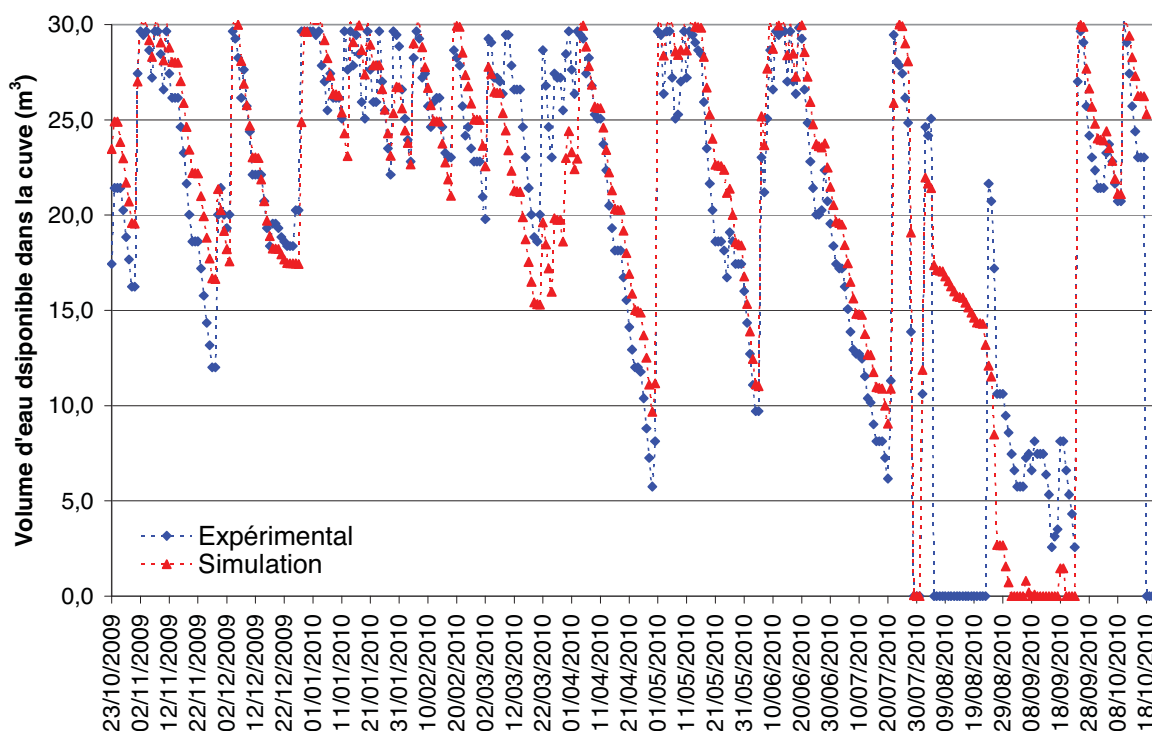


Figure V-25. Volume d'eau stocké dans la cuve du site 2 : comparaison des valeurs simulées et des valeurs expérimentales

Une bonne adéquation entre les grandeurs calculées et mesurées sur le terrain peut être soulignée. Les volumes d'eau dans la cuve sont globalement bien représentés par le modèle.

III.3 Satisfaction des besoins en eau et dimensionnement

III.3.1 Maison individuelle avec cuve de 5 m³

III.3.1.1 Simulation à long-terme

Le modèle s'étant révélé adapté à la simulation du comportement hydraulique du système de récupération – réutilisation des eaux de pluie, une simulation à long-terme a été menée pour la maison individuelle. Les pluviométries journalières mesurées par Météo France à Albi, soit à

40 km du site d'étude, pour la période 1990-2009 ont été utilisées. Pour chaque année de simulation, le comportement quant à l'utilisation des chasses d'eau de la famille occupant la maison est considéré comme identique à celui observé lors de l'étude de cas. La consommation anormale résultant d'un dysfonctionnement du flotteur de la chasse d'eau a été éliminée et remplacée par la valeur moyenne de consommation, soit 120 L. Les résultats des vingt années de simulation sont présentés dans le Tableau V-11.

Tableau V-11. Résultats de la simulation sur 20 ans pour le site 1

Année	Pluviométrie (mm)	Besoins en eau (L)	Appoint en eau du réseau (L)	Eau de pluie consommée (L)	Taux de satisfaction des besoins en eau (%)
1990	737	43 838	3 221	40 617	93
1991	695	43 838	0	43 838	100
1992	1 055	43 958	758	43 200	98
1993	819	43 838	6 050	37 788	86
1994	810	43 838	1 634	42 204	96
1995	980	43 838	0	43 838	100
1996	918	43 958	0	43 958	100
1997	641	43 838	2 543	41 295	94
1998	606	43 838	522	43 316	99
1999	886	43 838	1 023	42 815	98
2000	787	43 958	0	43 958	100
2001	586	43 838	2 799	41 039	94
2002	764	43 838	1 933	41 905	96
2003	591	43 838	5 701	38 137	87
2004	678	43 958	0	43 958	100
2005	598	43 838	2 661	41 177	94
2006	557	43 838	1 526	42 312	97
2007	630	43 838	2 472	41 366	94
2008	828	43 958	2 156	41 802	95
2009	763	43 838	1 703	42 135	96
<i>Minimum</i>	557	43 838	0	37 788	86
<i>Maximum</i>	1055	43 958	6 050	43 958	100
TOTAUX	14 928	877 360	36 702	840 658	96

Le taux de satisfaction des besoins en eau annuel varie entre 85 et 100 %. La simulation sur vingt ans montre que 829 m³ d'eau potable peuvent être substitués par de l'eau de pluie, ce qui correspond à une moyenne de 42 m³ par an. Or, la consommation annuelle d'eau d'un français est de 137 L par jour soit 50 m³ par an (CIEau, 2010). Ainsi, l'utilisation d'une installation de récupération des eaux de pluie et leur réutilisation pour l'alimentation des chasses d'eau permet de substituer 21 % de l'eau domestique utilisée pour le foyer étudié.

III.3.1.2 Dimensionnement de la cuve

Les taux de satisfaction des besoins en eau en fonction de différents volumes de stockage disponibles ont été calculés à l'aide du modèle. Dans un premier temps, les besoins en eau mesurés sur l'année de suivi expérimentale ont été utilisés. Dans un second temps, cette même série de mesure a été corrigée en supprimant la consommation anormale due au dysfonctionnement de la chasse d'eau. Enfin, les taux de satisfaction des besoins en eau issus

de la simulation sur vingt années consécutives ont permis de vérifier la pertinence des valeurs obtenues. Les résultats sont représentés sur la Figure V-26.

Le taux de satisfaction des besoins en eau augmente avec le volume de stockage disponible jusqu'à atteindre une asymptote. Il a été considéré que le volume de stockage optimal était atteint lorsqu'une augmentation du taux de satisfaction des besoins en eau devenait inférieure à 1 % pour une augmentation du volume disponible de 0,5 m³. Avec ce critère, un taux de satisfaction des besoins en eau de 97 % peut-être atteint pour un volume de stockage de 6,5 m³, et de 5 m³ si la fuite est éliminée. La simulation longue durée confirme cette valeur. Il est évident que la fuite pénalise les performances du système.

Le volume théorique de la cuve mise en place sur le premier site est de 5 m³. Cette cuve est donc apparemment adaptée pour l'alimentation des chasses d'eau d'une famille moyenne. Néanmoins, du fait de la présence d'un volume mort non négligeable, 20 % du volume théorique ne sont en réalité pas disponibles pour le stockage des eaux de pluie. Pour un volume réellement disponible de 3,85 m³, le taux de satisfaction des besoins en eau est diminué. Il est donc important de prendre en compte le volume mort inhérent à la conception de certains systèmes lors du dimensionnement des cuves de récupération des eaux de pluie.

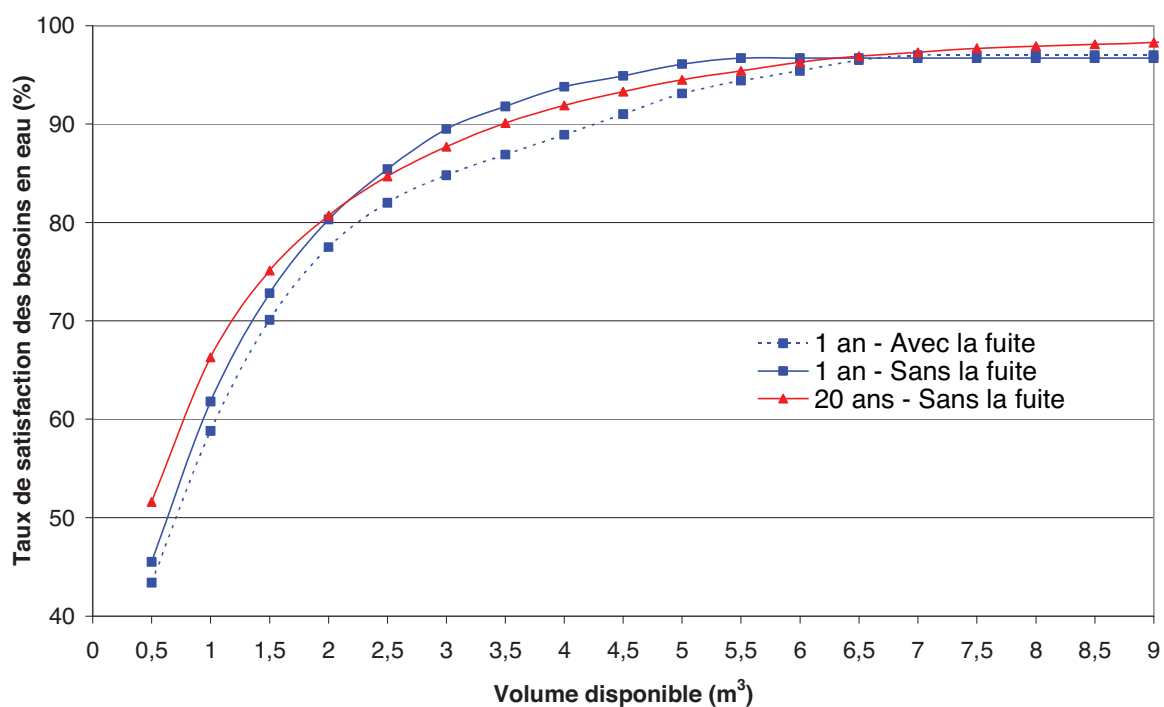


Figure V-26. Taux de satisfaction des besoins en eau en fonction du volume de stockage disponible sur le site 1

III.3.2 Bâtiment collectif avec cuve de 30 m³

La variation du taux de satisfaction des besoins en eau en fonction du volume de stockage disponible est présentée sur la Figure V-27.

En considérant le même critère que précédemment, un taux de satisfaction des besoins en eau de 90 % peut être atteint pour un volume de stockage de 21 m³. Le volume mort de cette cuve représente 8 % du volume théorique voisin de 32 m³, soit un volume réellement disponible pour le stockage des eaux de pluie de 30 m³. Le volume de la cuve installée sur le bâtiment

collectif est donc surestimé par rapport aux usages qui sont l'alimentation des chasses de huit chasses d'eau.

Ce surdimensionnement ajouté à la faible fréquentation des locaux du bâtiment durant la période estivale a sans doute contribué à la dégradation de la qualité de l'eau durant l'été et à la contamination du système par un biofilm.

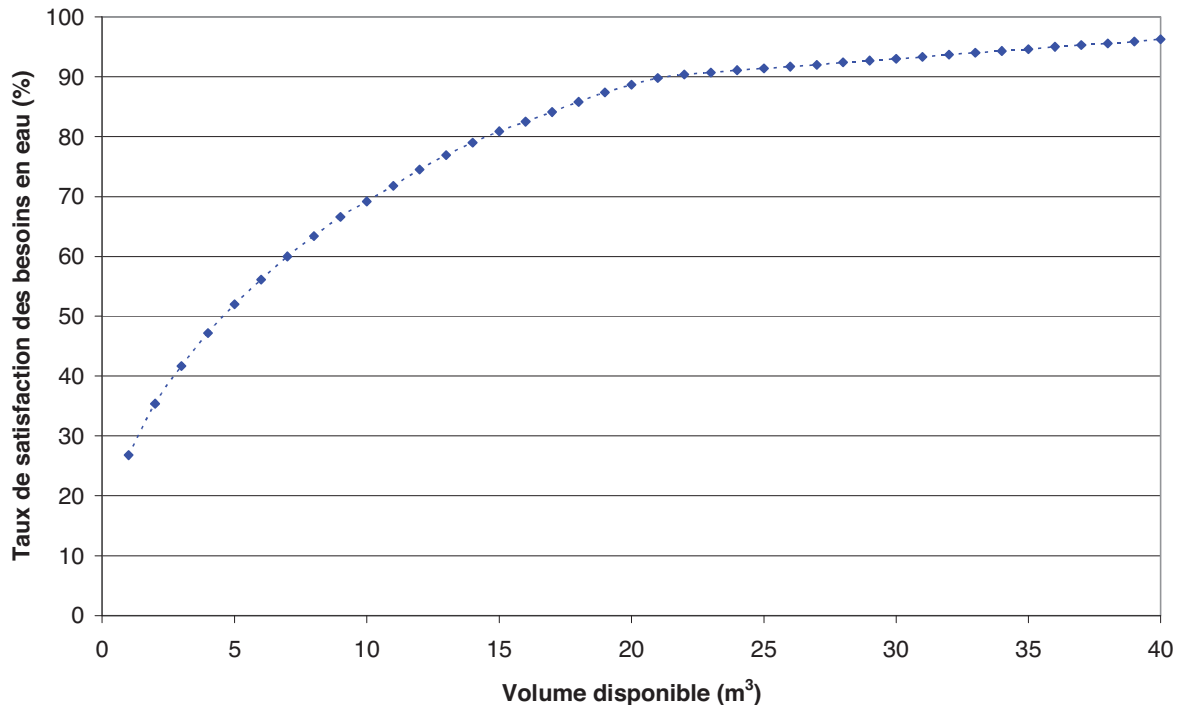


Figure V-27. Taux de satisfaction des besoins en eau en fonction du volume de stockage disponible sur le site 2

III.4 Conclusions

Le comportement hydraulique des systèmes de récupération d'eau de pluie a été modélisé sous forme d'équations. Ce modèle réalisé sous MS Excel a été validé à l'aide des données expérimentales issues des deux études de cas. Il a ensuite été utilisé pour discuter le dimensionnement des deux cuves mises en place. Il est, en effet, important d'optimiser la taille de la cuve pour limiter le temps de stockage des eaux de pluie d'une part et ne pas pénaliser la rentabilité économique de l'installation d'autre part.

Concernant les deux installations étudiées, un volume de stockage de 5 m³ apparaît adapté à la maison individuelle. Néanmoins, il convient de distinguer volume de cuve commercial et volume réellement disponible pour le stockage des eaux de pluie. La cuve installée sur le bâtiment collectif est surdimensionnée par rapport aux usages. Un volume de 21 m³ permettrait en effet un meilleur compromis entre investissement et taux de satisfaction des besoins en eau.

CONCLUSION

Les deux systèmes de récupération des eaux de pluie en aval de toitures à deux échelles différentes ont fait l'objet d'un suivi des volumes collectés et consommés pour l'alimentation des chasses d'eau durant une année de fonctionnement. Des équipements de mesure spécifiques ont pour cela dû être mis en place.

Les caractéristiques des deux études de cas réalisées et les principaux résultats associés sont résumés dans le Tableau V-12. Ces valeurs expérimentales ont servi de support à la réalisation d'une évaluation économique (annexe III).

Tableau V-12. Principaux résultats du suivi volumique des deux sites

	Maison individuelle	Bâtiment collectif
Surface de collecte	204 m ²	1 655 m ²
Volume de la cuve	5 m ³	30 m ³
Nombre de chasses d'eau alimentées	2	8
Occupation	4 personnes	~ 60 personnes
Besoins en eau	48 m ³	311 m ³
Volume d'eau potable substitué par de l'eau de pluie	43 m ³	296 m ³
Taux de couverture des besoins en eau	87 %	95 %

Un modèle de simulation du fonctionnement hydraulique des systèmes de récupération des eaux de pluie a été développé et validé avec les données acquises sur site. Dans cette étude, les pluies non-ruisselantes ont été écartées, et le modèle comprend un terme de pertes proportionnelles et un terme de pertes initiales.

La comparaison des grandeurs expérimentales et simulées a permis de mettre en évidence l'importance de l'entretien de ces types de système pour ne pas pénaliser leurs rendements. Il est également important de noter la présence d'un volume mort dans les cuves de récupération, dû au système de bascule sur un réservoir d'appoint, nécessaire à la continuité de service.

Les variations du taux de satisfaction des besoins en eau sur les vingt dernières années ont été simulées pour la maison individuelle, à l'aide des pluviométries journalières. Ce taux vaut 96 % sur vingt ans, et varie entre 86 et 100 % selon l'année considérée.

La variation du taux de satisfaction des besoins en eau en fonction du volume de stockage disponible a été évaluée pour les deux échelles étudiées. Ce taux augmente avec le volume de stockage disponible jusqu'à atteindre une asymptote. Cette étude permet de visualiser l'optimum entre taux de satisfaction des besoins en eau et volume de la cuve de stockage, qui est directement lié au coût.

PARTIE VI
EVALUATION D'IMPACT
ENVIRONNEMENTAL

SOMMAIRE DE LA SIXIEME PARTIE

I	L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE (ACV)	170
I.1	DEFINITION.....	170
I.2	METHODOLOGIE	171
II	DEFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP DE L'ETUDE	172
II.1	PRINCIPE.....	172
II.2	ACV 1 : COMPARAISON DE DEUX SYSTEMES DE RECUPERATION DES EAUX DE PLUIE POUR L'ALIMENTATION DES CHASSES D'EAU A DEUX ECHELLES DIFFERENTES	172
II.2.1	<i>Objectifs et systèmes comparés</i>	172
II.2.2	<i>Unité fonctionnelle</i>	172
II.2.3	<i>Périmètre d'analyse et scénarios</i>	172
II.2.4	<i>Arbre des processus</i>	173
II.3	ACV 2 : COMPARAISON DE L'UTILISATION D'EAU DE PLUIE AVEC L'UTILISATION DE L'EAU DU RESEAU PUBLIC A L'ECHELLE DE LA MAISON INDIVIDUELLE	175
II.3.1	<i>Objectifs et systèmes comparés</i>	175
II.3.2	<i>Unité fonctionnelle</i>	175
II.3.3	<i>Périmètre d'analyse et scénarios</i>	175
II.3.4	<i>Arbre des processus</i>	176
III	INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE	177
III.1	PRESENTATION DE LA DEMARCHE	177
III.1.1	<i>Données d'intrants</i>	177
III.1.2	<i>Données d'émissions et d'extractions</i>	177
III.1.3	<i>Résultat de l'inventaire</i>	177
III.1.4	<i>Qualité des données</i>	177
III.2	ACV 1 : INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE DE LA RECUPERATION DES EAUX DE PLUIE POUR L'ALIMENTATION DES CHASSES D'EAU A DEUX ECHELLES DIFFERENTES	180
III.2.1	<i>Inventaire des données d'intrants</i>	180
III.2.2	<i>Résultat de l'inventaire</i>	180
III.3	ACV 2 : INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE DE LA PRODUCTION D'EAU POTABLE POUR L'ALIMENTATION DE LA MAISON INDIVIDUELLE.....	181
III.3.1	<i>Inventaire des données d'intrants</i>	181
III.3.2	<i>Résultat de l'inventaire</i>	181
IV	EVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	182
IV.1	PRINCIPE.....	182
IV.2	PRESENTATION DES METHODES D'ANALYSE DE L'IMPACT	183
V	RESULTATS ET INTERPRETATIONS	185
V.1	ACV 1 : COMPARAISON DE DEUX SYSTEMES DE RECUPERATION DES EAUX DE PLUIE POUR L'ALIMENTATION DES CHASSES D'EAU A DEUX ECHELLES DIFFERENTES	185
V.1.1	<i>Comparaison des systèmes</i>	185
V.1.2	<i>Contribution des processus élémentaires aux catégories de dommages</i>	189
V.1.3	<i>Contribution des processus unitaires aux catégories d'impacts intermédiaires</i>	190
V.2	ACV 2 : RESULTATS COMPARATIFS POUR LA SUBSTITUTION DE L'EAU DU RESEAU PUBLIC PAR DE L'EAU DE PLUIE	193
V.2.1	<i>Comparaison des systèmes</i>	193
V.2.2	<i>Contribution des opérations unitaires aux catégories d'impacts intermédiaires</i>	194
	CONCLUSION	196

L'objectif de cette partie est d'évaluer les impacts environnementaux potentiels des deux installations de récupération des eaux de pluie pour l'alimentation des chasses d'eau présentées précédemment.

Ce bilan s'inscrit dans une démarche de type « Analyse de Cycle de Vie » (ACV) attributionnelle qui est une méthode de diagnostic environnemental fondé sur un inventaire des intrants et des rejets vers les différents compartiments environnementaux occasionnés par la production d'un bien ou d'un service.

D'une part, deux échelles différentes ont été comparées : celle de la maison individuelle et celle du bâtiment collectif. D'autre part, l'utilisation d'eaux de pluie pour l'alimentation des chasses d'eau a été comparée à l'utilisation d'eau du réseau d'eau public à l'échelle de la maison individuelle.

Ce chapitre est organisé en cinq parties. La première rappelle ce qu'est une ACV, les trois parties suivantes décrivent la méthodologie utilisée et la dernière partie présente les résultats d'évaluation.

I L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE (ACV)

I.1 Définition

Les effets environnementaux des produits (ou services) doivent être considérés depuis l'extraction des matières premières jusqu'à la fin de vie (stockage ultime des déchets). C'est l'objet de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) qui permet une approche globale dite « du berceau à la tombe » (Figure VI-1).

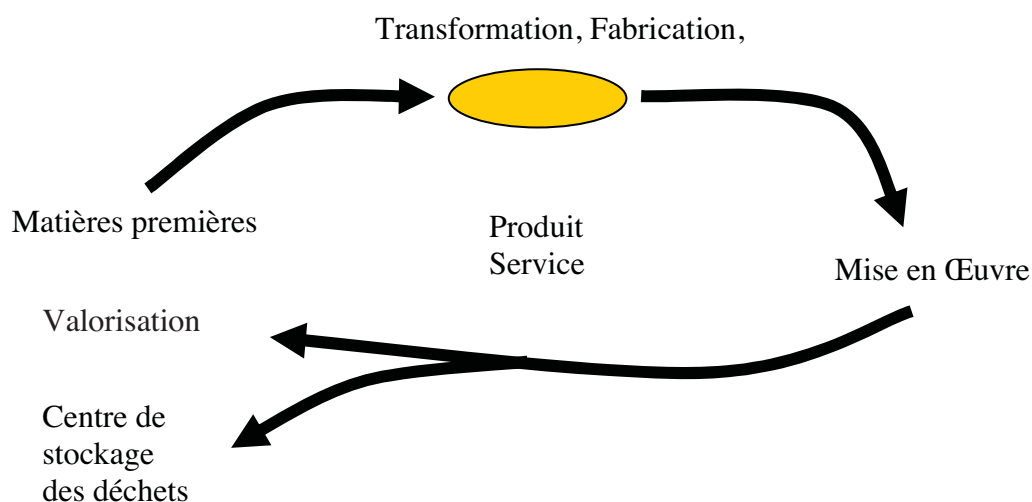


Figure VI-1. Méthode de l'ACV « du berceau à la tombe »

L'ACV est une méthode de référence pour l'évaluation environnementale multicritère d'un produit ou service. Elle a l'avantage d'éviter les déplacements de pollution car un cycle complet est considéré.

L'ACV est un outil d'aide à la décision : il permet d'évaluer les points faibles et les points forts de différentes alternatives. L'ACV peut être utilisée pour de nombreuses applications : création de labels, démarche d'éco-conception, optimisation de logistique, diminution de la consommation d'énergie, diminution de la consommation de matières premières (Gabrielle and Gagnaire, 2007; Suer and Andersson-Sköld, 2011).

I.2 Méthodologie

La méthode employée est inspirée de la méthodologie préconisée par le Society of Environment Toxicology Chemistry (SETAC). Elle s'appuie sur les normes européennes NF EN ISO 14040 (AFNOR, octobre 2006a) qui décrit les principes et cadres de l'ACV et NF EN ISO 14044 (AFNOR, octobre 2006b) qui explicite les exigences et lignes directrices de l'ACV.

Une ACV comprend quatre étapes (Figure VI-2).

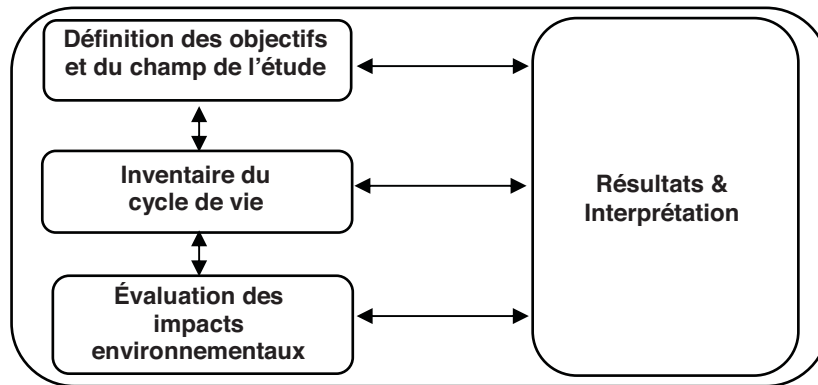


Figure VI-2. Différentes étapes de l'analyse de cycle de vie, d'après AFNOR, octobre 2006a

La définition des objectifs permet de poser le problème avec précision. **L'étape d'inventaire** permet de dresser un tableau détaillé des entrées de matières premières et d'énergies utilisées par le système, et des rejets solides, liquides ou gazeux en sortie. **L'analyse des impacts** a pour objectif de relier les émissions répertoriées en entrée et en sortie aux problèmes environnementaux réels. **L'interprétation** permet d'interpréter les résultats obtenus dans chacune des phases précédentes et d'évaluer les incertitudes.

II DEFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP DE L'ETUDE

II.1 Principe

Cette première phase de l'ACV permet de poser le problème, de définir les objectifs et le champ de l'étude. Elle analyse ensuite l'unité fonctionnelle définie par la norme AFNOR NF EN ISO 14040 comme « la référence à laquelle sont rapportées les quantités mentionnées sous l'inventaire » (AFNOR, octobre 2006a). Lors d'une étude comparative, il est en effet essentiel de comparer les systèmes sur la base d'une fonction commune. Il s'agit également de définir le système et de le modéliser à l'aide d'un arbre des processus. Il s'agit du diagramme des flux échangés dans le système. Il schématise chaque processus unitaire et décrit les flux reliant les modules entre eux. Enfin, cette phase précise les scénarios à étudier et les limites du système considéré.

II.2 ACV 1 : Comparaison de deux systèmes de récupération des eaux de pluie pour l'alimentation des chasses d'eau à deux échelles différentes

II.2.1 Objectifs et systèmes comparés

Une première analyse de cycle de vie a été réalisée pour comparer les performances environnementales des deux systèmes de récupération des eaux de pluie précédemment suivis afin d'étudier un éventuel effet d'échelle.

Les deux systèmes sur lesquels l'analyse environnementale a été réalisée sont donc :

- le système de récupération des eaux de pluie à l'échelle de la maison individuelle ;
- le système de récupération des eaux de pluie à l'échelle du bâtiment collectif.

Les eaux de pluie sont réutilisées dans l'habitat pour l'alimentation des chasses d'eau.

II.2.2 Unité fonctionnelle

Notre analyse calcule l'impact environnemental total de l'alimentation des chasses d'eau pour une personne pour une journée, ce qui correspond à l'utilisation de 30 L d'eau utilisable pour l'évacuation des excréta.

II.2.3 Périmètre d'analyse et scénarios

Le périmètre d'analyse comprend le système de récupération et de réutilisation des eaux de pluie (Figure VI-3).

La mise en place du système est prise en compte dans la mesure où elle correspond à une modification de l'existant. La durée de vie de l'installation est estimée à 50 ans. Son démantèlement et le devenir de déchets alors générés ne sont pas pris en compte.

Concernant le fonctionnement du système, le devenir des eaux évacuées au trop-plein ou l'assainissement des eaux ayant servi à l'évacuation des excréta n'est pas pris en compte. Les deux systèmes sont comparés sur la base d'un fonctionnement pendant 50 années consécutives.

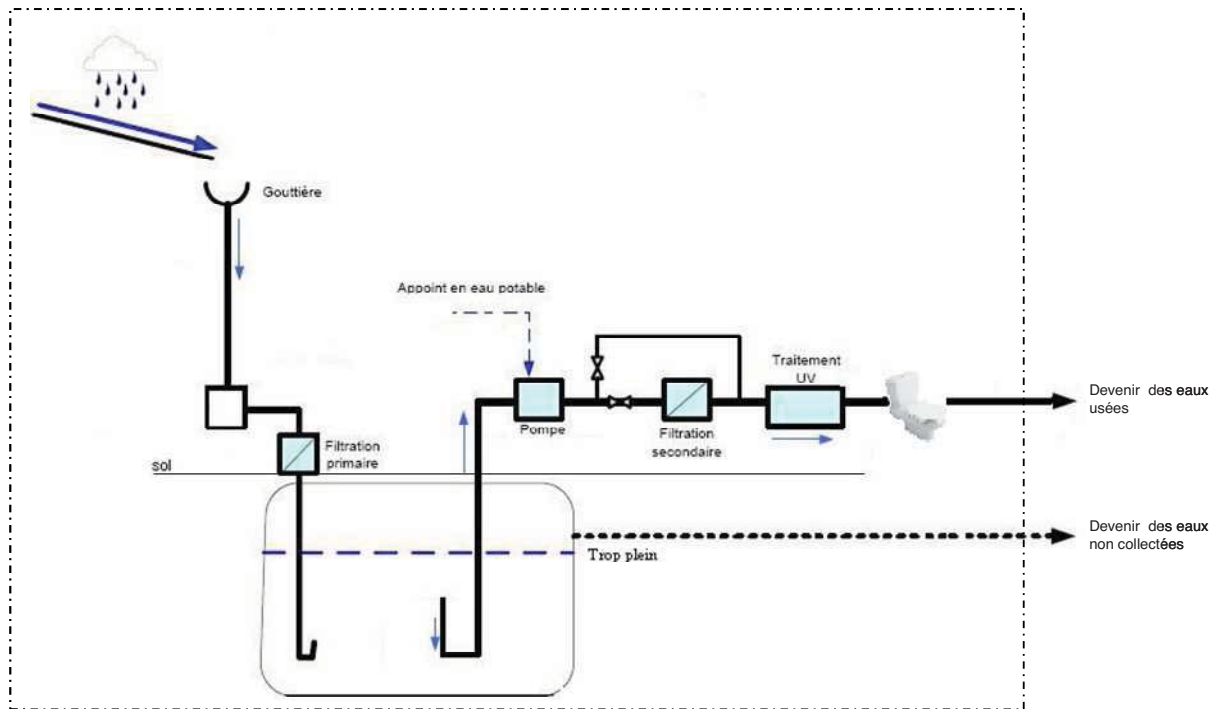


Figure VI-3. Frontières du système pour l'étude des systèmes de récupération des eaux de pluie

Cette première ACV a pour but de comparer la récupération des eaux de pluie sur la maison individuelle avec la récupération des eaux de pluie sur un bâtiment collectif en termes d'impacts environnementaux (scénarios RS et BS). Pour chaque système, des scénarios « avec infrastructures » et « sans infrastructures », « avec désinfection » et « sans désinfection » ont été étudiés (Tableau VI-1).

Tableau VI-1. Récapitulatif des scénarios étudiés pour la comparaison de deux systèmes de récupération des eaux de pluie à deux échelles différentes

Scénario	Type	Echelle	Description	
RS0	Scénario de base	Maison individuelle	Infrastructures + Fonctionnement	Avec désinfection
RS1	Scénario variante 1			Sans désinfection
RS2	Scénario variante 2		Fonctionnement	Avec désinfection
RS3	Scénario variante 3			Sans désinfection
BS0	Scénario de base	Bâtiment collectif	Infrastructures + Fonctionnement	Avec désinfection
BS1	Scénario variante 1			Sans désinfection
BS2	Scénario variante 2		Fonctionnement	Avec désinfection
BS3	Scénario variante 3			Sans désinfection

II.2.4 Arbre des processus

Deux arbres des processus ont été établis : le premier correspond à la mise en place du système de récupération des eaux de pluie donc aux « infrastructures » (Figure VI-4), le deuxième rassemble les processus élémentaires liés au fonctionnement du système (Figure VI-5). Les processus unitaires intervenant sont identiques pour les deux systèmes de récupération des eaux de pluie étudiés quelle que soit l'échelle considérée. En effet, les deux installations reposent sur le même principe de fonctionnement, mais sont de tailles différentes.

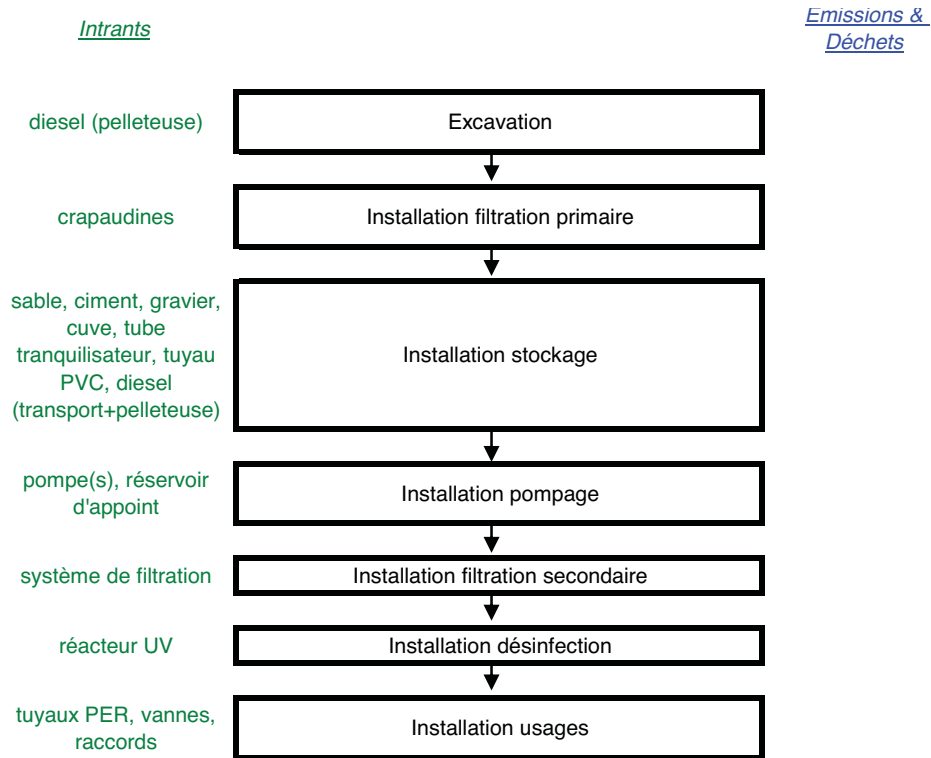


Figure VI-4. Arbre des processus de la mise en place d'un système de récupération des eaux de pluie

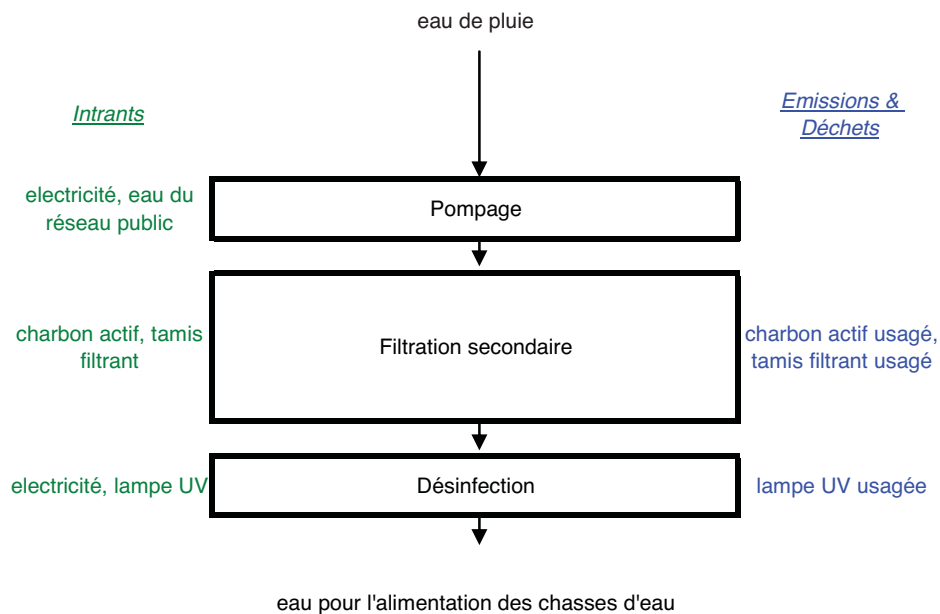


Figure VI-5. Arbre des processus du fonctionnement d'un système de récupération des eaux de pluie

II.3 ACV 2 : Comparaison de l'utilisation d'eau de pluie avec l'utilisation de l'eau du réseau public à l'échelle de la maison individuelle

II.3.1 Objectifs et systèmes comparés

Une seconde analyse de cycle de vie a été réalisée pour comparer les performances environnementales de l'utilisation d'eau du réseau public et l'utilisation d'eau provenant d'un système de récupération des eaux de pluie dans l'habitat pour l'alimentation des chasses d'eau. L'analyse environnementale a donc été effectuée sur :

- le système de récupération des eaux de pluie de la maison individuelle ;
- l'usine de production d'eau potable alimentant la maison individuelle.

II.3.2 Unité fonctionnelle

De la même manière que précédemment, notre analyse calcule l'impact environnemental total de l'alimentation des chasses d'eau pour une personne pour une journée, ce qui correspond à l'utilisation de 30 L d'eau utilisable pour l'évacuation des excréta.

II.3.3 Périmètre d'analyse et scénarios

Les hypothèses concernant le système de récupération des eaux de pluie ont déjà été présentées (paragraphe II.2.3).

Le périmètre du système est illustré par la Figure VI-6. La construction de l'usine de potabilisation et des réseaux de distribution n'a été prise en compte dans la mesure où ces infrastructures sont de toute façon existantes et où leur durée de vie est supérieure à 50 ans. L'eau potable produite est considérée comme directement utilisée pour l'alimentation des chasses d'eau. Les deux systèmes sont comparés sur la base d'un fonctionnement pendant 50 années consécutives.

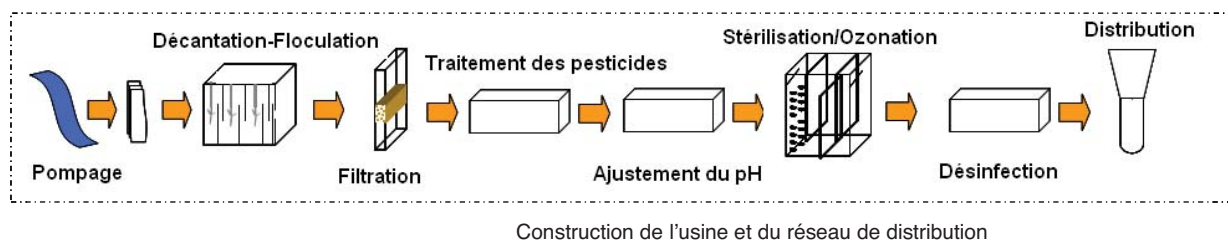


Figure VI-6. Frontières du système pour l'étude de la production d'eau potable

Cette deuxième ACV compare l'utilisation d'eau de pluie et celle d'eau potable pour l'alimentation des chasses d'eau d'une maison individuelle (scénarios RS et ES). Différents scénarios ont été étudiés pour le système de récupération des eaux de pluie : « avec infrastructures » et « sans infrastructures », « avec désinfection » et « sans désinfection » (Tableau VI-2).

Tableau VI-2. Récapitulatif des scénarios étudiés pour la comparaison du système de récupération des eaux de pluie à l'échelle de la maison individuelle et la production d'eau potable

Scénario	Type	Echelle	Description	
RS0	Scénario de base	Maison individuelle	Infrastructures + Fonctionnement	Avec désinfection
RS1	Scénario variante 1			Sans désinfection
RS2	Scénario variante 2		Fonctionnement	Avec désinfection
RS3	Scénario variante 3			Sans désinfection
ES1	Scénario de base	Usine de production d'eau potable	Fonctionnement	Sans construction de l'usine et réseaux de distribution

II.3.4 Arbre des processus

Les arbres des processus correspondant à la mise en place du système récupération d'eau de pluie et à son fonctionnement pour la maison individuelle ont déjà été présentés (Figure VI-4, Figure VI-5).

L'arbre des processus pour la production d'eau potable alimentant la maison individuelle est présenté sur la Figure VI-7.

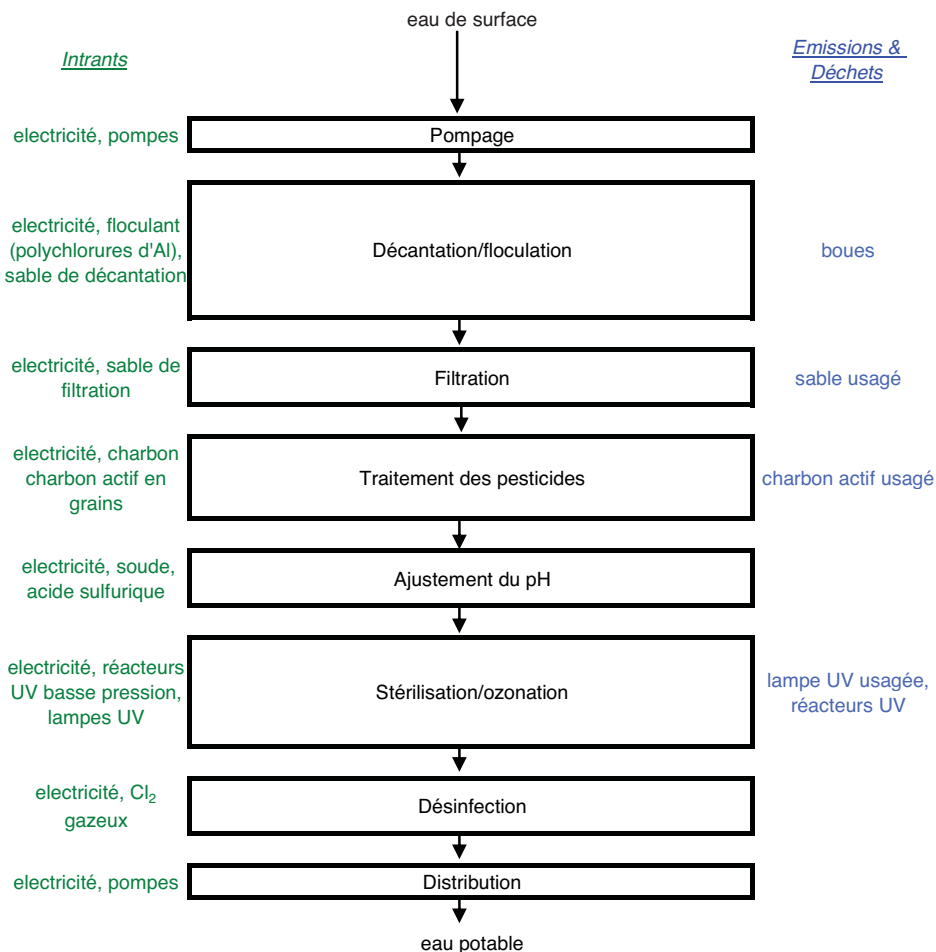


Figure VI-7. Arbre des processus de la production d'eau potable pour la maison individuelle

III INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE

III.1 Présentation de la démarche

III.1.1 Données d'intrants

Pour la réalisation de l'inventaire, l'approche processus a été utilisée. Elle consiste à calculer les flux de références correspondants aux différents processus unitaires. L'ensemble des intrants et des déchets a été répertorié lors des différentes phases du cycle de vie.

Dans un premier temps, il a fallu collecter les données. Un fichier Excel nommé « calcul d'inventaire » a été créé à cet effet pour chaque système étudié. Ces fichiers contiennent des informations brutes relatives à chaque processus unitaire du système. Ils fournissent, par exemple, la consommation de matériaux, d'électricité, de fioul ou d'autre source d'énergie, les émissions de polluants vers l'air, l'eau et le sol.

Dans un deuxième temps, les données collectées ont été normalisées. Elles sont ramenées à l'unité fonctionnelle utilisée. Le calcul se fait en utilisant les volumes annuels consommés pour l'alimentation des chasses d'eau déterminés lors des deux études de cas (Partie IV de ce manuscrit). Pour les infrastructures, les données ont également été rapportées à la durée de vie de l'installation.

Un exemple des feuilles Excel est présenté en annexe IV.

III.1.2 Données d'émissions et d'extractions

Les données d'émissions et d'extractions regroupent les quantités de substances polluantes émises ainsi que les ressources extraites au cours du cycle de vie du système analysé. Les facteurs d'émission ou d'extraction donnent la quantité de chaque substance émise ou extraite par unité d'intrant utilisé. Les différentes bases de données d'Ecoinvent pour les intrants et les émissions du cycle de vie ont été utilisées.

III.1.3 Résultat de l'inventaire

Les résultats de l'inventaire sont obtenus en multipliant les flux de références obtenus précédemment sous Excel par les facteurs d'émissions ou d'extraction issus des bases de données Ecoinvent. Ensuite, les flux élémentaires de même nature peuvent être sommés. Le logiciel Simapro version 7 a été utilisé pour réaliser l'inventaire complet des flux élémentaires.

III.1.4 Qualité des données

Pour évaluer la qualité des données, les indicateurs de données développés par Weidema et Wesnaes ont été utilisés (Weidema and Wesnaes, 1996). Ces indicateurs concernent la fiabilité des données, l'exhaustivité, les corrélations géographiques, temporelles et technologiques et la taille de l'échantillon. Pour chacun de ces indicateurs, des scores allant de 1 (meilleur score) à 5 (plus mauvais score) peuvent être attribués. Les critères permettant d'attribuer les scores sont présentés dans le Tableau VI-3.

Les facteurs de qualité concernant l'exhaustivité et la taille de l'échantillon n'ont pas été traités lors de cette étude : leur valeur par défaut est donc de 1. Les critères ont été utilisés pour évaluer la fiabilité des données et les corrélations technologiques. Concernant les corrélations temporelle et géographique, la date de notre étude française a été comparée à l'année et à la zone géographique des données de la fiche Ecoinvent choisie pour chaque intrant/sortant. Un facteur d'incertitude est ensuite attribué à chacun de ces scores (Tableau VI-4). Un facteur supplémentaire caractérise l'incertitude de base. Il est égal à 1,05 pour quasiment tous les intrants/sortants répertoriés et de 2 pour les services de transport (Jolliet et al., 2010).

La variance avec un intervalle de confiance de 95 % pour chaque intrant/sortant est alors calculée selon l'Équation VI-1. Les valeurs des différents flux ont été assorties de cette incertitude lors de la saisie des flux de références sous Simapro.

Équation VI-1. Calcul de la variance avec un intervalle de confiance de 95%

$$SD_{95} = \exp \sqrt{\ln(U_1)^2 + \ln(U_2)^2 + \ln(U_3)^2 + \ln(U_4)^2 + \ln(U_5)^2 + \ln(U_6)^2 + \ln(U_b)^2}$$

- U_1 est l'incertitude sur la fiabilité
- U_2 est l'incertitude sur l'exhaustivité
- U_3 est l'incertitude sur la corrélation temporelle
- U_4 est l'incertitude sur la corrélation géographique
- U_5 est l'incertitude sur la corrélation temporelle
- U_6 est l'incertitude sur la corrélation technologique
- U_b est l'incertitude de base

Tableau VI-3. Matrice des indicateurs de qualité de données (Jolliet et al., 2010)

Paramètre	Score de qualité				
	1	2	3	4	5
Fiabilité	Données vérifiées basées sur des mesures	Données vérifiées partiellement basées sur des hypothèses ou données non vérifiées basées sur des mesures	Données vérifiées partiellement basées sur des hypothèses	Estimation qualifiée (par exemple par un expert industriel)	Estimation non qualifiée
Exhaustivité	Données représentatives d'un échantillon suffisant d'entreprises sur une période adéquate	Données représentatives d'un petit nombre d'entreprises mais pour des périodes adéquates	Données représentatives pour un nombre adéquat d'entreprises mais pour des périodes plus courtes	Données représentatives pour un petit nombre d'entreprises et pour des courtes périodes ou données incomplètes pour un nombre adéquat d'entreprises et périodes	Représentativité inconnue ou données incomplètes provenant d'un petit nombre d'entreprises et/ou pour des périodes plus courtes
Corrélation temporelle	Moins de 3 ans de différence avec l'année d'étude	Moins de 6 ans de différence	Moins de 10 ans de différence	Moins de 15 ans de différence	Age des données inconnu ou plus de 15 ans de différence
Corrélation géographique	Données de la zone à l'étude	Données moyennes d'une zone plus large dans laquelle la zone à l'étude est incluse	Données d'une zone ayant des conditions similaires		Données d'une zone inconnue ou zone avec des conditions de production très différentes
Corrélation technologique	Données d'entreprises, de processus et de matériaux à l'étude		Données de processus et matériaux à l'étude mais de différentes technologies	Données sur processus ou matériaux relatifs mais de technologies identiques	Données sur processus ou matériaux relatifs mais de technologies différentes
Taille de l'échantillon	> 100 mesures continues	> 20	> 10	>= 3	inconnu

→ Les indicateurs « exhaustivité » et « taille de l'échantillon » n'ont pas été traités lors de cette étude.

Tableau VI-4. Facteurs d'incertitudes par défaut appliqués à la matrice de qualité (Joliet et al., 2010)

Score d'indicateur	1	2	3	4	5
Fiabilité	1,00	1,05	1,10	1,20	1,50
Exhaustivité	1,00	1,02	1,05	1,10	1,20
Corrélation temporelle	1,00	1,03	1,10	1,20	1,50
Corrélation géographique	1,00	1,01	1,02		1,10
Corrélation technologique	1,00		1,20	1,50	2,00
Taille de l'échantillon	1,00	1,02	1,05	1,10	1,20

→ Par défaut, les scores pour les facteurs «exhaustivité » et « taille de l'échantillon » sont égaux à 1 dans cette étude.

III.2 ACV 1 : Inventaire du cycle de vie de la récupération des eaux de pluie pour l'alimentation des chasses d'eau à deux échelles différentes

III.2.1 Inventaire des données d'intrants

Les caractéristiques des différents éléments des deux systèmes de récupération des eaux de pluie ont été fournies par Sotralentz Habitat via de la documentation technique. Les consommations en eau et en électricité des installations sont issues de cette étude. Les données utilisées sont donc de très bonne qualité car issues du terrain (Tableau VI-5).

Les inventaires des données d'intrants correspondants et l'évaluation complète de la qualité des données sont détaillés en annexe IV.

Tableau VI-5. Qualité des données concernant les deux installations de récupération des eaux de pluie

Type de données	Origine	Niveau de qualité (Fiabilité)
Volume d'eau de pluie	Terrain	Très bon
Volume d'eau potable	Terrain	Très bon
Consommation électrique	Terrain	Très bon
Quantité de diesel	Sotralentz Habitat	Bon
Quantité de matériaux (quartz, PEHD, PVC, PP, PER, ABS, acier inox, PE, acier chromé, SAN, laiton chromé, charbon actif, polyester, sable, ciment, gravier...)	Sotralentz Habitat	Bon
Transport	Sotralentz Habitat	Bon

III.2.2 Résultat de l'inventaire

Les résultats de l'inventaire des matières premières concernant les consommations énergétiques sont présentés dans l'annexe IV.

III.3 ACV 2 : Inventaire du cycle de vie de la production d'eau potable pour l'alimentation de la maison individuelle

III.3.1 Inventaire des données d'intrants

Les données relatives à la production d'eau potable qui alimente la maison individuelle ont été obtenues lors d'un entretien avec un expert de Veolia Eau. Les ordres de grandeur ont ensuite été validés par un autre expert de Veolia eau. Les données utilisées sont donc de bonne qualité (Tableau VI-6). Les résultats du questionnaire support, l'inventaire des données d'intrants et l'évaluation complète de la qualité des données sont détaillés en annexe IV.

Tableau VI-6. Qualité des données concernant la production d'eau potable pour la maison individuelle

Type de données	Origine	Niveau de qualité (Fiabilité)
Volume d'eau de surface	Expert Veolia Eau	Bon
Consommation électrique	Expert Veolia Eau	Bon
Quantité de matériaux (fonte, quartzite, acier inox, polychlorure d'aluminium, sable, soude, acide sulfurique, dichlore, quartz...)	Expert Veolia Eau	Bon
Transport	Expert Veolia Eau	Bon

III.3.2 Résultat de l'inventaire

Les résultats de l'inventaire des matières premières concernant les consommations énergétiques sont présentés en annexe IV.

IV EVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

IV.1 Principe

L'évaluation d'impact a pour objectif de relier les extractions et émissions répertoriées lors de l'inventaire aux impacts environnementaux potentiels.

Elle comprend trois étapes :

- La première est la classification qui consiste à déterminer quelles émissions contribuent à quels impacts environnementaux. On définit une série de catégories intermédiaires correspondant aux problèmes environnementaux retenus. Les résultats de l'inventaire sont ensuite classifiés dans ces catégories d'impacts, une substance pouvant intervenir dans plusieurs catégories.

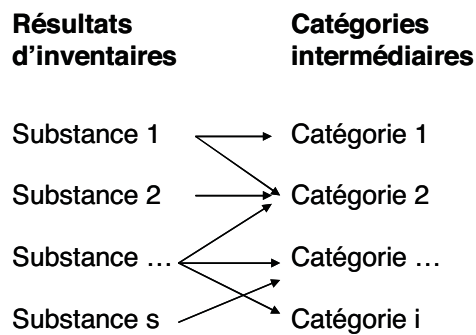


Figure VI-8. Classification des données d'extractions et d'émissions dans des catégories d'impact intermédiaires

- La deuxième étape est la caractérisation intermédiaire qui consiste en la pondération des émissions/extractions à l'intérieur de chacune des catégories d'impact. Chaque polluant contribue en effet de manière spécifique aux catégories d'impact retenues. Pour cela, des *facteurs de caractérisation intermédiaires* sont utilisés. Ils expriment l'importance relative des extractions ou des émissions d'une substance dans le contexte d'une catégorie d'impact intermédiaire spécifique. Pour chaque substance, les masses extraites ou émises sont multipliées par ces facteurs. Les résultats obtenus sont sommés pour toutes les substances classées dans une même catégorie d'impact, pour fournir un score d'impact intermédiaire, souvent exprimé en kg équivalents d'une substance de référence.

Équation VI-2. Calcul du score de d'impact intermédiaire

$$SI_i = \sum_s FI_{s,i} \times M_s$$

→ M_s est la masse émise ou extraite de la substance s

→ $FI_{s,i}$ est le facteur de caractérisation intermédiaire de la substance s dans la catégorie i

→ SI_i est le score de caractérisation intermédiaire pour la catégorie i

- La dernière étape est la caractérisation des dommages. Elle permet de regrouper les catégories d'impacts intermédiaires dans les catégories de dommages. Pour cela, des *facteurs de caractérisation de dommages* sont utilisés. Les scores d'impact intermédiaires sont multipliés par ces facteurs. Le score de caractérisation de dommage d'une catégorie de dommage correspond alors à la somme des résultats obtenus pour les différentes catégories intermédiaires reliées à cette catégorie de dommage.

Équation VI-3. Calcul du score de caractérisation de dommages

$$SD_d = \sum_i FD_{i,d} \times SI_i$$

→ SI_i est le score de caractérisation intermédiaire pour la catégorie i

→ $FD_{i,d}$ est le facteur de caractérisation de dommage reliant la catégorie intermédiaire i à la catégorie de dommage d

→ SD_d est le score de caractérisation de dommage pour la catégorie d

L'analyse de l'impact peut comprendre d'autres étapes facultatives qui sont décrites ci-après.

- Lors de la normalisation, les résultats de la caractérisation des impacts sont rapportés à des valeurs de normalisation. Cette étape compare la contribution du service considéré à l'effet total actuel au niveau mondial, continental ou régional pour une catégorie intermédiaire ou de dommage donnée.
- Ensuite, des facteurs de pondération peuvent être utilisés pour définir l'importance relative des scores de caractérisation en se basant sur la valeur sociale relative accordée aux différentes catégories intermédiaires ou de dommages. Une agrégation finale peut amener à un indicateur unique ou score unique. Cette dernière étape est généralement déconseillée par les auteurs.

IV.2 Présentation des méthodes d'analyse de l'impact

Les deux méthodes retenues combinent les approches d'impact intermédiaires et de dommages : IMPACT 2002+ et ReCiPe 2008. Dans un premier temps, les résultats d'inventaire sont regroupés dans des catégories d'impact intermédiaires, présentant des mécanismes ou de voies d'impact similaires. Ces catégories intermédiaires sont ensuite affectées à des catégories de dommage représentant les changements de qualité de l'environnement (Tableau VI-7). De plus amples informations sur ces méthodes sont fournies en annexe IV.

Tableau VI-7. Caractéristiques de deux méthodes d'analyse d'impact utilisées (Jolliet et al., 2010)

Méthode	IMPACT 2002+ (Jolliet et al., 2003)	ReCiPe (Goedkoop et al., 2008)
Catégories intermédiaires		
Changement climatique	X	X
Destruction d'ozone stratosphérique	X	X
Santé humaine	X	X
Radiations ionisantes	X	X
Radiations non ionisantes	X	
Accidents		
Formation de photo-oxydants	X	X
Acidification	X	X
Eutrophisation	X	
Ecotoxicité	X	X
Utilisation des sols et perte de l'habitat	X	X
Extraction d'énergie	X	X
Extraction de minerais	X	X
Utilisation des ressources en eau	X	
Qualité des sols		
Utilisation des ressources biotiques		
Catégories de dommages		
Santé humaine	X	X
Environnement naturel biotique	X	X
Environnement naturel abiotique	X	
Ressources naturelles abiotiques	X	X
Ressources naturelles biotique		
Environnement anthropique abiotique		
Environnement anthropique biotique		

V RESULTATS ET INTERPRETATIONS

Cette analyse permet d'une part, de comparer les systèmes entre eux, d'autre part, d'évaluer le processus unitaire le plus impactant dans un système. Cette partie présente les résultats obtenus à l'aide de la méthode d'évaluation d'impacts « IMPACT 2002+ ». Les conclusions de cette étude ont été confirmées à l'aide de la méthode ReCiPe 2008, dont les principaux résultats sont présentés en annexe IV.

V.1 ACV 1 : Comparaison de deux systèmes de récupération des eaux de pluie pour l'alimentation des chasses d'eau à deux échelles différentes

V.1.1 Comparaison des systèmes

Les deux systèmes de récupération des eaux de pluie à deux échelles différentes ont été comparés : celle de la maison individuelle et celle du bâtiment collectif.

Dans un premier temps, l'immobilisation et le fonctionnement ont été pris en compte. Des scénarios avec et sans désinfection ont été étudiés. Le résultat de chaque scénario est présenté sur la Figure VI-9 pour chaque catégorie d'impact intermédiaire et sur la Figure VI-10 pour chaque catégorie de dommage

Dans un second temps, seul le fonctionnement a été pris en compte. Des scénarios avec et sans désinfection ont été étudiés. Les résultats sont présentés sur la Figure VI-11 par catégorie d'impact intermédiaire et sur la Figure VI-12 par catégorie de dommage.

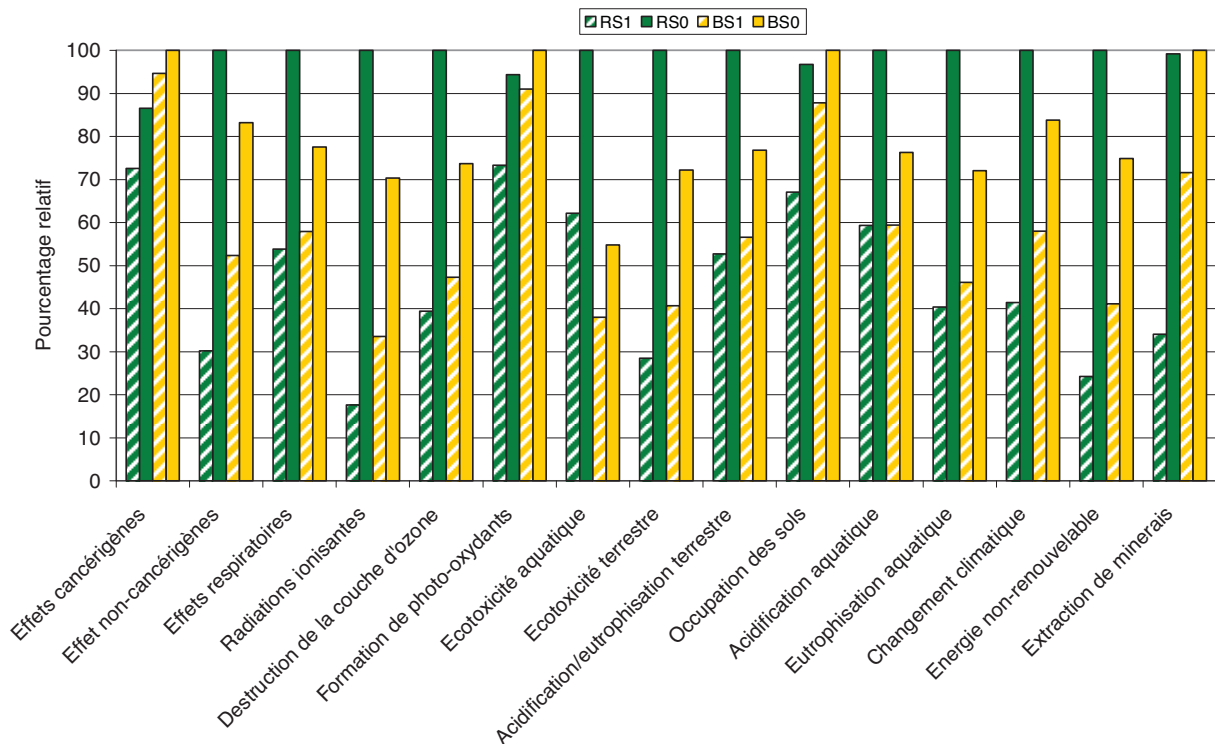


Figure VI-9. Scénarios RS1-RS0-BS1-BS0 - Catégories d'impact intermédiaires - Comparaison des systèmes de récupération des eaux de pluie à deux échelles différentes - IMPACT 2002+

- RS1 - Maison individuelle - Immobilisation + Fonctionnement - Sans désinfection
- RS0 - Maison individuelle - Immobilisation + Fonctionnement - Avec désinfection
- BS1 - Bâtiment collectif - Immobilisation + Fonctionnement - Sans désinfection
- BS0 - Bâtiment collectif - Immobilisation + Fonctionnement - Avec désinfection
- Les unités de mesures étant différentes pour chaque catégorie d'impact, un classement des systèmes en utilisant un pourcentage a été utilisé.

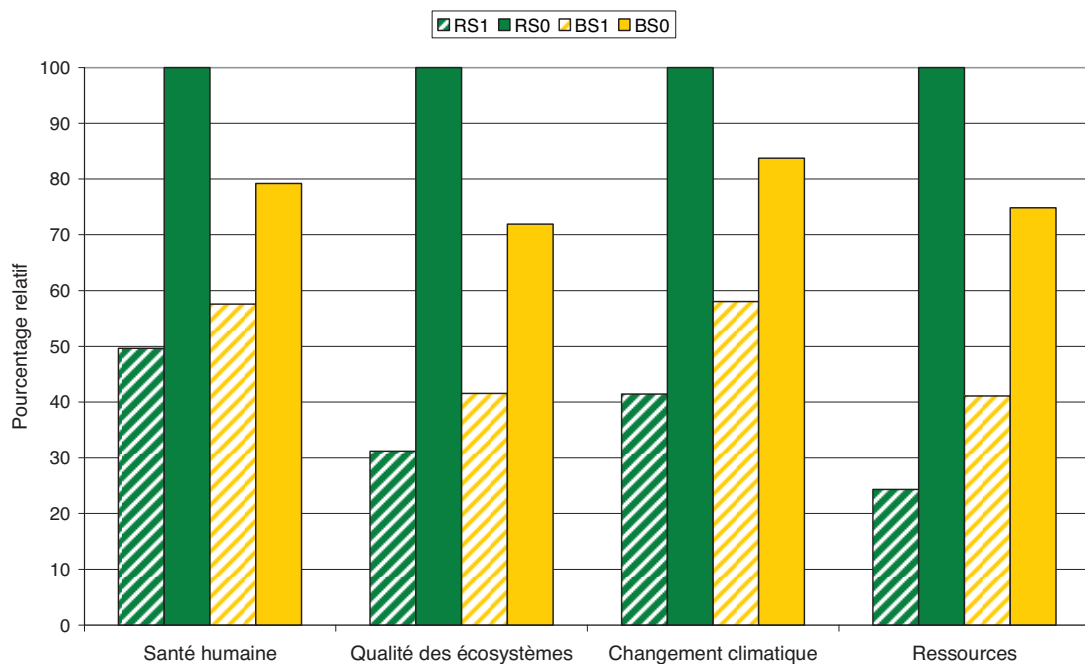


Figure VI-10. Scénarios RS1-RS0-BS1-BS0 - Catégories de dommages - Comparaison des systèmes de récupération des eaux de pluie à deux échelles différentes - IMPACT 2002+

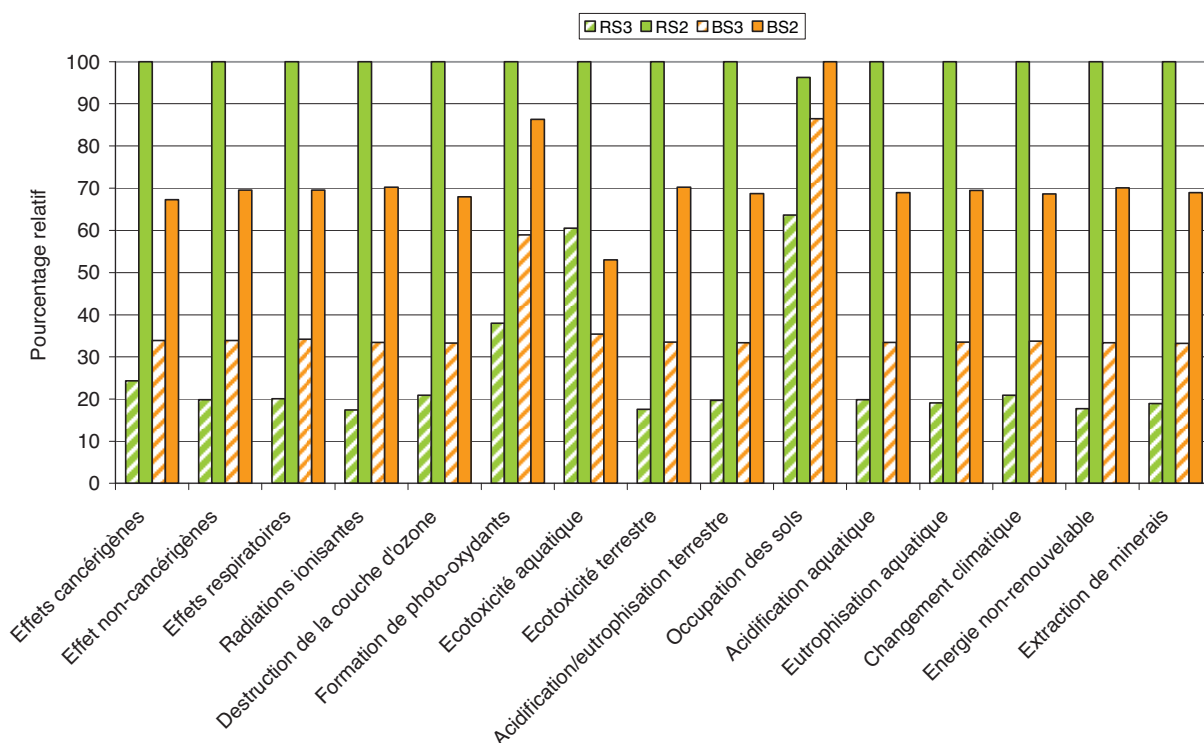


Figure VI-11. Scénarios RS3-RS2-BS3-BS2 - Catégories d'impact intermédiaires- Comparaison des systèmes de récupération des eaux de pluie à deux échelles différentes - IMPACT 2002+

→ RS3 - Maison individuelle - Fonctionnement - Sans désinfection

→ RS2 - Maison individuelle - Fonctionnement - Avec désinfection

→ BS3 - Bâtiment collectif - Fonctionnement - Sans désinfection

→ BS2 - Bâtiment collectif - Fonctionnement - Avec désinfection

→ Les unités de mesures étant différentes pour chaque catégorie d'impact, un classement des systèmes en utilisant un pourcentage a été utilisé.

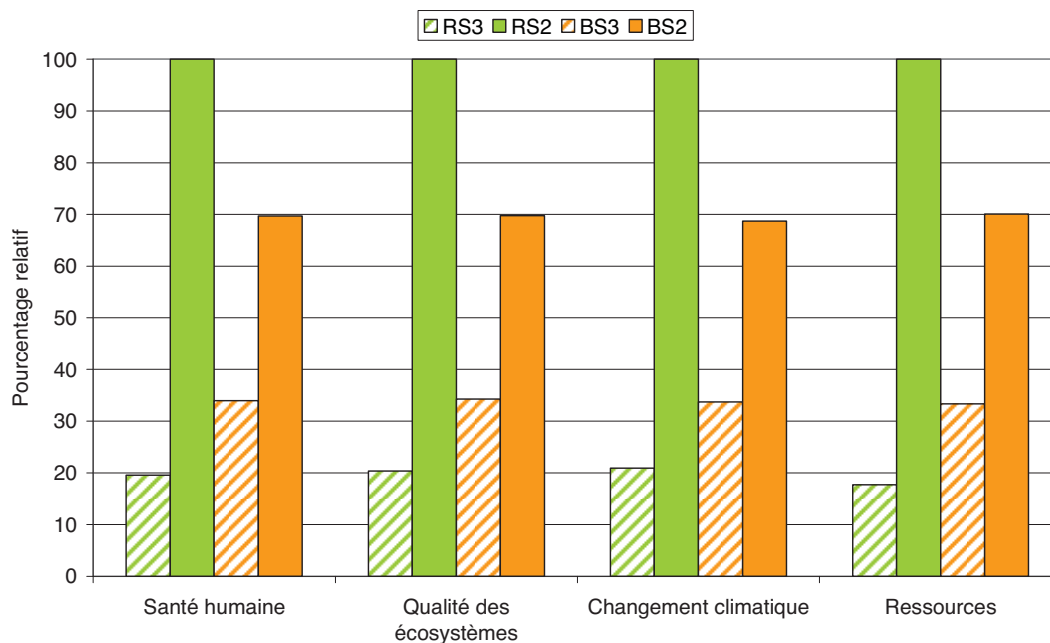


Figure VI-12. Scénarios RS3-RS2-BS3-BS2 - Catégories de dommages - Comparaison des systèmes de récupération des eaux de pluie à deux échelles différentes - IMPACT 2002+

D'après la comparaison des scénarios RS0 - RS1 pour la maison individuelle et BS0 - BS1 pour le bâtiment collectif, il est clair que la mise en place d'une désinfection UV accentue les dommages liés à la récupération des eaux de pluie, quelle que soit l'échelle considérée.

Lorsque le système comprend une désinfection, le système de récupération des eaux de pluie est plus impactant à l'échelle de la maison individuelle qu'à celle du bâtiment collectif, quelle que soit la catégorie de dommage considérée (comparaison de RS0 et BS0). En effet, le réacteur UV doit fonctionner en continu sur l'installation indépendamment de la fréquence d'utilisation des chasses d'eau. Même si le réacteur UV est de plus grande taille sur le bâtiment collectif, son utilisation rapportée aux volumes d'eau consommés est moins importante que sur la maison individuelle.

Au contraire, l'échelle du bâtiment collectif apparaît moins intéressante d'un point de vue environnemental lorsqu'il n'y pas de désinfection (comparaison de RS1 et BS1). En effet, dans ce cas le processus le plus impactant reste la consommation électrique, qui est alors liée aux pompes. Or, les pompes sont surdimensionnées sur le bâtiment collectif de façon à pouvoir satisfaire les huit chasses d'eau en simultanément si nécessaire, d'où une consommation par chasse d'eau plus élevée. Il faut cependant souligner que ces deux derniers scénarios (RS1 et BS1) ne diffèrent que de 10 % à 20 % pour chaque catégorie de dommage, ce qui n'est pas très élevé étant donné l'importante incertitude qui caractérise les résultats d'une ACV.

Les résultats obtenus avec la méthode d'évaluation d'impact ReCiPe 2008 conduisent aux mêmes conclusions (Annexe IV).

Une analyse des incertitudes a donc été réalisée pour évaluer la probabilité qu'un scénario soit plus défavorable que l'autre. Les résultats d'une analyse de Monte-Carlo comprenant 1 000 itérations sont présentés sur la Figure VI-13 avec un intervalle de confiance à 95 %. Ils confirment qu'en l'absence de désinfection, les impacts environnementaux du bâtiment collectif sont plus importants que ceux de la maison individuelle.

Les conclusions précédentes restent valables lorsque l'on ne considère que le fonctionnement du système, en écartant donc les impacts liés à sa mise en place (scénarios RS2, RS3, BS2, BS3).

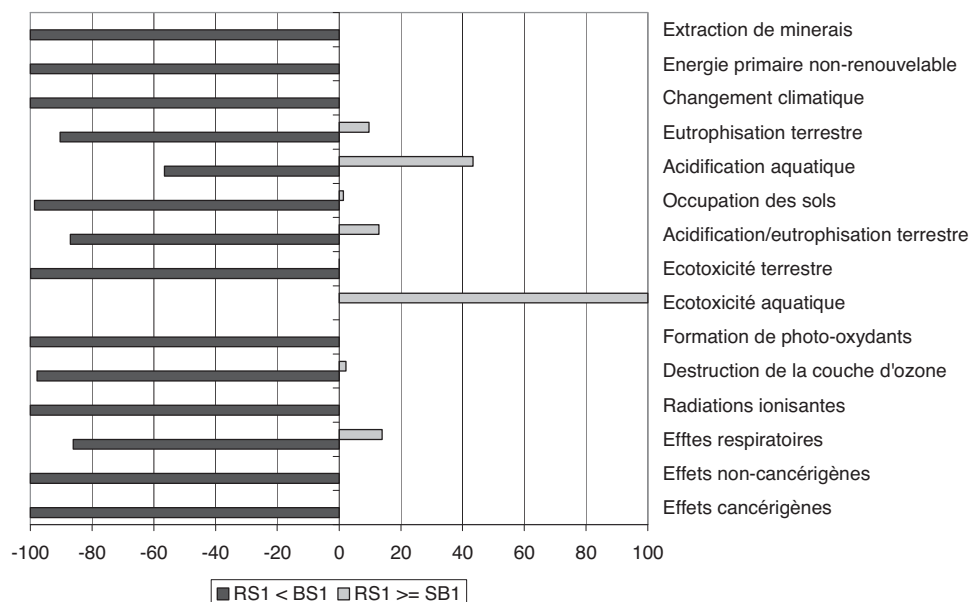


Figure VI-13. Scénarios RS1 et BS1 - Analyse d'incertitudes - Monte-Carlo

→ $RS1 < BS1$ correspond à la probabilité que les impacts du scénario RS1 soient plus faibles que ceux du scénario BS1

→ $RS1 \geq BS1$ correspond à la probabilité que les impacts du scénario RS1 soient plus importants que ceux du scénario BS1

V.1.2 Contribution des processus élémentaires aux catégories de dommages

La Figure VI-14 et la Figure VI-15 montrent la contribution des différents processus élémentaires à la catégorie de dommage « Ressources », respectivement pour le scénario RS0 avec désinfection et RS1 sans désinfection.

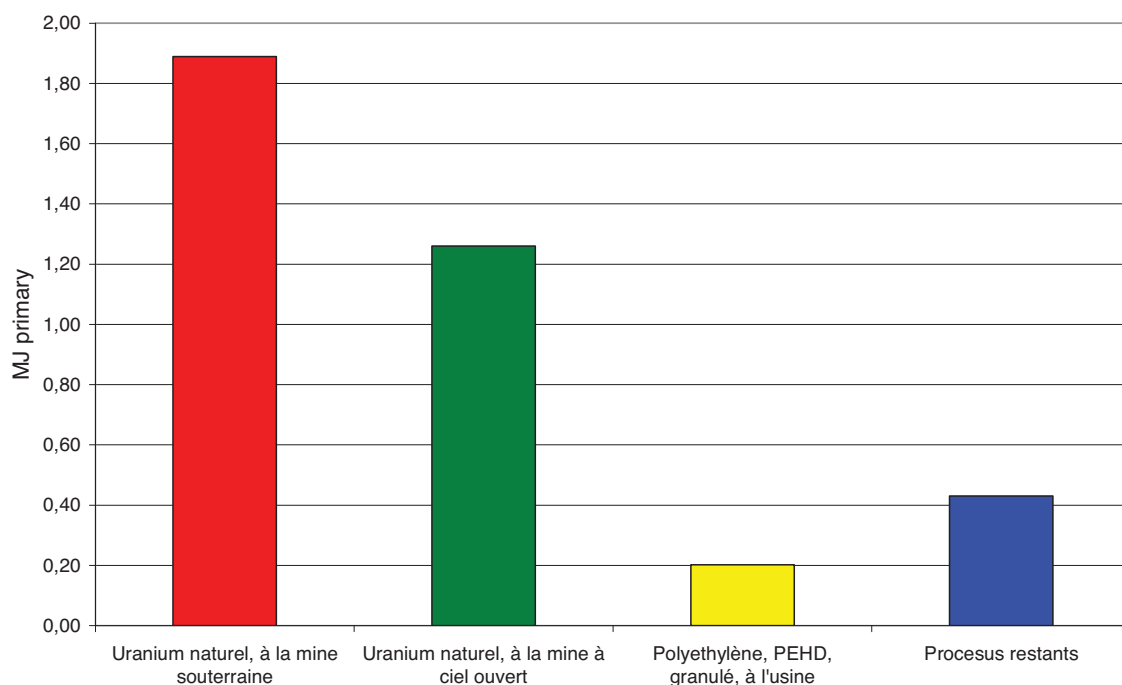


Figure VI-14. Scénario RS0 - Catégorie de dommages « Ressources » - Contribution des processus élémentaires (troncature 2%) - IMPACT 2002+

→ RS0 - Maison individuelle - Infrastructures (I) + Fonctionnement (F) - Avec désinfection

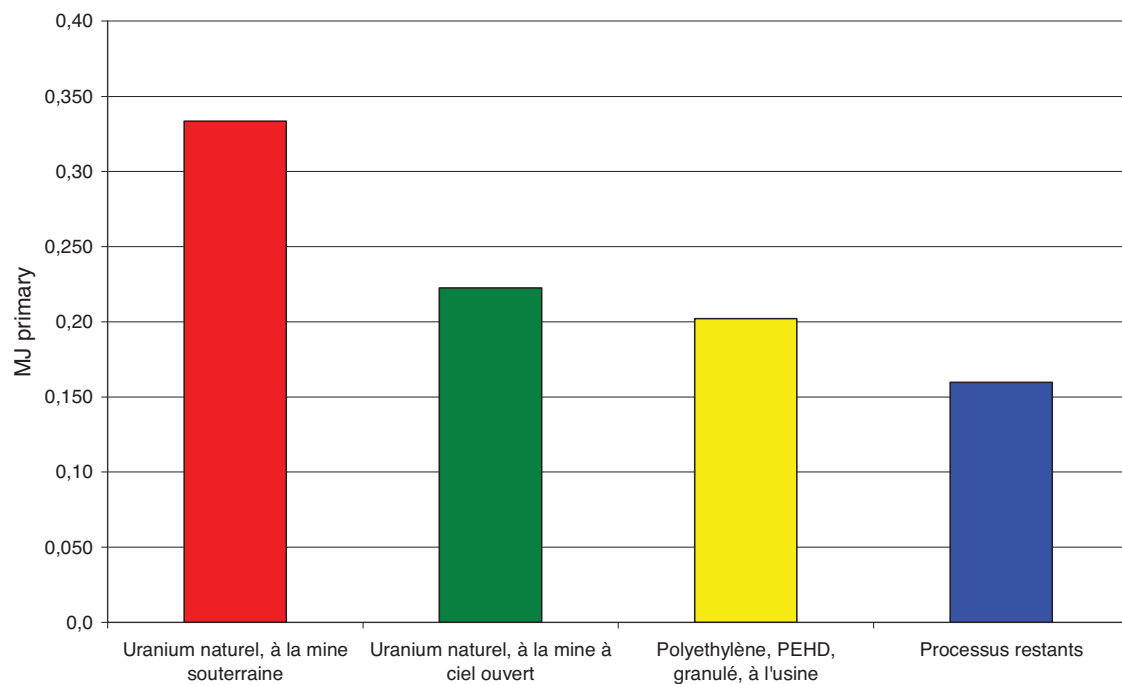


Figure VI-15. Scénario RS1 - Catégorie de dommages « Ressources » - Contribution des processus élémentaires (troncature 1%) - IMPACT 2002+

→ RS1 - Maison individuelle - Infrastructures (I) + Fonctionnement (F) - Sans désinfection

La contribution des différents processus aux trois autres catégories de dommage sont fournis en annexe IV.

Dans cette partie, des valeurs de troncatures permettant d'isoler les trois processus élémentaires majoritaires ont été retenus. Les contributions de ces processus aux catégories de dommages ont été évaluées, pour les scénarios concernant la maison individuelle, prenant en compte les infrastructures et le fonctionnement, avec désinfection (RS0) et sans désinfection (RS1).

La catégorie de dommage « Ressource » est la principale, quelque soit le scénario considéré. Les principaux processus élémentaires concernés sont l'extraction de l'uranium, et sont liés à la consommation d'électricité. Le mix électrique français comprend en effet une part importante de nucléaire. Ensuite, la production de PEHD liée à la création de la cuve contribue également de façon importante à cette catégorie de dommage. Néanmoins, quelle que soit l'échelle considérée la consommation électrique reste le principal processus, seulement la consommation en énergie primaire nécessaire à la production de PEHD devient du même ordre de grandeur que celle liée à l'énergie électrique en l'absence de désinfection.

Concernant la catégorie de dommage « Santé humaine », le processus élémentaire le plus impactant est la production de nickel, lequel entre dans la composition de beaucoup de matériaux utilisés pour la mise en place du système. Ensuite, des processus liés à la consommation électrique sont prépondérants dans le cas d'une désinfection, tandis qu'il s'agit de la production de la cuve en PEHD et le diesel nécessaire à la réalisation des travaux en l'absence de désinfection.

La production de nickel, l'utilisation d'explosif pour l'extraction des matières premières et les réseaux de distribution d'électricité sont les principaux processus élémentaires intervenant dans la catégorie de dommages « qualité des écosystèmes ».

Les processus élémentaires contribuant le plus à la catégorie de dommage « Changement climatique » sont le charbon et le gaz naturel brûlé dans les centrales, le diesel utilisé dans les machines de construction et la production de PEHD pour la cuve de stockage.

V.1.3 Contribution des processus unitaires aux catégories d'impacts intermédiaires

Les contributions des processus unitaires aux catégories d'impacts intermédiaires sont présentées par la Figure VI-16 pour le scénario RS0, la Figure VI-17 pour le scénario RS1, la Figure VI-18 pour le scénario RS2 et la Figure VI-19 pour le scénario RS3.

Les processus unitaires liés à la mise en place du système, notés I, participent largement à certaines catégories d'impacts intermédiaires (Figure VI-16). Ils sont en effet à l'origine de plus de 50 % des effets cancérigènes, des effets respiratoires et de l'acidification aquatique. Tout d'abord, la production et la mise en place de la cuve de stockage en PEHD contribue tout particulièrement aux catégories d'impacts intermédiaires « effets cancérigènes » et « effets respiratoires ». Il convient de préciser que le procédé industriel de production de la cuve (extrusion-soufflage) n'est pas pris en compte en tant que tel dans notre ACV. Seuls les impacts dus au matériau constitutif de la cuve sont considéré pour l'étape de "production de la cuve". Ensuite, en l'absence de désinfection, la mise en place du système de récupération est à l'origine de plus de 50 % des impacts pour 9 des 15 catégories intermédiaires (Figure VI-17). Concernant le fonctionnement, les processus unitaires les plus impactants sont la désinfection, puis le pompage (Figure VI-18). Le processus unitaire « filtration secondaire » participe aux effets respiratoires et à l'occupation des sols, à cause de l'utilisation de charbon actif.

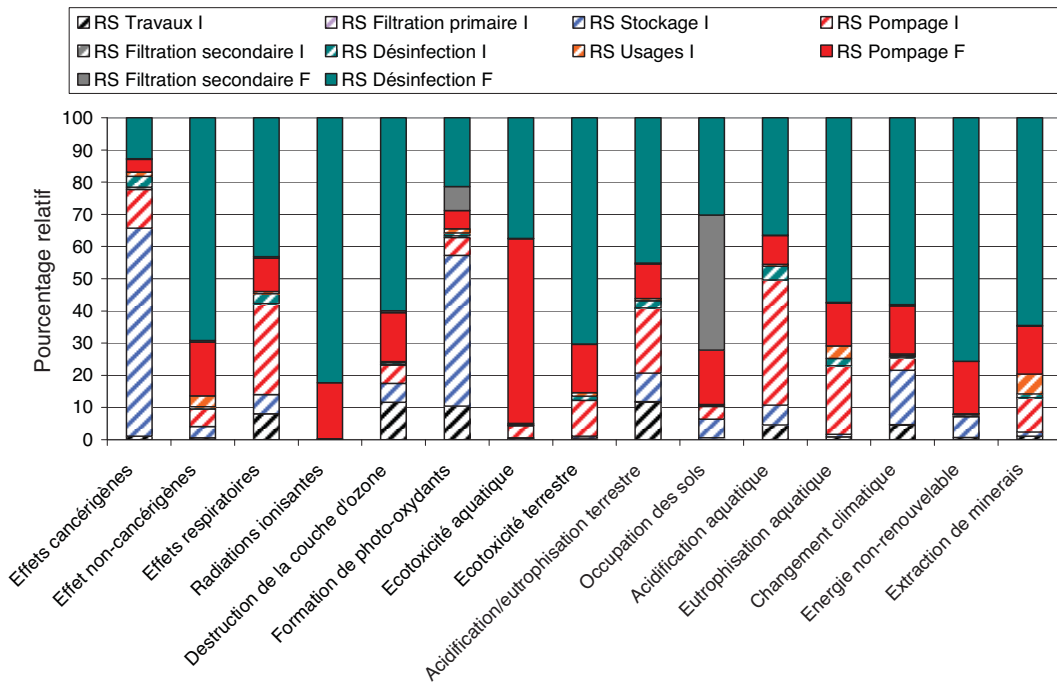


Figure VI-16. Scénario RS0 - Catégories d'impact intermédiaires - Contributions des différents processus unitaires – IMPACT 2002+

→ RS0 - Maison individuelle - Infrastructures (I) + Fonctionnement (F) - Avec désinfection

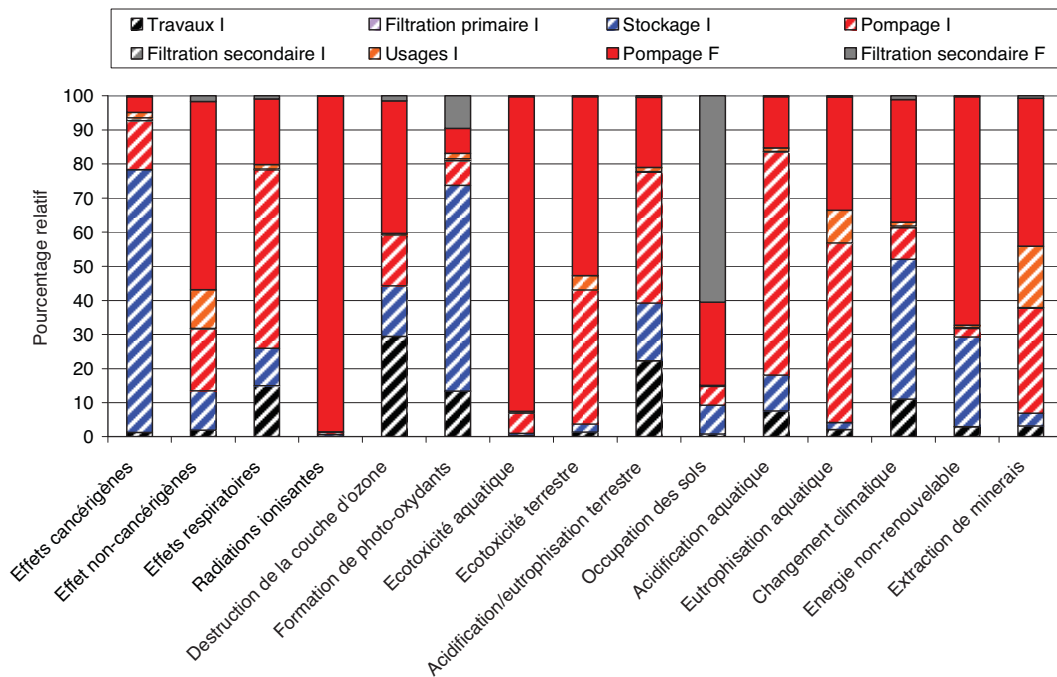


Figure VI-17. Scénario RS1 - Catégories d'impact intermédiaires - Contributions des différents processus unitaires – IMPACT 2002+

→ RS1 - Maison individuelle - Infrastructures (I) + Fonctionnement (F) - Sans désinfection

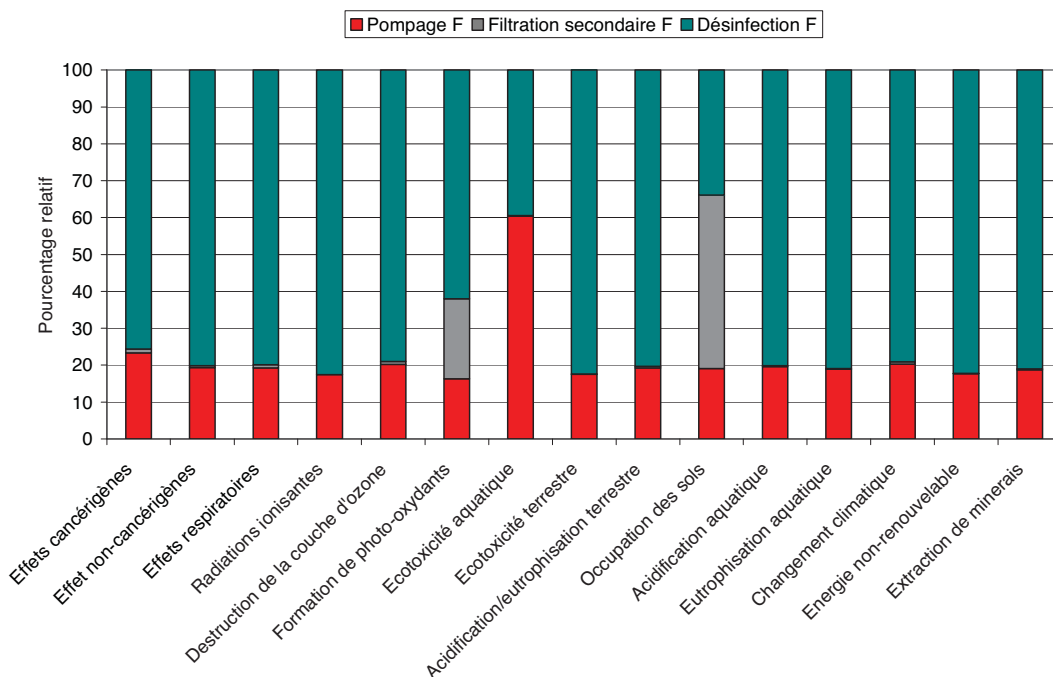


Figure VI-18. Scénario RS2 - Catégories d'impact intermédiaires - Contributions des différents processus unitaires – IMPACT 2002+
 → RS2 - Maison individuelle - Fonctionnement (F) - Avec désinfection

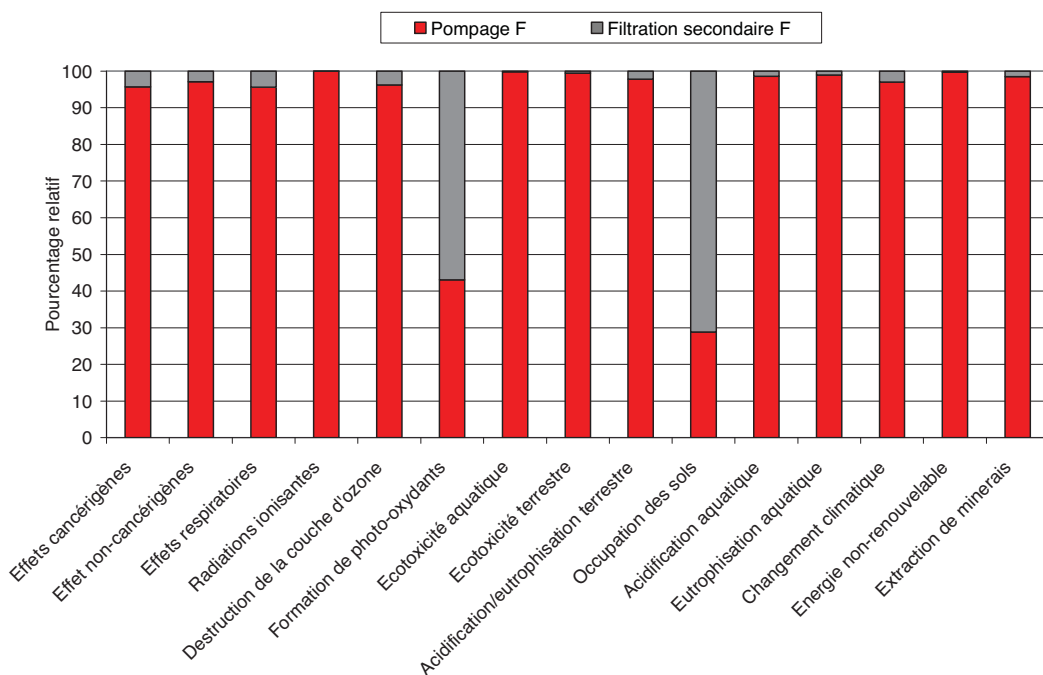


Figure VI-19. Scénario RS3 - Catégories d'impact intermédiaires - Contributions des différents processus unitaires – IMPACT 2002+
 → RS3 - Maison individuelle - Fonctionnement (F) - Sans désinfection

V.2 ACV 2 : Résultats comparatifs pour la substitution de l'eau du réseau public par de l'eau de pluie

V.2.1 Comparaison des systèmes

La récupération d'eau de pluie sur la maison individuelle pour l'alimentation des chasses d'eau a été comparée à la production d'eau potable de cette même zone géographique. Les scénarios RS0 et RS1 prennent en compte les infrastructures et le fonctionnement du système de récupération des eaux de pluie sur une maison individuelle, tandis que les scénarios RS2 et RS3 ne concernent que le fonctionnement de ce système. La présence (RS0 et RS2) et l'absence de désinfection (RS1 et RS3) des eaux de pluie avant usage ont été envisagées. Concernant l'usine de potabilisation, le scénario ES1 ne prend pas en compte la construction de l'usine puisqu'elle reste nécessaire pour la production d'eau potable, même en cas de la mise en place d'un système de récupération d'eau de pluie. Les résultats par catégories de dommage pour les différents scénarios sont présentés sur la Figure VI-20.

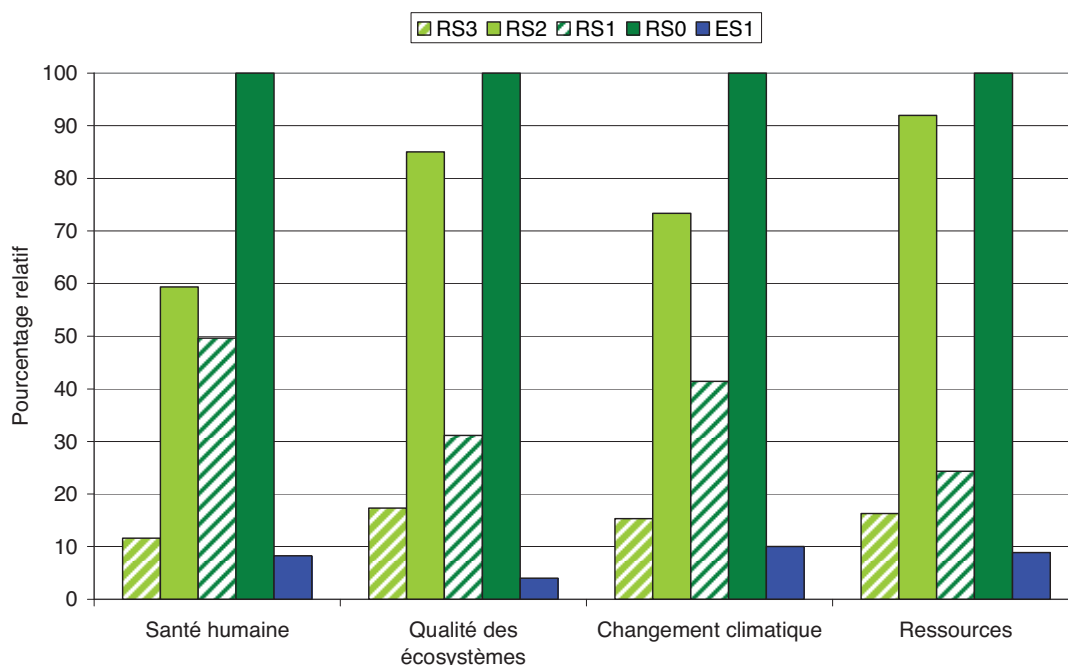


Figure VI-20. Scénarios RS3-RS2-RS1-RS0-ES1 – Catégories de dommage – Comparaison de la récupération des eaux de pluie et de l'utilisation d'eau potable sur la maison individuelle – IMPACT 2002+

- RS3 - Maison individuelle - Fonctionnement - Sans désinfection
- RS2 - Maison individuelle - Fonctionnement - Avec désinfection
- RS1 - Maison individuelle - Immobilisation + Fonctionnement - Sans désinfection
- RS0 - Maison individuelle - Immobilisation + Fonctionnement - Avec désinfection
- ES1 - Production d'eau potable
- Les unités de mesures étant différentes pour chaque catégorie d'impact, un classement des systèmes en utilisant un pourcentage a été utilisé.

Les écarts entre le scénario ES1 et les scénarios RS0, RS1 et RS2 sont suffisamment importants pour permettre de conclure. La récupération des eaux de pluie pour l'alimentation des chasses d'eau est plus impactante sur l'environnement que l'utilisation d'eau potable du réseau public lorsque la mise en place du système est prise en compte ou lorsqu'une désinfection des eaux de pluie est utilisée. La comparaison de la production d'eau potable

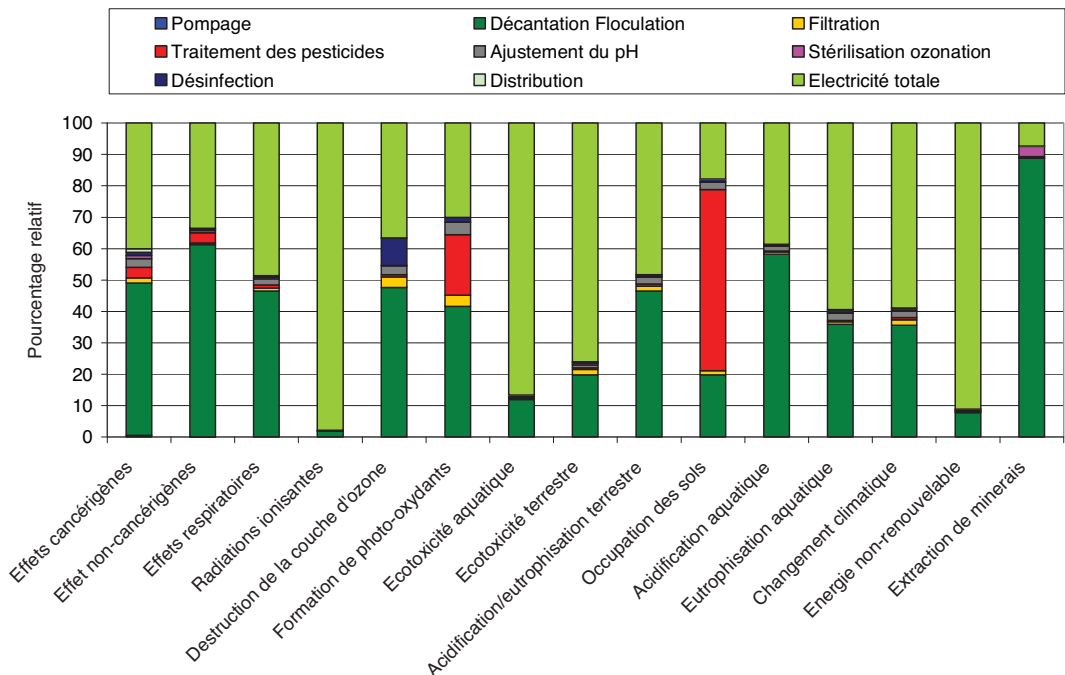


Figure VI-22. Scénario ES1 - Catégories d'impact intermédiaires - Contributions des différentes opérations unitaires - IMPACT 2002+
 → ES1 - Production d'eau potable

CONCLUSION

Cette dernière partie mobilise les résultats obtenus précédemment pour les inclure dans une démarche plus globale d'évaluation des impacts basée sur l'analyse de cycle de vie des procédés.

Cette méthodologie a permis de comparer les deux systèmes de récupération à deux échelles différentes d'une part, et l'utilisation d'eau de pluie pour l'alimentation des chasses d'eau avec l'utilisation d'eau du réseau d'eau public d'autre part, pour chaque catégorie de dommage. De plus, les contributions des différents processus unitaires aux catégories d'impacts intermédiaires ont été étudiées.

Dans notre cas, il est clair que la principale source d'impact sur l'environnement est liée à la consommation énergétique des installations de réutilisation d'eau de pluie dans l'habitat. Ainsi, la mise en place d'une désinfection UV, si elle garantit une qualité d'eau, est très défavorable d'un point de vue environnemental, car elle est consommatrice d'électricité. En l'absence de désinfection, la consommation d'électricité par les pompes reste la principale source d'impact.

De plus, un effet d'échelle a pu être mis en évidence : en présence d'une désinfection UV, l'échelle du bâtiment collectif est plus favorable d'un point de vue environnemental ; en l'absence de désinfection, la configuration maison individuelle est moins impactante. La nécessité d'une désinfection pour garantir une bonne qualité d'eau conduirait donc à réaliser des installations de récupération d'eau à grande échelle plutôt qu'à petite échelle.

Enfin, d'un point de vue environnemental, la pertinence de la substitution de l'eau potable du réseau d'eau public par de l'eau de pluie collectée pour l'alimentation des chasses d'eau n'est pas probante au regard des résultats obtenus, dans le contexte de notre étude.

Dans la mesure où l'objectif de ce travail était la comparaison de deux systèmes, l'analyse de cycle de vie qui a été réalisée est de type « attributionnelle ». Elle prend en compte les processus unitaires impliqués dans le cycle de vie et dresse un portrait des impacts environnementaux attribuables à la réutilisation des eaux de pluie pour l'alimentation des chasses d'eau dans les conditions actuelles de production, consommation, démantèlement...

Une autre approche méthodologique de l'ACV vise à replacer le produit étudié dans le contexte du marché. L'ACV dite « conséquentielle » cherche alors à évaluer les conséquences à large échelle de la mise sur le marché de ce produit. En effet, les changements induits par la généralisation de la récupération des eaux de pluies pourraient affecter le marché en termes de capacité ou entraîner des modifications technologiques. Ainsi, une approche de type ACV conséquentielle serait d'autant plus intéressante à réaliser que cette pratique serait appelée à se généraliser.

CONCLUSION
GÉNÉRALE

Les recherches effectuées au sein du laboratoire de Chimie Agro-industrielle de l'INP/ENSIACET UMR 1010 INRA, avec Veolia Eau, dans le cadre de cette thèse, avaient pour objectif l'étude de la qualité des eaux de pluie collectées en aval des toitures et stockées en cuve, en vu de leur réutilisation dans l'habitat pour l'alimentation des chasses d'eau. Ainsi, une expérimentation concrète a été menée afin de fournir des données scientifiques objectives. Deux installations de récupération des eaux de pluie à deux échelles différentes ont été suivies de la conception à l'exploitation. Une surveillance conjointe de la qualité de l'eau en plusieurs points des systèmes, des volumes et de la maintenance a été réalisée durant cinquante-deux semaines consécutives. Plus précisément, ces travaux comprennent six parties.

Dans la première partie, une synthèse bibliographique sur la récupération – réutilisation des eaux de pluie en aval des toitures a été réalisée. Elle a notamment permis d'établir une liste de paramètres physico-chimiques pertinents à suivre et de paramètres microbiologiques susceptibles d'être quantifiés dans les eaux de pluie ruisselées.

La deuxième partie de ces travaux a été consacrée à l'installation de deux systèmes de récupération des eaux de pluie, supports de deux études de cas menées chacune sur une période d'un an.

Tout d'abord, deux sites ont été sélectionnés en région Midi-Pyrénées. Ils diffèrent de part leur environnement (rural ou périurbain), leur taille (maison individuelle ou bâtiment collectif) et la nature de la surface de collecte (toiture en tuiles ou toiture terrasse bitumée). Les deux systèmes de récupération des eaux de pluie installés sont représentatifs des installations actuellement mises en place en France lorsqu'une réutilisation dans l'habitat est souhaitée. Ces systèmes, commercialisés par Sotralentz Habitat, sont conformes à la législation en vigueur. Pour chacun des sites, la réalisation des travaux a nécessité la supervision des interventions conjointes d'une entreprise de terrassement et d'une entreprise de plomberie-électricité.

Ensuite, il a été nécessaire d'équiper ces pilotes de façon adéquate pour les besoins de l'étude. Divers compteurs, déversoirs et sondes, ainsi que l'enregistrement et le rapatriement des données collectées par télégestion, ont été mis en place. A cet effet, le savoir-faire et l'expertise de Veolia Eau dans ce domaine ont été exploités.

Enfin, des fréquences d'analyses hebdomadaires et mensuelles ont été décidées selon le paramètre et la nature du prélèvement. Les protocoles d'analyses ont été mis en place ou adaptés aux eaux de ruissellement.

La troisième et la quatrième partie ont été consacrées à l'étude de la qualité des eaux au fil du système. Différents types de prélèvements ont été réalisés sur les deux systèmes de récupération des eaux de pluie. Ainsi des eaux météorites, des eaux de ruissellement de toiture, des eaux collectées, des eaux distribuées et des sédiments de fond de cuve ont été analysés. Les résultats expérimentaux ont été exploités à l'aide de techniques d'analyses multivariées. Plus particulièrement les analyses en composantes principales et la classification hiérarchique ascendante ont été utilisées.

Tout d'abord, l'étude des eaux météorites a montré que la qualité de la ressource est variable au cours de l'année et la présence de microorganismes d'origine environnementale a été mise en évidence. Le lessivage de la toiture, et des polluants qui s'y sont accumulés, s'accompagne d'une détérioration globale de la qualité des eaux collectées en aval. Du fait du caractère corrosif des eaux, la nature des descentes pluviales peut fortement influencer la pollution métallique des eaux ruisselées notamment concernant le zinc ou le plomb.

Ensuite, le suivi de la qualité des eaux collectées a permis d'observer que les eaux de pluie ruisselées sont clairement non potables. Si elles présentent souvent une qualité physico-chimique correcte, une forte contamination microbiologique a été identifiée, occasionnellement accompagnée de la présence de pathogènes tels que *Legionella pneumophila*. Les analyses multivariées ont permis d'étudier les relations entre les paramètres et de distinguer trois groupes descriptifs de la qualité des eaux collectées. Le premier groupe concerne la composition ionique, le deuxième comprend des paramètres relatifs à la charge organique globale, et le dernier correspond à la contamination fécale. Ainsi, **les deux indicateurs classiques de contamination fécale, entérocoques et *E. Coli*, ne reflètent pas la contamination microbiologique globale, ni la présence de pathogènes.**

Puis, une dépendance de la qualité des eaux collectées et stockées aux conditions météorologiques et aux saisons a pu être mise en évidence. En été, les températures plus élevées et les pluviométries plus faibles s'accompagnent d'une dégradation de la qualité microbiologique des eaux stockées. La présence de conditions propices telles que des températures élevées, la présence de sources carbonées, d'azote et de phosphore peut s'accompagner de la multiplication de la flore microbienne et de la contamination du système par un biofilm. **L'environnement proche des surfaces de collecte a également une influence sur la qualité des eaux collectées notamment concernant les concentrations en pesticides retrouvées.**

Pour continuer, les eaux distribuées peuvent provenir de la cuve de récupération des eaux de pluie ou du réservoir d'appoint alimenté par le réseau d'eau public, de façon à assurer une continuité de service. Les paramètres tels que le titre alcalimétrique complet ou le titre hydrotimétrique se sont révélés des indicateurs de bascule pertinents. En fait, l'efficacité de la filtration secondaire se limite à des paramètres tels que la turbidité et la couleur. Globalement, la qualité des eaux distribuées reflète donc celle des eaux stockées dans la cuve et leur variabilité. Ainsi, **seule l'utilisation d'une désinfection permet de garantir la qualité des eaux distribuées dans l'habitat** et donc de minimiser les risques sanitaires éventuels.

Enfin, le phénomène de sédimentation qui intervient dans la cuve entraîne une accumulation de certains polluants dans la phase particulaire. Ainsi, les métaux se retrouvent en quantité importante dans les boues de fond de cuve. Les sédiments sont également chargés en hydrocarbures légers et lourds, tout particulièrement en aval d'une toiture terrasse bitumée, et en micropolluants organiques tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques, notamment lorsqu'une cheminée est présente sur la toiture. **La vidange annuelle des cuves de récupération d'eau de pluie exigée par la réglementation française apparaît complètement justifiée**, mais la question du devenir des sédiments extraits subsiste.

La cinquième partie a été dédiée à l'étude des volumes collectés et consommés sur les deux sites, localisés dans le sud-ouest de la France. La maison individuelle est équipée d'une cuve classique de 5 m³ et le bâtiment collectif d'une cuve surdimensionnée de 30 m³.

Dans le cas de la maison individuelle, l'utilisation d'eau de pluie pour **l'alimentation des chasses d'eau a permis l'économie annuelle de 43 m³ d'eau du réseau public pour une famille de quatre personnes**, mais **elle ne suffit pas à satisfaire la totalité des besoins** pour cet usage.

Dans le cas du **bâtiment collectif** fréquenté par une soixantaine de personnes, sur un an, **296 m³ d'eau du réseau d'eau public ont été préservés** et la **quasi-totalité des besoins en eau pour l'alimentation des chasses d'eau a été satisfaite** par l'utilisation des eaux collectées en aval de la toiture.

Les données expérimentales des deux études de cas ont permis de valider un modèle de fonctionnement hydraulique des systèmes de récupération et réutilisation des eaux de pluies. Ce modèle a alors été utilisé pour vérifier la représentativité des performances du système constatée lors de l'année d'étude, par rapport aux pluviométries journalières des vingt dernières années.

La comparaison des grandeurs expérimentales et simulées a permis de mettre en évidence **l'importance de l'entretien de ces systèmes** pour ne pas pénaliser leur rendement, et **l'importance d'un volume mort non négligeable dans les cuves de stockage** non disponible pour la réutilisation.

D'un point de vue économique, aucune des deux échelles n'est rentable dans le cas d'une désinfection ultra-violet avant distribution. En l'absence de désinfection, des économies sont réalisables, d'autant plus que l'installation est de grande taille. Néanmoins, **la période de retour sur investissement reste largement supérieure à 100 ans**, donc à la durée de vie de l'installation.

La dernière partie a permis d'évaluer les impacts environnementaux. Ce bilan s'inscrit dans une démarche de type « Analyse de Cycle de Vie ».

Dans un premier temps, les deux échelles de réutilisation des eaux de pluie pour l'alimentation des chasses d'eau ont été étudiées. Les impacts de ces systèmes sur l'environnement sont essentiellement dus aux consommations électriques nécessaires pour le pompage et la désinfection. Dès lors qu'une désinfection est mise en place, les systèmes de récupération à grande échelle sont à privilégier de façon à minimiser leur impact sur l'environnement.

Dans un deuxième temps, la réutilisation d'eau de pluie en maison individuelle a été comparée à l'utilisation exclusive d'eau potable du réseau public. Du fait des étapes de pompage et de désinfection, la réutilisation d'eau de pluie dans l'habitat est plus impactante sur l'environnement que l'utilisation d'eau du réseau d'eau public. Ces résultats ont été obtenus dans la mesure où les réseaux d'adduction sont déjà existants en France, et que leur maintien est nécessaire pour assurer, d'une part, l'alimentation en eau potable pour les usages pour lesquels l'eau de pluie ne peut être utilisée, et pour assurer, d'autre part, la continuité de service lorsque les eaux de pluie collectées ne sont pas suffisantes pour satisfaire les besoins en eau correspondants.

Il est intéressant de mettre en regard les principaux enseignements de ces travaux avec des objectifs collectifs plus larges. En effet, les autorités sanitaires françaises se préoccupent des risques sanitaires qui peuvent exister lors de la réutilisation des eaux de pluie dans l'habitat et le particulier, lui, se lance dans cette démarche généralement animé par la volonté de réaliser des économies d'eau et financières, et/ou de préserver l'environnement.

Dans un premier temps, quelle que soit la taille de l'installation, sa mise en place, conforme à la législation, nécessite donc le choix d'un fournisseur, la collecte des informations nécessaires au dimensionnement et l'intervention de plusieurs corps de métier. Une installation de qualité et son entretien sont les seuls moyens de limiter la pollution des eaux collectées. Malgré cela, la qualité de l'eau distribuée ne peut être garantie au cours de l'année. Il convient donc de préconiser une désinfection pour s'affranchir de tout risque sanitaire.

Dans un second temps, les performances économiques et environnementales sont fonction de l'échelle de l'installation. Des économies d'eau sont réalisables à l'échelle de la maison individuelle, mais le système n'est pas rentable économiquement, du fait de l'importance de l'investissement pour sa mise en place et de l'entretien qu'il nécessite. La récupération des eaux de pluie ne se justifie pas non plus d'un point de vue environnemental dans la mesure où un réseau d'eau potable est disponible et reste nécessaire. Par contre, les économies deviennent envisageables et les impacts environnementaux sont réduits, lorsque la récupération d'eau de pluie et sa réutilisation sont envisagées à plus grande échelle.

Plusieurs perspectives de travail seraient alors envisageables pour compléter ces travaux.

Le suivi analytique réalisé comprend un nombre important de paramètres physico-chimiques et microbiologiques, lesquels ont été suivis sur deux installations de récupération et réutilisation des eaux de pluie de tailles et localisations différentes. Or, cette étude a montré que la qualité des eaux de pluie collectées dépend de nombreux paramètres étroitement liés à l'environnement et la nature de la surface de collecte, aux conditions météorologiques... De la même façon, les performances des systèmes sont dépendantes des pluviométries, de leur répartition sur l'année, de la surface de collecte disponible, du volume de stockage mis en place, de la maintenance... L'établissement de connaissances valables en tout lieu et à tout moment sur la qualité et la quantité de l'eau pluviale s'avère donc complexe. Des campagnes de même type pourraient donc être effectuées sur d'autres sites. Quoi qu'il en soit la variabilité de la qualité de la ressource et de celle des eaux collectées au cours de l'année, démontrées par ces travaux, suffit déjà à justifier les recommandations proposées.

Les résultats volumiques obtenus sont également ceux des deux études de cas localisées dans le sud-ouest de la France. Ils devraient donc être généralisés aux autres régimes de pluviométrie du pays. A cet effet, l'utilisation du modèle de fonctionnement hydraulique développé dans le cadre de ces travaux devrait s'avérer très utile. De plus, il serait alors intéressant de déterminer quelle est l'échelle optimale pour la récupération des eaux de pluie, d'un point de vue économique et environnemental.

Une démarche d'évaluation des risques sanitaires a également été initiée, concernant les paramètres physico-chimiques. Les résultats obtenus concernant les éléments traces métalliques ont notamment fait l'objet d'un article scientifique. Un travail similaire concernant les paramètres microbiologiques est nécessaire, mais actuellement très complexe car l'établissement des relations dose-réponse pour ces paramètres n'est pas abouti.

La méthodologie de l'analyse de cycle de vie qui a été appliquée lors de cette étude est de type attributionnelle. Elle ne s'intéresse pas aux impacts d'une généralisation de la pratique. La réalisation d'une analyse de cycle de vie de type conséquentielle serait donc intéressante à réaliser. D'autre part, l'analyse de cycle de vie permet notamment d'évaluer l'écotoxicité et la toxicité via une catégorie d'impact intermédiaire. La comparaison des résultats obtenus par cette méthodologie et celle de l'évaluation des risques sanitaires est une piste de recherche prometteuse d'un point de vue méthodologique. Les résultats de cette étude en termes de concentrations pourraient alors servir de support au calcul de nouveaux facteurs d'impacts en rapportant une dose d'exposition à une dose limite.

RÉFÉRENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

- ARRETE DU 2 AOUT 2010 relatif à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts, JO du 31/08/11.
- ARRETE DU 08 JANVIER 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles, JO du 31/01/98.
- ARRETE DU 11 JANVIER 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine, JO du 06/02/07.
- ARRETE DU 21 AOUT 2008, relatif à la récupération des eaux de pluie et à leur usage à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments, JO du 29/08/08.
- ARRETE DU 22 JUIN 2007 relatif à la collecte, au transport et au traitement des eaux usées des agglomérations d'assainissement ainsi qu'à la surveillance de leur fonctionnement et de leur efficacité, et aux dispositifs d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique supérieure à 1,2 kg/j de DBO5, JO du 14/07/07.
- .C.I.Eau. 2010. Centre d'Information sur l'Eau. Retrieved Access Date, from <http://www.cieau.com/le-service-de-l-eau/les-usages>.
- C.S.H.P.F. 2006. Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France, Position relative aux enjeux sanitaires liés à l'utilisation des eaux de pluie pour des usages domestiques, séance du 5 septembre 2006.
- 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
- ADEME 1996. Les micro-polluants organiques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines. Edited by G. e. c. technique, Collection « valorisation agricole des boues d'épuration».
- AFNOR mai 2008. ISO 1438 "Hydrométrie – Mesure de débit dans les canaux découverts au moyen de déversoirs à paroi mince".
- AFNOR octobre 2006a. NF EN ISO 14040 "Management environnemental - Analyse de cycle de vie - Principes et cadres".
- AFNOR octobre 2006b. NF EN ISO 14044 "Management environnemental - Analyse de cycle de vie - Exigences et lignes directrices".
- AFNOR. mars 2001. NF EN 1717 "Protection contre la pollution de l'eau potable dans les réseaux intérieurs et exigences générales des dispositifs de protection contre la pollution par retour".
- AFNOR. novembre 2006. NF EN ISO 19458 "Qualité de l'eau - Echantillonnage pour analyse microbiologique".
- AFSSA 2004. Evaluation des risques liés à l'utilisation du formaldéhyde en alimentation animale, pp 25 pages.

- AGENCE DE L'EAU SEINE-NORMANDIE 1997. Le point sur les hydrocarbures aromatiques polycycliques.
- AHAMMED M.M. and MEERA V. 2006. Iron hydroxide-coated sand filter for household drinking water from roof-harvested rainwater. *J. Water Supply Res Technol. - Aqua* 55(7-8):493-498.
- AL-KHASHMAN O.A. 2009. Chemical characteristics of rainwater collected at a western site of Jordan. *Atmos. Res.* 91(1):53-61.
- ALBRECHTSEN H.J. 2002. Microbiological investigations of rainwater and graywater collected for toilet flushing. *Water Sci. Technol.* 46(6-7):311-316.
- ANAND C. and APUL D.S. 2011. Economic and environmental analysis of standard, high efficiency, rainwater flushed, and composting toilets. *Journal of Environmental Management* 92(3):419-428.
- APPAN A. 2000. A dual-mode system for harnessing roofwater for non-potable uses. *Urban Water* 1(4):317-321.
- ASHBOLT R. and KIRK M.D. 2006. Salmonella mississippi infections in Tasmania: the role of native animals and untreated drinking water. *Epidemiology and Infection* 134(6):1257-1265.
- AVILA A., I. Q.-M. and ALARCON M. 1997. Mineralogical composition of African dust delivered by red rains over northeastern Spain. *Journal of Geophysical Research* 102(D18):21977-21996.
- BAEZ A., BELMONT R., GARCIA R., PADILLA H. and TORRES M.C. 2007. Chemical composition of rainwater collected at a southwest site of Mexico City, Mexico. *Atmos. Res.* 86(1):61-75.
- BERTRAND-KRAJEWSKI J.L., CHEBBO G. and SAGET A. 1998. Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Water Res.* 32(8):2341-2356.
- BIPE 2008. Les services collectifs d'eau et d'assainissement en France. Données économiques, sociales et environnementales., pp 52.
- BIRKS R., COLBOURNE J., HILLS S. and HOBSON R. 2004. Microbiological water quality in a large in-building, water recycling facility. *Water Sci. Technol.* 50(2):165-172.
- BRANT H.C.A. and DE GROOT P.C. 2001. Aqueous leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons from bitumen and asphalt. *Water Practice and Technology* 35(17):4200-4207.
- BRECHBÜHL B. 1995. Planung und Betrieb von Regenwassernutzungsanlagen.
- BUCHELI T.D., MÜLLER S.R., HEBERLE S. and SCHWARZENBACH R.P. 1998a. Occurrence and Behavior of Pesticides in Rainwater, Roof Runoff, and Artificial Stormwater Infiltration. *Environmental Science and Technology* 32(22):3457-3464.

- BUCHELI T.D., MÜLLER S.R., VOEGELIN A. and SCHWARZENBACH R.P. 1998b. Bituminous Roof Sealing Membranes as Major Sources of the Herbicide (R,S)-Mecoprop in Roof Runoff Waters: Potential Contamination of Groundwater and Surface Waters. *Environmental Science and Technology* 32(22):3465–3471.
- BURKHARD R., DELETIC A. and CRAIG A. 2000. Ecological Water and Wastewater Management for New Housing: Technical, Economic and Social Considerations, A Review for Students in Architecture and the Built Environment, pp 85.
- CELLE-JEANTON H., TRAVI Y., LOYE-PILOT M.-D., HUNEAU F. and BERTRAND G. 2009. Rainwater chemistry at a Mediterranean inland station (Avignon, France): Local contribution versus long-range supply. *Atmos. Res.* 91(1):118-126.
- CHANG M., MCBROOM MATTHEW W. and SCOTT BEASLEY R. 2004. Roofing as a source of nonpoint water pollution. *Journal of Environmental Management* 73(4):307-315.
- CHILTON J.C., MAIDMENT G.G., MARRIOTT D., FRANCIS A. and TOBIAS G. 1999. Case study of a rainwater recovery system in a commercial building with a large roof. *Urban Water J.* 1:345-354.
- CONKO K.M., RICE K.C. and KENNEDY M.M. 2004. Atmospheric wet deposition of trace elements to a suburban environment, Reston Virginia, USA. *Atmos. Environ.* 38(24):4025-4033.
- COOMBES P.J. and BARRY M.E. 2007. The effect of selection of time steps and average assumptions on the continuous simulation of rainwater harvesting strategies. *Water Sci. Technol.* 55(4):125-133.
- COOMBES P.J., DUNSTAN H., SPINKS A., EVANS C.A. and HARRISON T. 2006. *Key messages from a decade of water quality research into roo collected rainwater supplies.* 1st National HYDROPOLIS Conference, Perth, Western Australia.
- COOMBES P.J., KUCZERA G., KALMA J.D. and DUNSTAN R.H. 2000. *Rainwater quality from roofs, tanks and hot water systems at figtree place.* Hydro 2000: 3rd International Hydrology and Water Resources Symposium, Perth, Australia, pp 1042-1047.
- COUNCELL T.B., K.U. D., LANDA E.R. and CALLENDER E. 2004. Tire-wear particles as a source of zinc to the environment. *Environmental Science and Technology* 38(15):4206-4214.
- CRABTREE K.D., RUSKIN R.H., SHAW S.B. and ROSE J.B. 1996. The detection of cryptosporidium oocysts and Giardia cysts in cistern water in the U.S. Virgin Islands. *Water Res.* 30(1):208-216.
- CRETTAZ P., JOLLIET O., CUANILLON J.-M. and ORLANDO S. 1999. Life cycle assessment of drinking water and rain water for toilets flushing. *Journal of Water Supply Research and Technology - AQUA* 48(3):73-83.
- DE GOUVELLO B., BERTHINEAU B., CROUM I. and FRANÇOIS C. 2004. *La récupération et l'utilisation de l'eau de pluie dans le bâtiment. Les enseignements de*

suivis in situ et d'un dispositif expérimental. Techniques et stratégies durables pour la gestion des eaux urbaines par temps de pluie. 5ème conférence internationale Novatech 2004, 6-9 juin, Lyon, pp 95-102.

- DESPINS C., FARAHBAKHS K. and LEIDL C. 2009. Assessment of rainwater quality from rainwater harvesting systems in Ontario, Canada. *J. Water Supply Res Technol. - Aqua* 58(2):117-134.
- EVANS C.A., COOMBES P.J. and DUNSTAN R.H. 2006. Wind, rain and bacteria: the effect of weather on the microbial composition of roof-harvested rainwater. *Water Res.* 40(1):37-44.
- EVANS C.A., COOMBES P.J., DUNSTAN R.H. and HARRISON T. 2007. Identifying the major influences on the microbial composition of roof harvested rainwater and the implications for water quality. *Water Sci. Technol.* 55(4):245-253.
- EVANS C.A., COOMBES P.J., DUNSTAN R.H. and HARRISON T. 2009. Extensive bacterial diversity indicates the potential operation of a dynamic micro-ecology within domestic rainwater storage systems. *Sci. Total Environ.* 407(19):5206-5215.
- FEWKES A. 1999. The use of rainwater for WC flushing: the field testing of a collection system. *Build. Environ.* 34:765-772.
- FEWTRELL L. and KAY D. 2007. Microbial quality of rainwater supplies in developed countries: a review. *Urban Water J.* 4(4):253-260.
- FEWTRELL L. and KAY D., Eds. 2008. Health impact assessment for sustainable water management, IWA publishing.
- FÖRSTER J. 1996. Patterns of roof runoff contamination and their potential implications on practice and regulation of treatment and local infiltration. *Water Sci. Technol.* 33(6):39-48.
- FÖRSTER J. 1998. The influence of location and season on the concentrations of macroions and organic trace pollutants in roof runoff. *Water Sci. Technol.* 38(10):83-90.
- FÖRSTER J. 1999. Variability of roof runoff quality. *Water Sci. Technol.* 39(5):137-144.
- FRANKLIN F.J., FIELDING J.E., GREGORY J., GULLAN L., LIGHTFOOT D., POZNANSKI S.Y. and VALLY H. 2009. An outbreak of *Salmonella typhimurium* at a school camp linked to contamination of rainwater tanks. *Epidemiology and Infection* 137(3):434-440.
- GABRIELLE B. and GAGNAIRE N. 2007. Life-cycle assessment of straw use in bio-ethanol production: a case-study based on biophysical modelling. *Biomass and bioenergy* 32(5):431-441.
- GHISI E. 2007. Potential for potable water savings by combining the use of rainwater and greywater in houses in southern Brazil. *Build. Environ.* 42:1731-1742.

- GHISI E., MONTIBELLER A. and SCHMIDT R.W. 2006. Potential for potable water savings by using rainwater: Analysis over 62 cities in southern Brazil. *Build. Environ.* 41:204–210.
- GOEDKOOP M., HEIJUNGS R., HUIJBREGTS M.A.J., DE SCHRYVER A., STRUIJS J. and VAN ZELM R. 2008. ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation factors, First edition.
- GROMAIRE-MERTZ M.C. 1998. La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire. Caractéristiques et origines, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées:550.
- GROMAIRE-MERTZ M.C., GARNAUD S., GONZALEZ A. and CHEBBO G. 1999. Characterization of urban runoff pollution in Paris. *Water Sci. Technol.* 39(2):1-8.
- GROMAIRE M.C., CHEBBO G. and CONSTANT A. 2002. Impact of zinc roofing on urban runoff pollutants load, the case of Paris. *Water Sci. Technol.* 45(7):113-121.
- GROMAIRE M.C., GARNAUD S., SAAD M. and CHEBBO G. 2001. Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers. *Water Res.* 35(2):521-533.
- HEIJERICK D.G., JANSSEN C.R., KARLEN C., ODNEVALL WALLINDER I. and LEYGRAF C. 2002. Bioavailability of zinc in runoff water from roofing materials. *Chemosphere* 47(10):1073-1080.
- HERRMANN T. and SCHMIDA U. 1999. Rainwater utilisation in Germany: efficiency, dimensioning, hydraulic and environmental aspects. *Urban Water* 1:307-316.
- HEYWORTH J.S., GLONEK G., MAYNARD E.J., BAGHURST P.A. and FINLAY-JONES J. 2006. Consumption of untreated tank rainwater and gastroenteritis among young children in South Australia. *International Journal of Epidemiology* 35:1051-1058.
- HUSTON R., CHAN Y.C., GARDNER T., SHAW G. and CHAPMAN H. 2009. Characterisation of atmospheric deposition as a source of contaminants in urban rainwater tanks. *Water Res.* 43(6):1630-1640.
- JOLLIET O., MARGNI M., CHARLES R., HUMBERT S., PAYET J., REBITZER G. and ROSENBAUM R. 2003. Impact 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *International Journal of LCA* 8(6):324-330.
- JOLLIET O., SAADÉ M., CRETTEAZ P. and SHAKED S. 2010. Analyse de cycle de vie . Comprendre et réaliser un écobilan. Science et Ingénierie de l'Environnement, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes.
- JORDAN F.L., SEAMAN R., RILEY J.J. and YOKLIC M.R. 2008. Effective removal of microbial contamination from harvested rainwater using a simple point of use filtration and UV-disinfection device. *Urban Water J.* 5(3):209-218.

- KIM R.-H., LEE S. and KIM J.-O. 2005. Application of a metal membrane for rainwater utilization: Filtration characteristics and membrane fouling. *Desalination* 177(1-3):121-132.
- KOH L.L., WRONG M.K., GAN L.M. and YAP C.T. 1991. Factors affecting the leaching of lead from UPVC pipes. *Environ. Monit. Assess.* 19(1-3):203-213.
- LEE J.Y., YANG J.S., HAN M. and CHOI J. 2010. Comparison of the microbiological and chemical characterization of harvested rainwater and reservoir water as alternative water resources. *Sci. Total Environ.* 408(4):896-905.
- LEE M.D. and VISSCHER J.T. 1996. Le captage de l'eau: un guide pour les planificateurs et les chefs de projet. Document technique n°30. IRC.
- LEVESQUE B., PEREG D., WATKINSON E., MAGUIRE J.S., BISSONNETTE L., GINGRAS S., ROUJA P., BERGERON M.G. and DEWAILLY E. 2008. Assessment of microbiological quality of drinking water from household tanks in Bermuda. *Canadian Journal of Microbiology* 54(6):495-500.
- LYE D.J. 1989. *Virulence characteristics of bacteria isolated from cisterns water systems in rural Northern Kentucky, USA.* 4th International Conference on Rainwater Cistern Systems, Manila, Philippines, International Rainwater Catchment Systems Association, pp 6.
- LYE D.J. 1991. *Microbial levels in cisterns systems: acceptable or unacceptable?* 5th International International Conference on Rainwater Cisterns Systems, Taiwan, Republic of China, International Rainwater Catchment Systems Association, pp 7.
- LYE D.J. 2002. Health risks associated with consumption of untreated water from household roof catchments systems. *Journal of the American Water Ressources Association* 38 (5):1301-1306.
- MAGYAR M., MITCHELL V., LADSON A. and DIAPER C. 2007. An investigation of rainwater tanks quality and sediments dynamics. *Water Sci. Technol.* 56(9):21-28.
- MARTIN A.R., COOMBES P.J., HARRISON T.L. and DUNSTAN R.H. 2010. Changes in abundance of heterotrophic and coliform bacteria resident in stored water bodies in relation to incoming bacterial loads following rain events. *Journal of Environmental Monitoring* 12(1):255-260.
- MARTINSON D.B. and THOMAS T. 2005. *Quantifying the first-flush phenomenon.* 12th Internatinal Catchment Systems Conference, New Delhi, India, International Rainwater Catchment Systems Association, pp 7.
- MAY S. and PRADO R.T.A. 2006. Experimental evaluation of rainwater quality for non-potable applications in the city of Sao Paulo, Brazil. *Urban Water J.* 3(3):145-151.
- MEERA V. and AHAMMED M.M. 2006. Water quality of rooftop rainwater harvesting systems: a review. *J. Water Supply Res Technol. - Aqua* 55(4):257-268.

- MELIDIS P., AKRATOS C.S., TSIHRINTZIS V.A. and TRIKILIDOU E. 2007. Characterization of rain and roof drainage water quality in Xanthi, Greece. *Environ. Monit. Assess.* 127(1-3):15-27.
- MENDEZ C.B., KLENZENDORF J.B., AFSHAR B.R., SIMMONS M.T., BARRETT M.E., KINNEY K.A. and KIRISITS M.J. 2011. The effect of roofing material on the quality of harvested rainwater. *Water Res.* 45(5):2049-2059.
- MIQUEL G. 2003. La qualité de l'eau et de l'assainissement en France. Rapport de l'OPECST n° 2152, pp 195.
- MORROW A.C., DUNSTAN R.H. and COOMBES P.J. 2010. Elemental composition at different points of the rainwater harvesting system. *Sci. Total Environ.* 408(20):4542-4548.
- MUSTOW S., GREY R., SMERDON T., PINNEY C. and WAGGETT R. 1997. Water conservation: implications of using recycled greywater and stored rainwater in the UK, pp 84.
- NOWAK F. 2009. Production d'eau par les ménages : qui paie la facture? *Techniques Sciences et Méthodes* 11:43-56.
- OESTERHOLT F., MARTIJNSE G., MEDEMA G. and VAN DER KOOIJ D. 2007. Health risk assessment of non-potable domestic water supplies in the Netherlands. *J. Water Supply Res Technol. - Aqua* 56(3):171-179.
- PETER A., WEIDNER K. and HOWLEY C. 2008. The chemical water quality in roof harvested water cisterns in Bermuda. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA* 57(3):153-163.
- PINFOLD J.V., HORAN N.J., WIROJANAGUD W. and MARA D. 1993. The bacteriological quality of rainjar water in rural northeast Thailand. *Water Res.* 27(2):297-302.
- POLKOWSKA Z., GORECKI T. and NAMIESNIK J. 2002. Quality of roof runoff waters from an urban region (Gdansk, Poland). *Chemosphere* 49(10):1275-1283.
- PRATT C.J. and PARKER M.A. 1987. *Rainfall loss estimation on experimental surfaces*. 4th International Conference on Urban Storm Drainage, Lausanne.
- PRAVEEN P.S., RAO P.S.P., SAFI P.D., DEVARA P.C.S., CHATE D.M., ALI K. and MOMIN G.A. 2007. Study of aerosol transport through precipitation chemistry over Arabian Sea during winter and summer monsoons. *Atmos. Environ.* 41(4):825-836.
- ROSSILLON F., BORGHT P. and ORSZAGH J. 2007. Survey relating to the quality of rainwater stored in cistern for domestic use in Wallonia (Belgium). *Eur. J. Water Qual.* 38(2):169-180.
- SANUSI A., WORTHAM H., MILLET M. and MIRABEL P. 1996. Chemical composition of rainwater in eastern France. *Atmos. Environ.* 30(1):59-71.

- SAZAKLI E., ALEXOPOULOS A. and LEOTSINIDIS M. 2007. Rainwater harvesting, quality assessment and utilization in Kefalonia Island, Greece. *Water Res.* 41(9):2039-2047.
- SCHETS F.M., ITALIAADER R., VAN DER BERG H.H.J.L. and DE RODA HUSMAN A.M. 2010. Rainwater harvesting: quality assessment and utilization in the the Netherlands. *J. Water Health* 8(2):224-235.
- SCHRIEWER A., HORN H. and HELMREICH B. 2008. Time focused measurements of roof runoff quality. *Corros. Sci.* 50(2):384-391.
- SCHUDEL 1996. Macht Regenwasser nutzen Sinn? *VGL Information* 2/96.
- SIMMONS G., HOPE V., LEWIS G., WHITMORE J. and GAO W. 2001. Contamination of potable roof-collected rainwater in Auckland, New Zealand. *Water Res.* 35(6):1518-1524.
- SIMMONS G., JURY S., THORNLEY C., HARTE D., MOHIUDDIN J. and TAYLOR M. 2008. A Legionnaires' disease outbreak: A water blaster and roof-collected rainwater systems. *Water Res.* 42(6-7):1449-1458.
- SPINKS A., BERGHOUT B., DUNSTAN R.H., COOMBES P. and KUCZERA G. 2005. *Tank sludge as a sink for bacterial and heavy metal contaminants and its capacity for settlement, re-suspension and flocculation enhancement.* 12th International Rainwater Catchment Systems Association Conference, New Delhi, India.
- SPINKS A.T., DUNSTAN R.H., HARRISON T., COOMBES P. and KUCZERA G. 2006a. Thermal inactivation of water-borne pathogenic and indicator bacteria at sub-boiling temperatures. *Water Res.* 40(6):1326-1332.
- SPINKS J., PHILLIPS S., ROBINSON P. and VAN BUYNDER P. 2006b. Bushfires and tank rainwater quality: a cause for concern? *J. Water Health* 4(1):21-28.
- SU M.D., LIN C.-H., CHANG L.-F., KANG J.-L. and LIN M.-C. 2009. A probabilistic approach to rainwater harvesting systems design and evaluation. *Resources, Conservation and Recycling* 53:393-399.
- SUER P. and ANDERSSON-SKÖLD Y. 2011. Biofuel or excavation? - Life cycle assessment (LCA) of soil remediation options *Biomass and Bioenergy* 35(2):969-981.
- THOMAS P.R. and GREENE G.R. 1993. Rainwater quality from different roof catchments. *Water Sci. Technol.* 28(3-5, Diffuse Pollution):291-299.
- UBA B.N. and AGHOGHO O. 2000. Rainwater quality from different roof catchments in the Port Harcourt district, rivers state, Nigeria. *J. Water Supply Res Technol. - Aqua* 49(5):281-288.
- VAN METRE P.C. and MAHLER B.J. 2003. The contribution of particules washed from rooftops to contaminat loading to urban streams. *Chemosphere* 52(10):1727-1741.
- VASUDEVAN P., TANDON M., KRISHAN C. and THOMAS T. 2001. *Bacterial quality of water in DRWH.* 10th International Rainwater Catchment Systems Conference,

- Weikersheim, Germany, International Rainwater Catchment Systems Association, pp 153-155.
- VILLARREAL E.L. and DIXON A. 2005. Analysis of a rainwater collection system for domestic water supply in Ringdansen, Norrköping, Sweden. *Build. Environ.* 40:1174-1184.
- WARD S., MEMON F.A. and BUTLER D. 2010. Rainwater harvesting: model-based design evaluation. *Water Sci. Technol.* 61(1):85-96.
- WEIDEMA B.P. and WESNAES M.S. 1996. Data quality management for life cycle inventories: an example of using data quality indicators". *Journal of Cleaner Production* 4(3-4):167-174.
- YAZIZ M.I., GUNTING H., SAPARI N. and GHAZALI A.W. 1989. Variations in rainwater quality from roof catchments. *Water Res.* 23(6):761-765.
- ZHANG D.Q., GERSBERG R.M., WILHELM C. and VOIGT M. 2009a. Decentralized water management: rainwater harvesting and greywater reuse in an urban area of Beijing, China. *Urban Water J.* 6(5):375-385.
- ZHANG Y., CHEN D., CHEN L. and ASHBOLT S. 2009b. Potential for rainwater use in high-rise buildings in Australian cities. *Journal of Environmental Management* 91(1):222-226.
- ZHU K., ZHANG L., HART W., LIU M. and CHEN H. 2004. Quality issues harvested rainwater in arid and semi-arid Loess Plateau of northern China. *Journal of Arid Environments* 57:487-505.
- ZOBRIST J., MULLER S.R., AMMANN A., BUCHELI T.D., MOTTIER V., OCHS M., SCHOENENBERGER R., EUGSTER J. and BOLLER M. 2000. Quality of roof runoff for groundwater infiltration. *Water Res.* 34(5):1455-1462.

LISTE DES
ILLUSTRATIONS

LISTE DES FIGURES

Figure I-1. Les différentes parties d'un système de récupération des eaux de pluie.....	6
Figure II-1. Schéma de principe des installations	36
Figure II-2. Site 1 : Maison individuelle	37
Figure II-3. Situation géographique du site 1 - Plan large	37
Figure II-4. Situation géographique du site 1- Carte IGN 2142 E (1 :25 000)	38
Figure II-5. Vue aérienne de l'environnement du site 1	39
Figure II-6. Surface de la toiture du site 1	39
Figure II-7. Estimation de la surface en pourcentage par descente de gouttière sur le site 1 ..	40
Figure II-8. Crapaudine sur le site 1	40
Figure II-9. Une des quatre descentes pluviales du site 1	40
Figure II-10. Présentation de la cuve en PEHD de 5 m ³ du site 1	41
Figure II-11. Mise en place de la cuve enterrée sur le site 1	41
Figure II-12. Tube diffuseur-tranquillisateur et dégrilleur en cuve sur le site 1	42
Figure II-13. Tube diffuseur-tranquillisateur et dégrilleur hors cuve sur le site 1	42
Figure II-14. Intérieur de la cuve du site 1	43
Figure II-15. Système de pompage du site 1	43
Figure II-16. Système de filtration du site 1	43
Figure II-17. Traitement UV du site.....	44
Figure II-18. Robinet extérieur alimenté par la cuve sur le site 1	44
Figure II-19. Système de réutilisation des eaux de pluie du site 1	44
Figure II-20. Camion hydrocureur sur le site 1	45
Figure II-21. Prélèvements d'eaux chargées en sédiments sur le site 1	45
Figure II-22. Site 2 : Bâtiment collectif	45
Figure II-23. Situation géographique du site 2- Plan large	45
Figure II-24. Situation géographique du site 2 – Carte IGN 2144 O (1 :25 000)	46
Figure II-25. Vue aérienne de l'environnement du site 2	47
Figure II-26. Surface de collecte du site 2	47
Figure II-27. Vide sanitaire du site 2.....	48
Figure II-28. Sortie d'un collecteur d'eaux pluviales du site 2	48
Figure II-29. Dégrilleur du site 2	48
Figure II-30. Élément du dégrilleur du site 2	48
Figure II-31. Installation de la cuve sur le site 2	49
Figure II-32. Système de pompage du site 2	50
Figure II-33. Système de filtration du site 2.....	50
Figure II-34. Traitement UV du site 2.....	50
Figure II-35. Système de réutilisation des eaux de pluie du site 2.....	51
Figure II-36. Camion hydrocureur sur le site 2	51
Figure II-37. Vidange de la cuve sur le site 2	51
Figure II-38. Sédiments au fond de la cuve sur le site 2	52
Figure II-39. Système après désinfection sur le site 2.....	52
Figure II-40. Principaux points de prélèvements	53
Figure II-41. Prélèvements d'eaux météorites sur le site 1	54
Figure II-42. Prélèvement d'eaux de ruissellement de toiture sur le site 1	54
Figure II-43. Lieu de prélèvement d'eaux de ruissellement de toiture sur le site 2	54
Figure II-44. Prélèvements dans la cuve	54
Figure II-45. Flaconnage	57
Figure II-46. Exemple de boîte à moustaches	59

Figure III-1. Concentrations en éléments traces métalliques dans les eaux de la cuve du site 1	70
Figure III-2. Concentrations en éléments traces métalliques dans les eaux de la cuve du site 2	70
Figure III-3. Concentrations en éléments traces métalliques minoritaires dans les eaux de la cuve	71
Figure III-4. Nombre de pesticides détectés ou quantifiés au cours de l'année de suivi dans les deux cuves de récupération des eaux de pluie.....	73
Figure III-5. Liste et nature des pesticides détectés au moins une fois en fonction du site de prélèvement	73
Figure III-6. Concentrations des pesticides les plus fréquemment quantifiés dans la cuve du site 1	74
Figure III-7. Concentrations des pesticides les plus fréquemment quantifiés dans la cuve du site 2	74
Figure III-8. Concentrations en microorganismes revivifiables obtenues sur le site 1 - Boîtes à moustaches avec échelle logarithmique	76
Figure III-9. Concentrations en microorganismes revivifiables obtenues sur le site 2 - Boîtes à moustaches avec échelle logarithmique	76
Figure III-10. Concentrations en bactéries coliformes obtenues sur le site 1 - Boîte à moustache avec échelle logarithmique.....	77
Figure III-11. Concentrations en bactéries coliformes obtenues sur le site 2 - Boîte à moustache avec échelle logarithmique.....	77
Figure III-12. Concentrations en entérocoques et <i>Escherichia coli</i> obtenues sur le site 1 – Boîtes à moustaches avec échelle logarithmique	78
Figure III-13. Concentrations en entérocoques et <i>Escherichia coli</i> obtenues sur le site 2 – Boîtes à moustaches avec échelle logarithmique	78
Figure III-14. Concentrations en <i>Legionella species</i> obtenues par PCR sur le site 1 - Boîtes à moustaches avec échelle logarithmique	79
Figure III-15. Concentrations en <i>Legionella species</i> obtenues par PCR sur le site 2 - Boîtes à moustaches avec échelle logarithmique	79
Figure III-16. Concentrations en <i>Pseudomonas aeruginosa</i> et <i>Aeromonas</i> obtenues sur le site 1 - Boîtes à moustaches	81
Figure III-17. Concentrations en <i>Pseudomonas aeruginosa</i> et <i>Aeromonas</i> obtenues sur le site 2 - Boîtes à moustaches	81
Figure III-18. Saisonnalité des concentrations en microorganismes revivifiables sur les deux sites– Boîtes à moustaches avec échelle logarithmique	83
Figure III-19. Saisonnalité des concentrations en bactéries coliformes et <i>Legionella species</i> (PCR) sur les deux sites - Boîtes à moustaches avec échelle logarithmique	84
Figure III-20. Saisonnalité des concentrations en <i>Escherichia coli</i> et entérocoques sur les deux sites– Boîtes à moustaches avec échelle logarithmique	85
Figure III-21. Saisonnalité des concentrations en <i>Aeromonas</i> et <i>Pseudomonas aeruginosa</i> sur les deux sites– Boîtes à moustaches avec échelle logarithmique	86
Figure III-22. ACP sur la matrice de données issue du suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau dans la cuve du site 1 - Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2	88
Figure III-23. ACP sur la matrice de données issue du suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau dans la cuve du site 1 - Cercle des corrélations selon les axes F1 et F3	88
Figure III-24. CAH sur la matrice de données issue du suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau dans la cuve du site 1 - Méthode de Ward - Dendrogramme des variables	89

Figure III-25. ACP sur la matrice de données issue du suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau dans la cuve du site 1 - Représentation des prélèvements selon les axes F1 et F2	90
Figure III-26. ACP sur la matrice de données issue du suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau dans la cuve du site 1 - Représentation des prélèvements selon les axes F1 et F3	90
Figure III-27. ACP sur la matrice de données issue du suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau dans la cuve du site 1 - Représentation des prélèvements dans le repère défini par F1, F2 et F3	91
Figure III-28. pH des eaux de la cuve du site 1 en fonction du temps	92
Figure III-29. Pluviométries journalière sur le site 1 et concentrations en entérocoques et <i>E. coli</i> dans la cuve	93
Figure III-30. ACP sur la matrice de données issues du suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau dans la cuve du site 2 - Cercle des corrélations selon les axes F1 et F3	95
Figure III-31. CAH sur la matrice de données issue du suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau dans la cuve du site 2 - Méthode de Ward - Dendrogramme des variables	95
Figure III-32. ACP sur la matrice de données issue du suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau dans la cuve du site 2 - Représentation des prélèvements selon les axes F1 et F2	96
Figure III-33. Evolution du pH et de la concentration en formaldéhyde des eaux de la cuve du site 2	98
Figure III-34. Evolution de la concentration en carbone organique total des eaux de la cuve du site 2	98
Figure III-35. Pluviométries journalière sur le site 2 et concentrations en entérocoques et <i>E. coli</i> dans la cuve	99
Figure III-36. Résultats dans le plan F1-F2 de l'ACP conduite sur les concentrations en pesticides retrouvées dans la cuve du site rural - a) Cercle des corrélations - b) Représentation des 12 prélèvements	101
Figure III-37. Résultats dans le plan F1-F2 de l'ACP conduite sur les concentrations en pesticides retrouvées dans la cuve du site semi-urbain - a) Cercle des corrélations - b) Représentation des 12 prélèvements	102
Figure III-38. Evolution des concentrations en mecoprop dans la cuve du site 2 en zone périurbaine avec toiture terrasse bitumée	103
Figure III-39. CAH sur la matrice de données issue du suivi mensuel de la qualité de l'eau dans la cuve du site 1 - Méthode de Ward - Dendrogramme des variables	105
Figure III-40. CAH sur la matrice de données issue du suivi mensuel de la qualité de l'eau dans la cuve du site 2 - Méthode de Ward - Dendrogramme des variables	105
Figure IV-1. Concentrations en éléments traces métalliques dans les eaux météorites (EM) et les eaux de ruissellement de toiture (ER) sur les deux sites	112
Figure IV-2. Evolution du titre alcalimétrique complet dans les eaux stockées et les eaux distribuées	117
Figure IV-3. Evolution du titre hydrotimétrique dans les eaux stockées et les eaux distribuées	117
Figure IV-4. Evolution de la différence de turbidité entre les eaux distribuées et les eaux stockées dans la cuve sur le site 1	119
Figure IV-5. Evolution de la différence de couleur entre les eaux distribuées et les eaux stockées dans la cuve sur le site 1	119
Figure IV-6. Evolution de la différence de turbidité entre les eaux distribuées et les eaux stockées dans la cuve sur le site 2	120
Figure IV-7. Evolution de la différence de couleur entre les eaux distribuées et les eaux stockées dans la cuve sur le site 2	120
Figure IV-8. Concentrations en éléments traces métalliques majoritaires sur le site 1	122

Figure IV-9. Concentrations en éléments traces métalliques minoritaires sur le site 1	122
Figure IV-10. Concentrations en éléments traces métalliques majoritaires sur le site 2	123
Figure IV-11. Concentrations en éléments traces métalliques minoritaires sur le site 2	123
Figure IV-12. Concentrations en microorganismes revivifiables et en bactéries coliformes en fonction de la provenance de l'eau distribuée sur le site 1	125
Figure IV-13. Concentrations en <i>Escherichia coli</i> , entérocoques, <i>Aeromonas</i> et <i>Pseudomonas aeruginosa</i> en fonction de la provenance de l'eau distribuée sur le site 1	126
Figure IV-14. Concentrations en microorganismes revivifiables et en bactéries coliformes en fonction de la provenance de l'eau distribuée sur le site 2	127
Figure IV-15. Concentrations en <i>Escherichia coli</i> , entérocoques, <i>Aeromonas</i> et <i>Pseudomonas aeruginosa</i> en fonction de la provenance de l'eau distribuée	128
Figure IV-16. Contamination du système par un biofilm en été sur le site 2	129
Figure IV-17. ACP sur la matrice de données issue du suivi de la qualité de l'eau distribuée sur le site 1 – Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2	131
Figure IV-18. ACP sur la matrice de données issue du suivi de la qualité de l'eau distribuée sur le site 1 – Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2	131
Figure IV-19. ACP sur la matrice de données issue du suivi de la qualité de l'eau distribuée sur le site 2 – Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2	132
Figure IV-20. ACP sur la matrice de données issue du suivi de la qualité de l'eau distribuée sur le site 1 – Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2	132
Figure IV-21. Concentrations en hydrocarbures légers et BTEX dans les sédiments de fond de cuve des deux sites	136
Figure IV-22. Concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les sédiments de fond de cuve des deux sites	137
Figure IV-23. Bilan sur la qualité des eaux dans un système de récupération des eaux de pluie en aval de toiture	140
Figure V-1. Pluviomètre sur le site 1	143
Figure V-2. Pluviomètre sur le site 2	143
Figure V-3. Compteurs Actaris sur le site 2	143
Figure V-4. Schéma du système de réutilisation des eaux de pluie sur le site 1	144
Figure V-5. Schéma du système de réutilisation des eaux de pluie sur le site 2	144
Figure V-6. Site 1 - Aquabac	145
Figure V-7. Schéma du bac de comptage sur le site 2	145
Figure V-8. Bac de comptage sur le site 2	145
Figure V-9. Tableau de jaugeage de la cuve de 5 m ³ sur le site 1	146
Figure V-10. Régression linéaire utilisée pour le calcul du volume dans la cuve du site 1 ...	147
Figure V-11. Grandeurs caractéristiques de la cuve du site 2	148
Figure V-12. Schéma d'un déversoir triangulaire à mince paroi	148
Figure V-13. Coefficient μ pour un déversoir triangulaire avec $\alpha \neq \pi/2$ radians (90°), d'après NF X 10-311	150
Figure V-14. Valeur de K_h pour un déversoir triangulaire avec $\alpha \neq \pi/2$ radians (90°), d'après NF X 10-311	150
Figure V-15. Coefficient C_e pour un déversoir triangulaire triangulaire avec $\alpha = \pi/2$ radians (90°), d'après NF X 10-311	151
Figure V-16. Relation hauteur - débit pour l'Aquabac installé sur le site 1	152
Figure V-17. Besoins journaliers en eau pour l'alimentation des deux chasses d'eau du site 1	153
Figure V-18. Colmatage du filtre dégrilleur en entrée de la cuve du site 1	156
Figure V-19. Pluviométrie journalière et volume d'eau dans la cuve pour le site 1	156

Figure V-20. Besoins journaliers en eau pour l'alimentation des huit chasses d'eau du site 2	157
Figure V-21. Pluviométrie journalière et volume d'eau dans la cuve pour le site 1	159
Figure V-22. Algorithme représentant le comportement hydraulique du système de récupération des eaux de pluie	160
Figure V-23. Schéma récapitulatif des données d'entrées et de sorties du modèle	161
Figure V-24. Volume d'eau stocké dans la cuve du site 1 : comparaison des valeurs simulées et des valeurs expérimentales	162
Figure V-25. Volume d'eau stocké dans la cuve du site 2 : comparaison des valeurs simulées et des valeurs expérimentales	163
Figure V-26. Taux de satisfaction des besoins en eau en fonction du volume de stockage disponible sur le site 1	165
Figure V-27. Taux de satisfaction des besoins en eau en fonction du volume de stockage disponible sur le site 2	166
Figure VI-1. Méthode de l'ACV « du berceau à la tombe »	170
Figure VI-2. Différentes étapes de l'analyse de cycle de vie, d'après (AFNOR, octobre 2006a)	171
Figure VI-3. Frontières du système pour l'étude des systèmes de récupération des eaux de pluie	173
Figure VI-4. Arbre des processus de la mise en place d'un système de récupération des eaux de pluie	174
Figure VI-5. Arbre des processus du fonctionnement d'un système de récupération des eaux de pluie	174
Figure VI-6. Frontières du système pour l'étude de la production d'eau potable	175
Figure VI-7. Arbre des processus de la production d'eau potable pour la maison individuelle	176
Figure VI-8. Classification des données d'extractions et d'émissions dans des catégories d'impact intermédiaires	182
Figure VI-9. Scénarios RS1-RS0-BS1-BS0 - Catégories d'impact intermédiaires - Comparaison des systèmes de récupération des eaux de pluie à deux échelles différentes - IMPACT 2002+	186
Figure VI-10. Scénarios RS1-RS0-BS1-BS0 - Catégories de dommages - Comparaison des systèmes de récupération des eaux de pluie à deux échelles différentes - IMPACT 2002+	186
Figure VI-11. Scénarios RS3-RS2-BS3-BS2 - Catégories d'impact intermédiaires- Comparaison des systèmes de récupération des eaux de pluie à deux échelles différentes - IMPACT 2002+	187
Figure VI-12. Scénarios RS3-RS2-BS3-BS2 - Catégories de dommages - Comparaison des systèmes de récupération des eaux de pluie à deux échelles différentes - IMPACT 2002+	187
Figure VI-13. Scénarios RS1 et BS1 - Analyse d'incertitudes - Monte-Carlo	188
Figure VI-14. Scénario RS0 - Catégorie de dommages « Ressources » - Contribution des processus élémentaires (troncature 2%) - IMPACT 2002+	189
Figure VI-15. Scénario RS1 - Catégorie de dommages « Ressources » - Contribution des processus élémentaires (troncature 1%) - IMPACT 2002+	189
Figure VI-16. Scénario RS0 - Catégories d'impact intermédiaires - Contributions des différents processus unitaires – IMPACT 2002+	191
Figure VI-17. Scénario RS1 - Catégories d'impact intermédiaires - Contributions des différents processus unitaires – IMPACT 2002+	191

Figure VI-18. Scénario RS2 - Catégories d'impact intermédiaires - Contributions des différents processus unitaires – IMPACT 2002+	192
Figure VI-19. Scénario RS3 - Catégories d'impact intermédiaires - Contributions des différents processus unitaires – IMPACT 2002+	192
Figure VI-20. Scénarios RS3-RS2-RS1-RS0-ES1 – Catégories de dommage – Comparaison de la récupération des eaux de pluie et de l'utilisation d'eau potable sur la maison individuelle – IMPACT 2002+	193
Figure VI-21. Analyse d'incertitudes - Scénarios RS3 et ES1 - Monte-Carlo	194
Figure VI-22. Scénario ES1 - Catégories d'impact intermédiaires - Contributions des différentes opérations unitaires - IMPACT 2002+	195

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I-1. Sources d'ions dans les eaux météorites, d'après Celle-Jeanton et al., 2009.	10
Tableau I-2. Caractéristiques des études sur les eaux de ruissellement de toiture passées en revue	16
Tableau I-3. Paramètres classiques dans les eaux de ruissellement de toiture	17
Tableau I-4. Concentrations en anions et cations dans les eaux de ruissellement de toiture ...	18
Tableau I-5. Concentrations en métaux dans les eaux de ruissellement de toiture	19
Tableau I-6. Pathogènes retrouvés dans les cuves de récupération des eaux de pluie	21
Tableau I-7. Microorganismes dans les eaux de ruissellement de toiture (→ <i>UFC=Unités Formant Colonies ; n/100mL=Nombre de microorganismes pour 100 mL</i>)	22
Tableau I-8. Agents pathogènes dans les eaux de pluie collectées dans les pays développés (Fewtrell and Kay, 2007)	26
Tableau I-9. Economies d'eau réalisables avec une installation de réutilisation des eaux de pluie dans l'habitat	31
Tableau II-1. Principaux points de prélèvements et fréquences associées	53
Tableau II-2. Analyses physico-chimiques	56
Tableau II-3. Analyses microbiologiques	57
Tableau II-4. Flaconnage utilisé	58
Tableau II-5. Conditions de l'étude de la qualité physico-chimique et microbiologique des deux systèmes de récupération d'eaux de toiture	64
Tableau III-1. Grandeurs statistiques pour les principaux paramètres physico-chimiques	69
Tableau III-2. HAP quantifiés dans les eaux ruisselées collectées dans les cuves des deux sites	72
Tableau III-3. Critères de qualité microbiologiques exigés pour différents types d'eau	75
Tableau III-4. Quantification de <i>Legionella pneumophila</i> dans la cuve du site 2	80
Tableau III-5. Particularités des eaux stockées dans la cuve du site 1 en été	92
Tableau III-6. Température des échantillons et température ambiante au moment des prélèvements	92
Tableau III-7. Particularités des eaux stockées dans la cuve du site 2 de mi-juillet à mi-octobre	97
Tableau III-8. Pesticides détectés lors de l'étude dont l'usage est interdit en France	100
Tableau IV-1. Valeurs moyennes et écarts-types des principaux paramètres physico-chimiques – Site 1 (n=3) et site 2 (n=5)	110
Tableau IV-2. Valeurs moyennes et écarts-types des concentrations ioniques – Site 1 (n=3) et site 2 (n=5)	110

Tableau IV-3. Qualité des eaux météorites (EM) et de ruissellement de toiture (ER) – Site 1	111
Tableau IV-4. Qualité des eaux météorites (EM) et de ruissellement de toiture (ER) – Site 2	111
Tableau IV-5. Valeurs médianes pour les principaux paramètres physico-chimiques en fonction de la provenance des eaux distribuées sur le site 1	115
Tableau IV-6. Valeurs médianes pour les principaux paramètres physico-chimiques en fonction de la provenance des eaux distribuées sur le site 2	115
Tableau IV-7. Valeur de la différence de turbidité et de couleur entre les eaux distribuées en aval de la filtration secondaire et les eaux stockées dans la cuve sur le site 1 et le site 2	118
Tableau IV-8. Concentrations en métaux dans les sédiments de fond de cuve des deux sites	134
Tableau IV-9. Classement des métaux selon leur présence préférentielle dans la phase dissoute ou particulaire	135
Tableau IV-10. Concentrations en hydrocarbures lourds et légers dans les sédiments des cuves des deux sites	136
Tableau V-1. Définition des sections partiellement ou complètement contractées pour les déversoirs triangulaires	149
Tableau V-2. Caractéristiques du bac de comptage et du déversoir associé sur le site 1	151
Tableau V-3. Résultat du dimensionnement du bac de comptage et du déversoir sur le site 2	152
Tableau V-4. Principales caractéristiques des deux études de cas	153
Tableau V-5. Taux de satisfaction des besoins en eau sur le site 1 de mars 2009 à février 2010	154
Tableau V-6. Besoins journaliers en eau pour l'alimentation des chasses d'eau sur le site 2	157
Tableau V-7. Taux de satisfaction des besoins en eau sur le site 2 de novembre 2009 à octobre 2010	158
Tableau V-8. Valeurs utilisées pour les simulations	161
Tableau V-9. Comparaison des totaux simulés et expérimentaux pour le site 1	162
Tableau V-10. Comparaison des totaux simulés et expérimentaux pour le site 2	163
Tableau V-11. Résultats de la simulation sur 20 ans pour le site 1	164
Tableau V-12. Principaux résultats du suivi volumique des deux sites	167
Tableau VI-1. Récapitulatif des scénarios étudiés pour la comparaison de deux systèmes de récupération des eaux de pluie à deux échelles différentes	173
Tableau VI-2. Récapitulatif des scénarios étudiés pour la comparaison du système de récupération des eaux de pluie à l'échelle de la maison individuelle et la production d'eau potable	176
Tableau VI-3. Matrice des indicateurs de qualité de données (Jolliet et al., 2010)	179
Tableau VI-4. Facteurs d'incertitudes par défaut appliqués à la matrice de qualité (Jolliet et al., 2010)	180
Tableau VI-5. Qualité des données concernant les deux installations de récupération des eaux de pluie	180
Tableau VI-6. Qualité des données concernant la production d'eau potable pour la maison individuelle	181
Tableau VI-7. Caractéristiques de deux méthodes d'analyse d'impact utilisées (Jolliet et al., 2010)	184

LISTE DES EQUATIONS

Équation IV-1. Critère d'évaluation de la répartition d'un élément trace métallique entre la phase dissoute et la phase particulaire	135
Équation V-1. Calcul du volume d'eau dans la cuve cylindrique.....	147
Équation V-2. Relation de Kindsvater et Carter	152
Équation V-3. Formule de Thomson	152
Équation V-4. Calcul du taux de satisfaction des besoins en eau	154
Équation V-5. Calcul du coefficient de ruissellement de la toiture	155
Équation V-6. Calcul de l'efficacité globale du système	155
Équation VI-1. Calcul de la variance avec un intervalle de confiance de 95%	178
Équation VI-2. Calcul du score de d'impact intermédiaire	182
Équation VI-3. Calcul du score de caractérisation de dommages	183

ABRÉVIATIONS
ET
LEXIQUE

ABREVIATIONS

A	Automne
ABS	Acrylonitrile Butadiène Styène
ACP	Analyse en Composante Principales
ACV	Analyse de Cycle de Vie
ADN	Acide DésoxyriboNucléique
AFNOR	Association Française de NORmalisation
AMPA	Acide aminométhylphosphonique (AminoMethylPhosphonic Acid)
BIPE	Bureau d'Information et de Prévisions Economiques
BSX	ACV concernant le bâtiment collectif : Scénario X
BTEX	Benzène, Toluène, Ethyl-benzène, Xylène
CAH	Classification Ascendante Hiérarchique
CFC	ChloroFluoroCarbones
CIEau	Centre d'Information sur l'Eau
COT	Carbone Organique Total
COV	Composé Organique Volatil
CPG	Chromatographie en Phase Gazeuse
CSHPF	Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
2,4-D	Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique
DAD	Détecteur à barrette de diode (Diode Array Detector)
DALY	Années équivalentes de vie perdue (Disability Adjusted Life Years)
DBO ₅	Demande Biologique en Oxygène à 5 jours
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DEHP	Phtalate de Di-2-EthylHexyle
DNOC	DiNitro-Ortho-Crésol
E	Eté
ECD	Détecteur à capture d'électrons (Electron Capture Detector)
EDF	Electricité De France
EDP	Eau distribuée provenant de la cuve de récupération
ELL	Extraction Liquide-Liquide
ENSAT	Ecole Nationale d'Agronomie de Toulouse
ENSIACET	Ecole Nationale Supérieure en Arts Chimiques et Technologiques
EP	Eau distribuée provenant du réservoir d'appoint
ER	Eau de ruissellement de toitures
ET	Ecart-Type
ETM	Eléments Traces Métalliques
EM	Eau météorique
€HT	Euros Hors Taxes
€TTC	Euros Toutes Taxes Comprises
FX	Composante principale X
Fluo	Détecteur à fluorescence
GSM	Réseau de transmission de données (Global System for Mobile communications)
H	Hiver
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HCFC	HydroChloroFluoroCarbones
HPIC	Chromatographie Ionique Haute Performance
HPLC	Chromatographie Liquide Haute performance
ICP	Torche à plasma (Inductively Coupled Plasma)
IMS	Immuno Séparation Magnétique

IQ	Ecart Inter Quartile
LEMA	Loi sur l'Eaux et les Milieux Aquatiques
LOQ	Limite de quantification (Limit Of Quantification)
MAX	Maximum
MED	Médiane
MES	Matière En Suspension
MIN	Minimum
MOY	Moyenne
MCPA	Acide (4-chloro-2-méthyl phenoxy) acétique (2-Methyl-4-ChloroPhenoxyacetic Acid)
MS	Matière Sèche
n	Nombre
NF	Norme française
NO _x	Oxydes d'azote
NPD	Détecteur spécifique de l'azote et du phosphore (Azote Phosphorus Detector)
Nt	Azote total
NTU	Unité néphélométrique de turbidité (Nephelometric Turbidity Unit)
P	Printemps
PCR	Réaction en chaîne par polymérase (Polymerase chain reaction)
PDF	Fraction d'espèce disparue (Potentially Disappeared Fraction)
PE	PolyEthylène
PEHD	PolyEthylène Haute Densité
PER	PolyEthylène Réticulé
PM _x	Particule de taille < $x \mu\text{m}$ (Particulate matter)
PP	PolyPropylène
Pt	Phosphore total
PVC	Polychlorure de vinyle (PolyVinyl Chloride)
Q1	Premier quartile
Q2	Deuxième quartile (médiane)
Q3	Troisième quartile
RSX	ACV concernant la maison individuelle : Scénario X
SAN	Styrène AcriloNitrile
SETAC	Society of Environment Toxicology Chemistry
SM	Spectrométrie de Masse
SO _x	Oxydes de soufre
TA	Titre Alcalimétrique
TAC	Titre Alcalimétrique Complet
TEG	TriEthylène Glycol
TH	Titre Hydrotimétrique
UG	Unité Génomique
UHQ	Ultra Haute Qualité
UF	Unité Fonctionnelle
UFC	Unité Formant Colonie
UV	Ultra-Violet
VROM	Ministère de l'aménagement du territoire, du logement et de l'environnement des Pays-Bas
WSE	Taux de couverture des besoins en eau (Water Saving Efficiency)

LEXIQUE

Analyse multivariée : L'analyse multivariée recouvre un ensemble de méthodes destinées à synthétiser l'information issue de plusieurs variables, pour mieux l'expliquer.

Biofilm : Un biofilm est défini comme une communauté microbienne immobilisée sur une surface et souvent enfouie dans une matrice fibreuse de polymères extra-cellulaires.

Disconnexion : Une disconnexion permet d'éviter le contact d'eaux de qualité différente dans le cas d'un double réseau. En cas de manque d'eau dans la cuve, le fonctionnement du système a lieu sur un réservoir de secours alimenté en eau du réseau public : la disconnexion permet d'éviter le contact de l'eau de pluie et de l'eau potable.

Eau météorite : eau de pluie qui n'est pas encore tombée au sol

Eau pluviale : eau issue du ruissellement sur une surface. Différents type d'eaux pluviales peuvent être distingués en fonction de la nature de la surface de ruissellement : eaux de ruissellement de toitures, de voiries...

Interconnexion : mettre en relation deux réseaux d'eau de qualité différente, pouvant ainsi donner lieu à des phénomènes de retour d'eau.

Limite de détection : La limite de détection est définie comme étant la plus petite quantité d'un analyte à examiner dans un échantillon, pouvant être détectée et considérée comme différente de la valeur du blanc, mais non certainement quantifiée.

Limite de quantification : La limite de quantification est définie comme étant la plus petite quantité d'un analyte à examiner dans un échantillon, pouvant être certainement quantifiée.

Micro-organismes pathogènes : micro-organismes (virus, bactérie, champignon, protozoaire, ver) capables de provoquer une maladie chez l'homme ou les animaux au-delà d'une dose infectante ou infectieuse donnée.

Retour d'eau : Le retour d'eau se produit lorsque le sens normal de circulation du fluide est inversé dans le circuit de distribution, suite à une inversion des pressions. L'eau provenant d'un circuit "contaminé" peut ainsi polluer un réseau d'eau destinée à la consommation humaine.

PUBLICATIONS
AU COURS
DE LA THÈSE

PRODUCTION SCIENTIFIQUE AU COURS DE LA THESE

PUBLICATIONS

VIALLE C., SABLAYROLLES C., VIGNOLES C., MONTREJAUD-VIGNOLES M., 2010. Impact of carwash discharge on stormwater quality (Toulouse, France). *Water Science and Technology* 62(12): 2737-2746.

BRETON A., VIALLE C., MONTREJAUD-VIGNOLES M., CECCUTTI C., VIGNOLES C., SABLAYROLLES C. 2010. Contribution of car, truck, bus and subway wash station discharges to stormwater pollution (Toulouse, France). *Fresenius Environmental Bulletin* 19(9a): 1954-1962.

SABLAYROLLES C., BRETON A., VIALLE C., VIGNOLES C., MONTREJAUD-VIGNOLES M. 2011. Priority organic pollutants in the urban water cycle (Toulouse, France). *Water Science and Technology* 64(3): 541-556

BUSSET G., VIALLE C., MONTRÉJAUD-VIGNOLES M., HUAU M.-C., JACOB S., SABLAYROLLES C. 2011. Health risk assessment case study of trace metals in collected rainwater for domestic uses. *Fresenius Environmental Bulletin* 20(9): 2277-2283.

VIALLE C., SABLAYROLLES C., LOVERA M., HUAU M.-C., MONTRÉJAUD-VIGNOLES M. 2011. Modelling of a roof harvesting system: The use of rainwater for toilet flushing. *Water Science & Technology: Water Supply* 11(2):151-158.

VIALLE C., SABLAYROLLES C., LOVERA M., JACOB S., HUAU M.-C., MONTRÉJAUD-VIGNOLES M., 2011. Monitoring of water quality from roof runoff: Interpretation using multivariate analysis. *Water Research* 45(12):3765-3775

PUBLICATIONS SOUMISES

VIALLE C., SABLAYROLLES C., J. SILVESTRE, MONIER L., JACOB S., HUAU M.-C., MONTRÉJAUD-VIGNOLES M. 2011. Pesticides in stored roof runoff: study of a rural site and a suburban site – Part 1. *Journal of Environmental Management*, soumise.

VIALLE C., SABLAYROLLES C., MONIER L., JACOB S., HUAU M.-C., MONTRÉJAUD-VIGNOLES M. 2011. Water quality monitoring and hydraulic evaluation of a household roof runoff harvesting system in France. *Water Science and Technology*, soumise.

COMMUNICATIONS ORALES ET PROCEEDINGS

VIALLE C., SABLAYROLLES C., MONTREJAUD-VIGNOLES M., VIGNOLES C. 2009. *Impact of carwash discharge on storm water quality (Toulouse, France)*. XENOWAC, International Conference on Xenobiotics in the Urban Water Cycle, Paphos, Chypre, 11-13 Mars.

VIALLE C., SABLAYROLLES C., LOVERA M., HUAU M.-C., JACOB S., MONTRÉJAUD-VIGNOLES M. 2010. *Evaluation of a household rooftop rainwater harvesting system in France: qualitative and quantitative monitoring used for authorised applications – First results*. NOVATECH, 7^{ème} conférence internationale sur les techniques et stratégies durable pour la gestion des eaux urbaines par temps de pluie, Lyon, France, 28 juin - 01 juillet.

VIALLE C., SABLAYROLLES C., LOVERA M., HUAU M.-C., MONTRÉJAUD-VIGNOLES M. 2010. *Suivi hydraulique et modélisation d'un système de récupération des eaux de pluie en aval des toitures*. JDHU, 4^{ème} Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine, Champs-sur-Marne, France, 16-17 novembre.

VIALLE C., SABLAYROLLES C., LOVERA M., HUAU M.-C., JACOB S., MONTRÉJAUD-VIGNOLES M. 2011. *Polycyclic aromatic hydrocarbons and multiresidue pesticides analysis in roof run-off in France*. Micropol & Ecohazard, IWA Specialist Conference, Sydney, Nouvelle-Galles du Sud, Australie, 11-13 Juillet.

POSTERS

SABLAYROLLES C., **VIALLE C.**, BRETON A., CECUTTI C., VIGNOLES C., MONTREJAUD-VIGNOLES M. 2009. *Contribution of car, truck, bus and subway washes stations discharge to storm water pollution (Toulouse, France)*. MESEAP, Mediterranean Scientific Association of Environmental Protection, 15th International Symposium on Environmental Pollution and its Impact on Life in the Mediterranean Region, Bari, Italie, 7-11 Octobre.

SABLAYROLLES C., BRETON A., **VIALLE C.**, VIGNOLES C., MONTREJAUD-VIGNOLES M. 2010. *Priority organic pollutants in the urban water cycle (Toulouse, France)*. IWA World Water Congress and Exhibition, Montréal, Canada, 19-24 septembre.

VIALLE C., SABLAYROLLES C., LOVERA M., JACOB S., HUAU M.-C., MONTRÉJAUD-VIGNOLES M. 2010. *Rainwater quality from roof catchments: A case study*. S2Small, IWA Conference on Sustainable Solutions for Small Water and Wastewater Treatment System, Gérone, Catalogne, Espagne, 19-22 Avril.

VIALLE C., M. TANGUY, SABLAYROLLES C., MONTRÉJAUD-VIGNOLES M., 2010, *Determination of pesticides by SPE and HPTLC*, ISEAC 36, 36th International Symposium on Environmental Analytical Chemistry, Rome, Italie, 5-9 Octobre.

ANNEXES

SOMMAIRE DES ANNEXES

ANNEXE 1. PROTOCOLES ANALYTIQUES	232
I ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES	233
I.1 DETERMINATION DU PH	233
I.2 DETERMINATION DE LA TEMPERATURE	233
I.3 DETERMINATION DE LA CONDUCTIVITE	233
I.4 DETERMINATION DE LA TURBIDITE	233
I.5 DETERMINATION DE LA COULEUR	233
I.6 DETERMINATION DE LA DEMANDE BIOLOGIQUE EN OXYGENE (DBO ₅)	234
I.7 DETERMINATION DE LA DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE (DCO)	234
I.8 DETERMINATION DE L'AZOTE TOTAL (N _T)	235
I.9 DETERMINATION DU PHOSPHORE TOTAL (P _T)	235
I.10 DETERMINATION DU CARBONE ORGANIQUE TOTAL (COT)	235
I.11 DETERMINATION DE L'ALCALINITE : TITRE ALCALIMETRIQUE ET TITRE ALCALIMETRIQUE COMPLET (TA ET TAC)	235
I.12 DETERMINATION DE LA DURETE (TH)	236
I.13 DETERMINATION DES ANIONS	236
I.14 DETERMINATION DES CATIONS	237
I.15 DETERMINATION DES PESTICIDES	237
I.16 DETERMINATION DES ELEMENTS TRACES METALLIQUES (ETM)	240
I.17 DETERMINATION DES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP)	240
II ANALYSES MICROBIOLOGIQUES	243
II.1 RECHERCHE ET DENOMBREMENT DES BACTERIES COLIFORMES ET DES <i>ESCHERICHIA COLI</i>	243
II.2 DENOMBREMENT DES MICRO-ORGANISMES REVIVIFIABLES A 22°C ET 36°C	244
II.3 RECHERCHE ET DENOMBREMENT DES ENTEROCOQUES	245
II.4 RECHERCHE ET DENOMBREMENT DES <i>ESCHERICHIA COLI</i> PAR MICROPLAQUES ...	245
II.5 DENOMBREMENT DE <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> ET <i>GIARDIA</i>	246
II.6 RECHERCHE ET DENOMBREMENT DES LEGIONELLES PAR CULTURES	249
II.7 DETECTION ET QUANTIFICATION DES LEGIONELLES PAR PCR	251
II.8 DETECTION ET DENOMBREMENT DE <i>PSEUDOMONAS AERUGINOSA</i>	253
ANNEXE 2. RESULTATS ANALYTIQUES	255
I QUALITE DES EAUX RUISSELEES COLLECTEES	256
I.1 PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ET MICROBIOLOGIQUES	256
I.2 ELEMENTS TRACES METALLIQUES	256
I.3 PESTICIDES	256
II QUALITE DES EAUX DISTRIBUEES	268
II.1 PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ET MICROBIOLOGIQUES	268
II.2 ELEMENTS TRACES METALLIQUES	268
III EVOLUTION DE LA QUALITE DES EAUX RUISSELLEES COLLECTEES ET DES EAUX DISTRIBUEES	278
III.1 MAISON INDIVIDUELLE	278
III.2 BATIMENT COLLECTIF	287
IV QUALITE DES EAUX METEORIQUES ET DE RUISSELLEMENT	296
V QUALITE DES SEDIMENTS	298
ANNEXE 3. BILAN ECONOMIQUE	300
I PRESENTATION DES RESULTATS	301

I.1	MAISON INDIVIDUELLE	301
I.1.1	<i>Coûts d'investissement</i>	301
I.1.2	<i>Coûts de fonctionnement</i>	301
I.1.3	<i>Economies en eau potable</i>	302
I.2	BATIMENT COLLECTIF	303
I.2.1	<i>Coûts d'investissement</i>	303
I.2.2	<i>Coûts de fonctionnement</i>	303
I.2.3	<i>Economies en eau potable</i>	304
II	DISCUSSION SUR L'EFFET D'ECHELLE.....	305
II.1	COMPARAISON DES INVESTISSEMENTS.....	305
II.2	COMPARAISON DU PRIX DE REVIENT DE LA DESINFECTION	305
II.3	COMPARAISON DE LA RENTABILITE	306
III	CONCLUSIONS.....	307
	ANNEXE 4. ETUDE D'IMPACT	308
I	PRESENTATION DU FICHIER EXCEL POUR LA COLLECTE DES DONNES D'INTRANTS ET SORTANTS.....	309
II	DONNEES D'INTRANTS ET SORTANTS	312
II.1	SYSTEMES DE RECUPERATION DES EAUX DE PLUIE	312
II.2	PRODUCTION D'EAU POTABLE	317
III	RESULTATS D'INVENTAIRE.....	322
III.1	ACV1 : INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE DE LA RECUPERATION DES EAUX DE PLUIE POUR L'ALIMENTATION DES CHASSES D'EAU A DEUX ECHELLES DIFFERENTES	322
III.2	ACV2 : INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE DE LA PRODUCTION D'EAU POUR L'ALIMENTATION DE LA MAISON INDIVIDUELLE.....	322
IV	PRESENTATION DES METHODES D'EVALUATION D'IMPACT UTILISEES.....	323
IV.1	IMPACT 2002+.....	323
IV.2	RECIPE 2008	326
V	RESULTATS	329
V.1	RESULTATS OBTENUS AVEC LA METHODE IMPACT 2002+	329
V.2	RESULTATS OBTENUS AVEC LA METHODE RECIPE 2008	332

ANNEXE 1. PROTOCOLES ANALYTIQUES

I ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES

I.1 Détermination du pH

Le protocole suivi est celui détaillé dans la norme NF T 90-008 « Qualité de l'eau – Détermination du pH » de février 2001 (AFNOR, février 2001a). L'appareil utilisé est le pH-mètre WTW pH330 comprenant une sonde de température intégrée. L'électrode est conservée dans une solution commerciale de KCl à 3 mol.L⁻¹ fournie par VWR pour son entretien. Les solutions tampons CertiPUR 4,01 et 7,00 à 25°C commercialisées par VWR sont utilisées pour étalonner l'appareil une fois par semaine. La mesure est réalisée au laboratoire dès que possible après le prélèvement, après avoir laissé revenir les échantillons à température ambiante.

I.2 Détermination de la température

La mesure de température est réalisée sur le terrain à l'aide d'un thermomètre numérique avec sonde en acier inoxydable (VWR).

I.3 Détermination de la conductivité

Le protocole suivi est celui détaillé dans la norme NF EN 27888 « Qualité de l'eau – détermination de la conductivité électrique » de janvier 1994 (AFNOR, janvier 1994b). L'appareil utilisé est le conductimètre WTW 330 i équipé d'une cellule TETRACON 325. La solution de calibration est une solution de KCl à 0,01 mol.L⁻¹ soit 1 413 μS.cm⁻¹ à 25°C provenant de chez VWR. Elle est utilisée de façon hebdomadaire pour le contrôle de la constante de cellule grâce à la fonction de calibration automatique de l'appareil. Cet appareil est équipé d'un dispositif de compensation de température. La mesure est réalisée au laboratoire dès que possible après le prélèvement, après avoir laissé revenir les échantillons à température ambiante.

I.4 Détermination de la turbidité

La turbidité est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matières non dissoutes. Le protocole suivi est celui détaillé dans la norme NF EN ISO 7027 « Qualité de l'eau – détermination de la turbidité » de mars 2000 (AFNOR, mars 2000). L'appareil utilisé est le turbidimètre portatif modèle 2100P de chez HACH. Une solution commerciale de formazine à 4 000 NTU de chez HACH est utilisée pour la préparation de trois suspensions de concentrations 20, 100 et 800 NTU pour l'étalonnage mensuel de l'appareil. Des étalons de contrôle à 2 et 10 NTU permettent de vérifier cet étalonnage chaque semaine. La mesure est réalisée au laboratoire dès que possible après le prélèvement, après avoir laissé revenir les échantillons à température ambiante.

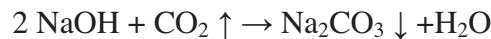
I.5 Détermination de la couleur

La coloration de l'eau observée en présence de matières en suspension est définie comme la « couleur apparente », par opposition à la « couleur vraie », définie comme étant celle due aux substances dissoutes c'est-à-dire après passage sur un filtre à 0,45 μm. Le protocole suivi est celui détaillé dans la norme NF EN ISO 7887 « Qualité de l'eau – Examen et détermination de la couleur » de janvier 1995 (AFNOR, janvier 1995). L'échantillon est introduit dans un tube de Nessler de 10 mL soit 288 mm. La mesure est ensuite réalisée à l'aide d'un Nessleriser

1209. La détermination de la couleur apparente s'effectue par comparaison visuelle avec des disques étalons. Deux gammes de disques Pt-Co sont disponibles : 0 à 30 mg.L⁻¹ et 30 à 70 mg Pt.L⁻¹. La valeur de la couleur indiquée est celle de la solution étalon la plus proche.

I.6 Détermination de la demande biologique en oxygène (DBO₅)

La détermination respirométrique de la demande biologique en oxygène après 5 jours (DBO₅) est réalisée à l'aide du système Oxytop commercialisé par WTW. Cette méthode repose sur la mesure du dioxyde de carbone produit et mesure les changements de pression. Plus précisément, l'oxygène est convertit en dioxyde de carbone lequel réagit avec l'hydroxyde de sodium de telle sorte qu'il passe de l'état gazeux à un précipité, induisant ainsi une pression négative mesurable.



Pratiquement, un barreau aimanté est introduit dans l'échantillon qui est alors homogénéisé et saturé en oxygène par agitation magnétique. Un volume de 432 mL est introduit dans un flacon de mesure en verre ambré à l'aide d'un bécher calibré. Ce volume correspond à un coefficient de dilution de 1 et à la gamme de mesure est 3 - 40 mg.L⁻¹. Chaque mesure est réalisée en triplicat. Quelques gouttes d'une solution d'inhibiteur à 5g.L⁻¹ sont ajoutées pour éviter la conversion des ions ammonium en nitrates qui consommerait de l'oxygène et fausserait la mesure. Un barreau aimanté est introduit dans le flacon. Deux pastilles de soude sont déposées dans un support en caoutchouc prévu à cet effet et placé dans le col de la bouteille. La température de l'échantillon est contrôlée, elle doit être comprise entre 15 et 21°C. Les Oxytop sont ensuite placés sur les flacons de telle façon que le système soit étanche. Les flacons sont disposés sur un banc d'agitation placé pour 5 jours dans une armoire thermostatique (WTW) dont la température de consigne est 20°C. Les Oxytop sont mis en route : ils réalisent une mesure toutes les 24 h. Après cinq jours les valeurs archivées par l'appareil sont consultées et la DBO₅ est calculée à l'aide du coefficient de dilution.

La méthode employée n'étant pas normée, des points de contrôles ont été réalisés selon le protocole décrit dans la norme NF EN 1899 « Qualité de l'eau – Détermination de la demande biochimique en oxygène après n jours (DBOn) » de mai 1998 (AFNOR, mai 1998).

I.7 Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène est la quantité d'oxygène qu'il faut fournir à un échantillon pour oxyder par voie chimique les matières oxydables (organiques et minérales) qu'il contient. Elle peut donc être responsable d'une consommation élevée d'oxygène qui provoque l'eutrophisation du milieu et par conséquent l'asphyxie des organismes aquatiques.

La demande chimique en oxygène a été déterminée à l'aide des tests rapides Spectroquant ® commercialisés par Merck (référence 114540). Le principe est d'oxyder l'échantillon d'eau par une solution sulfurique chaude de dichromate de potassium avec du sulfate d'argent comme catalyseur. La concentration des ions Cr₂O₇²⁻ jaunes non consommés est ensuite dosée par photométrie.

Pratiquement, un volume de 3 mL de l'échantillon est introduit à l'aide d'un pipetman dans le tube à essai contenant le réactif. Après agitation, le tube est placé dans un thermoréacteur à 148°C pendant 2 heures. Après réaction, le tube est refroidi à température ambiante et la mesure est réalisée à l'aide d'un photomètre SQ 118, par comparaison avec le blanc fourni.

La méthode employée n'étant pas normée, des points de contrôle ont été effectués selon le protocole décrit dans la norme NF T 90-101 « Qualité de l'eau – Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO) » de février 2001 (AFNOR, février 2001b).

I.8 Détermination de l'azote total (N_t)

La détermination de l'azote total a été effectuée par somme de l'azote Kjeldhal, de l'azote nitreux et de l'azote nitrique. Ces dosages ont été effectués selon les normes NF EN 25663 « Qualité de l'eau – Dosage de l'azote Kjeldahl – Méthode après minéralisation au sélénium » de janvier 1994 (AFNOR, janvier 1994a) et NF EN ISO 13395 « Qualité de l'eau – Détermination de l'azote nitreux et de l'azote nitrique et de la somme des deux par analyse en flux (CFA et FIA) et détection spectrométrique » de décembre 2005 (AFNOR, décembre 2005).

I.9 Détermination du phosphore total (P_t)

Le phosphore total a été déterminé à l'aide des tests rapides Spectroquant[®] commercialisés par Merck (référence 114543). Le principe repose sur la minéralisation dans un thermoréacteur à 100°C pendant 30 min pour transformer le phosphore organique et les polyphosphates en orthophosphates. Dans une solution sulfurique les ions orthophosphates forment alors avec les ions molybdates l'acide phosphomolybdique. Celui-ci est réduit par l'acide ascorbique en bleu de phosphomolybdène («PMB») qui est dosé par photométrie à 710 nm (photomètre SQ 118).

La méthode employée n'étant pas normée, des points de contrôle ont été effectués selon la norme NF EN ISO 6878 « Qualité de l'eau – Dosage du phosphore – Méthode spectrométrique au molybdate d'ammonium » d'avril 2005 (AFNOR, avril 2005a).

I.10 Détermination du carbone organique total (COT)

Le Carbone Organique Total (COT) permet d'estimer la teneur en matière organique totale (dissoute et particulaire) d'une eau. Le caractère total de cet indicateur revêt cependant un caractère théorique. La pratique révèle en effet que ce sont souvent uniquement les matières organiques dissoutes qui sont révélées par cet indicateur. En fait, aucune des méthodes de mesure de la demande en oxygène ne permet d'évaluer précisément la charge organique totale de l'eau et l'analyse du COT a l'avantage d'être rapide, reproductible et facilement automatisée. Le protocole suivi est celui détaillé dans la norme NF EN 1484. « Analyse de l'eau – Lignes directrices pour le dosage du carbone organique total (COT) et carbone organique dissous (COD) » de juillet 1997 (AFNOR, juillet 1997). L'analyse se fait en plusieurs phases. Tout d'abord, la production et le dosage du gaz carbonique d'origine minérale et organique (CO₂ total) sont réalisés ; ensuite, la production et le dosage du gaz carbonique d'origine minérale sont évalués ; enfin, la différence entre les deux mesures précédentes donne la production et le dosage du gaz carbonique d'origine organique.

I.11 Détermination de l'alcalinité : titre alcalimétrique et titre alcalimétrique complet (TA et TAC)

L'alcalinité totale est la mesure des différents composés alcalins dissous dans l'eau. Elle caractérise la possibilité qu'à une eau à maintenir son pH constant. Ainsi un ajout d'une petite quantité d'acide faible dans une eau pure provoque automatiquement une baisse sensible du pH. En revanche, une eau alcaline sera capable de neutraliser cet acide et donc de maintenir son pH plus ou moins constant. On parle aussi de pouvoir tampon d'une eau. L'alcalinité de l'eau est principalement fonction des concentrations en hydrogencarbonate HCO₃⁻, carbonate CO₃²⁻ et hydroxyde OH⁻.

Le protocole suivi est celui détaillé dans la norme NF EN ISO 9963-1. « Qualité de l'eau – Détermination de l'alcalinité – Partie 1 : détermination de l'alcalinité totale et composite » de février 1996 (AFNOR, février 1996).

Une solution S_0 d'acide chlorhydrique à $0,10 \text{ mol.L}^{-1}$ est préparée à partir d'acide chlorhydrique à 37% massique. Cette solution est étalonnée de façon hebdomadaire en titrant une solution de carbonate de sodium à l'aide d'un pH-mètre (WTW pH330). La solution titrante S_1 à $0,02 \text{ mol.L}^{-1}$ est préparée juste avant utilisation par dilution de S_1 .

Une prise d'essai de $V_1=100 \text{ mL}$ d'échantillon est ensuite titrée à l'aide de la solution S_1 d'acide chlorhydrique. Les points de virage sont déterminés potentiométriquement.

Si le pH de l'échantillon est supérieur à 8,3, la valeur du TA est considérée comme nulle. Sinon l'échantillon est titré avec l'acide chlorhydrique à $0,02 \text{ mol.L}^{-1}$ jusqu'à $\text{pH} = 8,3 \pm 0,05$. Le volume d'acide consommé est noté V_2 . La titration est ensuite poursuivie jusqu'à $\text{pH} = 4,5 \pm 0,05$. Le volume total d'acide utilisé est noté V_3 .

Le point de virage $\text{pH} = 8,3$ s'approche par approximation des concentrations équivalentes de carbonate et de dioxyde de carbone et représente le titrage d'environ tout l'hydroxyde et de la moitié du carbonate présent.

$$TA = [CO_3^{2-}] + [OH^-] - [H_2CO_3] - [H_3O^+]$$

La valeur du Titre Alcalimétrique (TA) est donnée par l'expression :

$$TA(\text{mmol.L}^{-1}) = \frac{[HCl] \times V_2 \times 1000}{V_1}$$

Le point de virage $\text{pH} = 4,5$ s'approche par approximation du point d'équivalence pour les ions hydrogène et l'hydrogénocarbonate, permettant la détermination de l'alcalinité totale de l'échantillon.

$$TAC = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [OH^-] - [H_3O^+]$$

La valeur du Titre Alcalimétrique Complet (TAC) est donnée par l'expression :

$$TAC(\text{mmol.L}^{-1}) = \frac{[HCl] \times V_3 \times 1000}{V_1}$$

I.12 Détermination de la dureté (TH)

La dureté est calculée à partir des concentrations en ions calcium et magnésium déterminés par HPIC (voir I.14).

Cette méthode étant non normée des contrôles ont été effectués selon le protocole détaillé dans la norme NFT 90-003 « Essais des eaux – Détermination de la concentration totale en calcium et magnésium – Méthode titrimétrique à l'EDTA » de août 1984 (AFNOR, août 1984).

I.13 Détermination des anions

Le protocole suivi est inspiré de la norme NF EN ISO 10304-1. « Qualité de l'eau – Dosage des ions fluorure, chlorure, nitrite, orthophosphate, bromure, nitrate et sulfate dissous, par chromatographie des ions en phase liquide – Partie 1 : méthode applicable pour les eaux faiblement contaminées » de juin 1995 (AFNOR, juin 1995).

Le principe de la chromatographie ionique est basé sur un échange d'ions sur résine. Les propriétés de ces résines échangeuses d'ions permettent une fixation sélective des ions. Dans le cas de la chromatographie anionique, la résine échangeuse d'anions (phase stationnaire) est conditionnée sous forme d'une colonne chromatographique où circule en permanence un éluant (phase mobile) et est chargée positivement afin de retenir et séparer les anions. La solution à analyser est injectée et les anions sont fixés sélectivement sur la colonne chromatographique. L'éluant, circulant en permanence sur la colonne, entraîne et « décroche » progressivement les anions en fonction de leur taille, leur charge et leur degré

d'hydratation. Selon que l'interaction électrostatique entre la résine de la colonne et les ions à séparer est plus ou moins forte, la séparation se fera plus ou moins facilement.

Les analyses sont effectuées sur une chaîne chromatographique Dionex ICS-2000 équipée d'un passeur d'échantillon. La colonne utilisée est une AS18 (Dionex). L'éluant est de la potasse fournie par une cartouche EGC KOH EluGen (Dionex). La séparation est réalisée en isocratique à 28 mM avec un débit de 1 mL/min. Le courant de suppression est réglé à 149 mA. La durée d'acquisition est 15 min. La gamme étalon s'étend de 0,1 à 20 ppm et comprend huit points. Elle est préparée à partir d'une solution mère commercialisée par Dionex (Seven Anion Standard II ; Part 57590, F⁻, Cl⁻, NO₂⁻, SO₄²⁻, Br⁻, NO₃⁻ et PO₄²⁻) et d'eau ultra-haute qualité. Chaque échantillon est ensuite injecté deux fois et un étalon de validation est placé dans la séquence tout les quatre échantillons. La quantification des ions Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻ et PO₄²⁻ est réalisée.

I.14 Détermination des cations

Le protocole suivi est conforme à la norme NF EN ISO 14911 « Qualité de l'eau – Dosage par chromatographie ionique, des ions Li⁺, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mn²⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Sr²⁺ et Ba²⁺ dissous – Méthode applicable pour l'eau et les eaux résiduaires » d'octobre 1999 (AFNOR, octobre 1999).

Les analyses sont effectuées sur une chaîne chromatographique Dionex ICS-3000 équipée d'un passeur d'échantillon. La colonne utilisée est une CS12 (Dionex). L'éluant est de l'acide méthane sulfonique fourni par une cartouche EGC MSA EluGen (Dionex). La séparation est réalisée en isocratique à 20 mM avec un débit de 1 mL/min. Le courant de suppression est réglé à 59 mA. La durée d'acquisition est 15 min. La gamme étalon s'étend de 0,1 à 20 ppm et comprend huit points. Elle est préparée à partir d'une solution mère commercialisée par Dionex (Six Cation-II Standard ; Product No. 046070, Li⁺, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mg²⁺ et Ca²⁺) et d'eau ultra-haute qualité. Chaque échantillon est ensuite injecté deux fois et un étalon de validation est placé dans la séquence tout les quatre échantillons. La quantification des ions Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mg²⁺ et Ca²⁺ est réalisée.

I.15 Détermination des pesticides

Les analyses de pesticides ont été réalisées par la Drôme Laboratoires - 37 avenue de Lautagne - BP 118 - 26904 - Valence cedex 9. Le Tableau VII-1 présente les composés analysés, précise les méthodes analytiques employées et les limites de quantification atteintes. Au total, 405 composés ont été recherchés. Pour la réalisation du screening, 1 litre d'échantillon est extrait en liquide/liquide (ELL) avec un mélange dichlorométhane / acétate d'éthyle (80/20) à plusieurs pH. L'extrait est ensuite analysé en combinant une multi détection systématique en chromatographie gazeuse et liquide. Les techniques utilisées sont la chromatographie liquide haute performance couplée à une barrette de diode (HPLC-DAD) ou une détection par masse tandem (HPLC-SM-SM), la chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à capture d'électrons et un détecteur spécifique de l'azote et du phosphore (CPG-ECD-NPD) ou à un spectromètre de masse (CPG-SM).

Tableau VII-1. Screening des pesticides - Limites de quantification (LOQ) pour les 405 composés

Pesticides	Methode	LOQ ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Aminotriazole	Dérivation avec Fluorescamine + HPLC-fluo	0,050
aldicarbe, aldicarbe sulfone, aldicarbe sulfoxyde, carbaryl, carbofuran, carbofuran-3-hydroxy, mercaptodimetur, methomyl, propoxur, thiofanox*, thiofanox-sulfone*, thiofanox-sulfoxyde*, thiophanate methyl	Prospekt + HPLC-SM-SM	0,020 *0,050
hydroxyatrazine*, carbendazime, desmethylisoproturon, nicosulfuron, rimsulfuron, simazine-2-hydroxy, hydroterbuthylazine	Prospekt + HPLC-SM-SM	0,020 *0,040
diquat, Paraquat	HPLC-SM-SM	0,050
glyphosate, AMPA, glufosinate	derivation avec FMOCCI + HPLC fluo	0,100
Metaldéhyde	ELL + multi detection	0,050
fosetyl-aluminium	HPLC-SM-SM	0,100
Chlormequat chlorure, desethyldeisopropylatrazine*, mepiquat	HPLC-SM-SM	0,020 *0,100
clopyralide, methamidophos, omethoate, trichlorfon	Prospekt + HPLC-SM-SM	0,100
endosulfan alpha, endrine		0,005
aldrine, allethrine, azamethiphos, azoxystrobin, benalaxyl, chlorbromuron, chlordecone, chlorthiamide, DDD-2,4', DDD-4,4', DDE-2,4', DDE-4,4', DDT-2,4', DDT-4,4', dieldrine, endosulfan beta, endosulfan sulphate, fipronil, fluquinconazole, HCH epsilon, Lindane, HCH alpha, HCH beta, HCH delta, heptachlore, heptachlore epoxyde, hexachlorobenzene, isodrine, kresoxim methyl, ofurace, pentachlorobenzene, quinoxifen, quintozone	ELL + multi detection	0,010
2,4,5-T, actochlor, acrinathrinemesotrione, alphamethrine, ametryne, amitraze, anthraquinone, atrazine, atrazine desethyl, benthioacarbe, bendiocarbe, benfluraline, benoxacor, bentazone, beta-cyfluthrine, bifenthrine, boscalid, bromopropylatebromuconazole, bupirimate, cadusaphos, captafol, carbosulfan, chinomethionate, chlordane, chlordane alpha, chlordane beta, chlordane gamma, chlorfenvinphos, chlorpropham, chlorpyriphos ethyl, chlorpyriphos methyl, clodinafop-propargyl, cycluron, cyfluthrine, cypermethrine, deltamethrine, desmethryne, dichlofenthion, dichloro benzamide 2,6, dichloprop, dicofol, diflufénicanil, dimefuron, diuron, 1-(3,4-dichlorophenyl)-3-méthylurée, 1-(3,4-dichlorophenyl)urée, epoxyconazole, 1-(4-isopropylphenyl)urée, ethion, famoxadone, fenazaquin, fenpropathrine, flumioxazine, flurprimidol, flurtamone, folpel, fonophos, fosthiazate, furathiocarbe, heptenophos, imazalil, isoxaflutole, lambda cyhalothrine, linuron, lufenuron, mecoprop, mefenpyr-diethyl, metalaxyle, methoxychlore, metobromuron, metolachlore (R+S), metrafenone, mirex, molinate, monolinuron, monuron, napropamide, naphtalam, oxadianizon, oxadixyl, pendimethaline, pentachlorophenol, permethrine, phosmet, picoxystrobine, pirimicarbe, propazine, pretilachlore, pyrazophos, pyrefenox, pyriproxyfen, quizalofop ethyl, sebuthylazine, simazine, spinosad, tebutame, terbuphos, terbumeton, terbumeton-desethyl, terbutylazine, terbutylazine desethyl, thiabendazole, thiafluamide, tralomethrine, triclopyr, trifluraline, trinexapac ethyl, vinchlozoline		0,020

Zoxamide	0,030
2,4-D, 2,4-DB, 2,4-MCPB, acifluorfen, , alachlore, azaconazol, azinphos ethyl, azinphos methyl, bioresmethrine, bitertanol, bromophos ethyl, bromophos methyl, bromoxynil, butraline, captane, carbetamide, carbophenothion, chlorbufame, chlormephos, chloroneb, chlorothalonil, chlorsulfuron, chlorthal dimethyl, clomazone, coumatetralyl, cyanazine, cypronidil, diazinon, dicamba, dichlofluanide, dichlofop methyl, dichlorvos, diethofencarbe, dometheamide, dimetilan, diniconazole, dinosebe, dinoterne, EPTC, esfenvalerate, ethofumesate, ethoprophos, fenarimol, fenitrothion, fenoxaprop ethyl, fenoxycarbe, fenthion, fenuron, fludioxonil, flurochloridone, fluroxypyr, formothion, hexaflumuron, indoxacarbe, iodofenphos, ioxynil, iprodione, isazofos, isophenphos, isoproturon, isoxaben, malathion, mefenacet, mepronil, methabenzthizuron, methidathion, metoxuron, mevinphos, naled, neburon, nuarimol, parathion ethyl, parathion methyl, phorate, phosalone, piperonyl butoxide, procymidone, prometon, propachlor, propanil, propaquizafop, propetamphos, prophenophos, propyzamide, prosulfocarbe, pyridabene, pyrimethanil, pyrimiphos ethyl, pyrimiphos methyl, quinalphos, rotenone, secbumeton, sulcotrione, tau-fluvalinate, tebufenozide, tebufenpyrad, terbacile, terbutryne, tetrachlorvinphos, tolyfluanide, triallate,	0,040
2,4 D-iospropyl-ester, 2,4 D-methyl-ester, 2,4-MCPA, MCPA-butoxyethyl ester, MCPA-1-butyl ester, MCPA-2-ethylhexyl ester, MCPA-ethyl-ester, MCPA-methyl-ester, aclonifen, , atrazine deisopropyl, bifenox, bromacil, , bromoxynil octanoate, buprofezine, buturon, chlorfluazuron, chloridazone, chlorphacinone, chloroxuron, chlortoluron, coumaphos, cyproconazol, diallate, dichlobenil, difenoconazole, diflubenzuron, dimatachlor, dimethoate, dimethomorphe, dinitroorthocrezol, dinocap, disulfoton, dithianon, ethidimuron, ethiophencarbe, fenamidone, fenbuconazole, fenchlorphos, fenhexamide, fenpropidine, fenpropimorphe, fluazipop-p-butyl, flufenoxuron, fluridone, fluroxypyr methyl heptyl ester, flusilazole, flutriafol, fomesafen, furalaxyl, hexaconazole, hexazinone, hexythiazox, imazametabenz-methyl, imidaclopride, ioxynil methyl ester, ioxynil octanoate, lanacile, mecoprop-n iso-butyl ester, mecoprop-2-butoxyethyl ester, mecoprop-methyl ester, mecoprop-1-octyl ester, mecoprop-2,4,4-trimethylpentyl ester, mecoprop-2-ethylhexyl ester, mecoprop-2-octyl ester, metamitron, metazachlore, metribuzine, myclobutanyl, norflurazon, nor flurazon desmethyl, oryzalin, penconazole, pencycuron, phosphamidon, prochloraze, promecarbe, promethryne, propargite, propiconazole, pyraclostrobine, pyridate, quizalofop, sulfotep, teflubenzuron, tetrachlorobenzene 1,2,3,4, tetrachlorobenzene 1,2,3,5, tetrachlorobenzene, tetraconazole, triadimefon, triazaphos, trifloxystrobine, triflumuron	0,050
paclobutrazole, tebuconazole, thidicarbe	0,060
iodosulfuron methyl, mefluidide	0,070
benomyl, ferbam, thazasulfuron	0,080
amidosulfuron, asulam, benfuracarbe, bromadiolone, cloquintocet mexyl, cymoxanil, demeton (O+S), demeton S methyl, demeton S methyl sulfone, flazasulfuron, flupyrasulfuron methyl, haloxyfop, iprovalicarbe, mesosulfuron methyl, metosulam, metsulfuron methyl, oxadiargyl, oxamyl, oxydemeton methyl, oxyfluorfene, phenmediphame, phoxime, spiroxamine, temephos, tetradifon, thifensulfuron methyl, thiomethon, triadimenol, triasulfuron, triazamate	0,100

I.16 Détermination des éléments traces métalliques (ETM)

Le protocole suivi est celui détaillé dans les normes NF EN ISO 17294-1 « Qualité de l'eau – Application de la spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif (ICP-SM) – Partie 1 : lignes directrices générales » de janvier 2007 (AFNOR, janvier 2007) et NF EN ISO 17294-2 « Qualité de l'eau – Application de la spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif (ICP-SM) – Partie 2 : dosage de 62 éléments » d'avril 2005 (AFNOR, avril 2005b) . Les métaux dosés sont l'aluminium, le cadmium, le chrome, le cuivre, le fer, le zinc, le fer, le nickel, le zinc et le plomb.

I.17 Détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Le protocole suivi est d'inspirer de la norme 17993 « Qualité de l'eau – Dosage de 15 hydrocarbures aromatiques polycycliques (Huston et al.) dans l'eau par HPLC avec détection par fluorescence après extraction liquide-liquide » (AFNOR, Juillet 2004).

Les congénères étudiés sont présentés dans le Tableau VI-2.

Tableau VI-2. HAP étudiés

Naphtalène	N
Acénaphène	ANA
Fluorène	F
Phénanthrène	P
Anthracène	A
Fluoranthène	FL
Pyrène	PY
Chrysène	C
Benzo[a]anthracène	BA
Benzo[b]fluoranthène	BBF
Benzo[k]fluoranthène	BKF
Benzo[a]pyrène	BAP
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	IN
Dibenz(a,h)anthracène	DBA
Benzo(g,h,i)pérylène	BPE

Le benzo[a]pyrène-d₁₂ et l'anthracène-d₁₀ sont utilisés comme étalons d'extraction. La solution mère commerciale est une ampoule d'1mL à 10 µg.mL⁻¹ dans l'acétonitrile LGC Standards). La dilution de 180 µL de solution commerciale dans 4 mL d'acétonitrile est réalisée pour obtenir une solution fille à 450 ng.mL⁻¹. Un ajout de 45 ng avant extraction est effectué dans l'échantillon à extraire soit 100 µL de solution fille à 450 ng.mL⁻¹.

L'extraction liquide-liquide de 1 L d'échantillon est réalisée avec 3 x 50 mL de cyclohexane. Les fractions organiques sont regroupées et séchées par congélation. L'extrait est ensuite évaporé à 1 mL sous flux d'azote (Rotavap). Une purification par extraction sur phase solide (Spencer and Cliath) est enfin effectuée. La cartouche d'extraction en Florisil (SPE, Cluzeau Info Labo, France) est placée sur un portoir « manifold » (Supelco, France) et conditionnée avec 10 mL de n-hexane. Un tube gradué de 10 mL est placé sous le portoir pour collecter l'extrait sortant de la cartouche. Le volume d'extrait concentré après extraction (1 mL) est placé au sommet de la cartouche. Une élution, avec un débit de 1-2 gouttes par seconde, est réalisée avec 8 mL d'un mélange cyclohexane:dichlorométhane (60:40, v:v) pour récupérer

les HAP. Chaque extrait purifié est alors concentré jusqu'à 0,1 mL sous courant d'azote. Un échange de solvant est réalisé en complétant à 1 mL avec de l'acétonitrile. L'extrait est filtré (seringue + filtre PTFE Ø 13mm ; porosité 45µm).

Le fluoranthène-d₁₀ est utilisé en tant qu'étalon interne. La solution mère commerciale est une ampoule d'1 mL à 100 mL dans l'acétonitrile (LGC Standards). La dilution de 100µL de solution commerciale dans 10 mL d'acétonitrile est réalisée pour obtenir une solution fille à 1 000 ng.mL⁻¹. Un ajout dans l'extrait avant analyse de 100 ng est effectué soit 100 µL de solution fille à 1 000 ng.mL⁻¹.

Une injection de 20 µL de l'extrait est effectuée en HPLC-Fluo. L'appareil utilisé est un chromatographe en phase liquide haute performance (CLHP) DIONEX RF 2000 (Pompe P680 HPLC). La chromatographie liquide haute performance est couplée à un détecteur à fluorescence (DIONEX RF 2000). L'ensemble est piloté par un ordinateur ; l'acquisition et le traitement des données sont assurés par le logiciel Chroméléon.

Le système comporte une colonne de garde de 2 cm de long, de 4,6 mm de diamètre et dont la taille des particules est 5 µm (Supelco, France) et une colonne spéciale SupelcosilTM LC-PAH (silice greffée avec des groupements C18) de 25 cm de long, de 4,6 mm de diamètre et dont la taille des particules est 5 µm (Supelco, France). Les colonnes sont placées dans un four isotherme réglé à 30°C afin de réduire les temps d'élution et également d'éviter que ces derniers ne varient avec les fluctuations de température ambiante. L'injection se fait grâce à une boucle, ainsi le volume injecté (20 µL) est reproductible. Le débit est de 1,5 mL.min⁻¹ et la durée de l'élution est de 45 minutes.

Le Tableau VI-3 présente le gradient d'élution mis en place afin d'obtenir une bonne séparation des 15 HAP.

Tableau VI-3. Programmation du gradient d'élution pour l'analyse des HAP par HPLC

Temps (min)	%B	%D
0	0	100
5	0	100
30	100	0
40	100	0
45	0	100
54	0	100

→ avec %B = Acétonitrile et %D = Acétonitrile:Eau (60:40, v:v)

Une programmation spécifique du détecteur fluorimétrique a été réalisée afin d'augmenter la sélectivité et la sensibilité de l'analyse. Cette programmation en longueurs d'onde d'émission et d'excitation est présentée dans le Tableau VI-4. Le gain du fluorimètre est variable au cours de l'analyse (1, 4 ou 16). La sensibilité est fixée à « Medium ».

Le chromatogramme d'une solution standard de HAP obtenu par HPLC-Fluo est présenté sur la Figure VI-1.

Tableau VI-4. Programmation du fluorimètre

Fenêtre de temps	Temps (min)	λ excitation (nm)	λ émission (nm)	Composés	Temps de rétention (min)
1	0,0	206	320	NAP	6,1
2	8,0	233	320	ACE FLR	9,2 9,7
3	10,5	260	380	PHE	11,4
4	12,0	250	375	ANT-d10 ANT	12,5 13,1
5	13,8	365	462	FTN-d10 FTN	14,3 14,9
6	15,6	275	380	PYR	16,4
7	18,0	270	300	B(a)A	21,3
8	22,1	253	361	CHYRS	22,5
9	24,0	302	431	B(b)F	26,5
				B(k)F	28,4
				B(a)P-d12	29,0
				B(a)P	30,0
				D(ah)A	32,3
10	33,4	302	419	B(ghi)P	33,9
11	34,8	300	500	IND	35,8

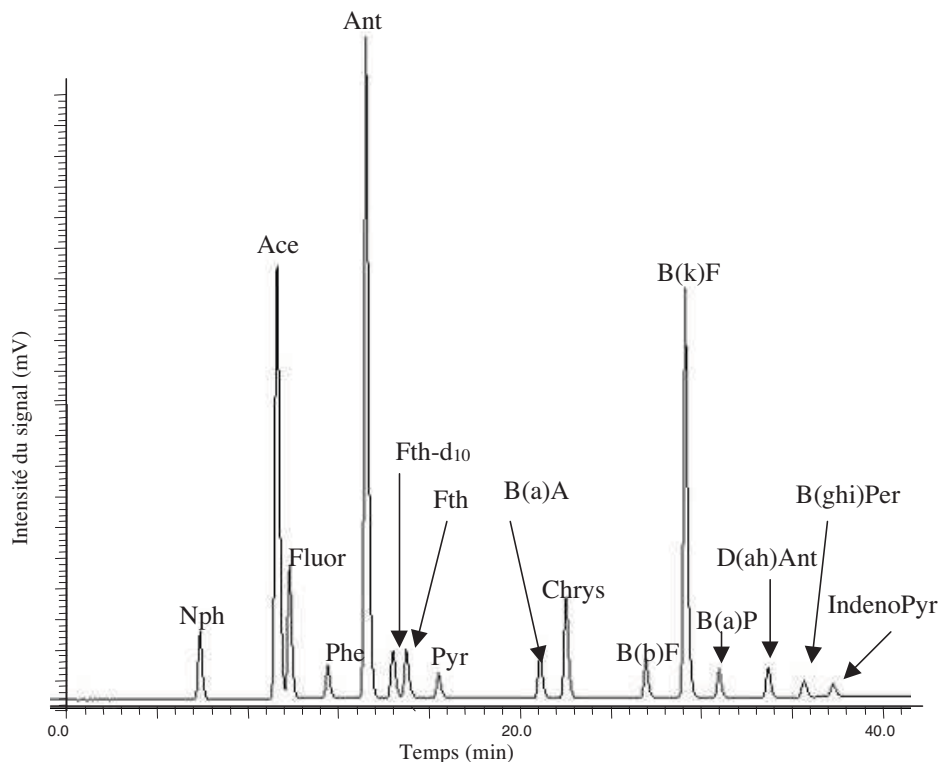


Figure VI-1. Chromatogramme d'une solution standard de HAP obtenu en HPLC-FLuo

→ Le chromatogramme est présenté en deux dimensions (x : temps en minutes ; y : intensité relative). Une solution à 500 ng.mL^{-1} a été injectée. Chaque pic est obtenu à partir d'une longueur d'onde d'excitation spécifique de la molécule concernée (Tableau VI-4).

II ANALYSES MICROBIOLOGIQUES

Les analyses microbiologiques ont été réalisées par le Centre d'Analyses Environnementales (CAE) de Veolia : Laboratoire Central - Immeuble "Le Dufy" - 1, place de Turenne - 94417 Saint-Maurice Cedex. Le CAE dispose de différents protocoles d'analyses prédéfinis suivant le type d'eaux, eaux propres ou eaux chargées. Dans le cadre de cette étude, un protocole à façon a été mis en place. Il a en effet été nécessaire de déterminer les dilutions adaptées aux eaux de pluie qui ne sont ni des eaux propres, ni des eaux usées.

II.1 Recherche et dénombrement des bactéries coliformes et des *Escherichia Coli*

Les analyses ont été réalisées selon la « Partie 1 : Méthode par filtration sur membrane » de la NF EN ISO 9308-1 « Recherche et dénombrement des *Escherichia Coli* et des bactéries coliformes » (AFNOR, Septembre 2000).

DEFINITIONS

Les bactéries lactose-positives sont des bactéries pouvant former des colonies en aérobiose (36 ± 2) °C sur un milieu de culture lactosé sélectif et différentiel avec production d'acide dans les (21 ± 3) h.

Les bactéries coliformes sont des bactéries lactose-positives comme définies précédemment et qui sont oxydase-négative.

Les *Escherichia coli* sont des bactéries coliformes définies précédemment, qui produisent de l'indole à partir du tryptophane dans les (21 ± 3) h à ($44 \pm 0,5$) °C.

Bactéries résistantes à la bile et pouvant produire de l'indole à partir du tryptophane dans les (21 ± 3) h à ($44 \pm 0,5$) °C.

PREPARATION

Des dilutions adaptées à nos échantillons sont effectuées à l'aide de diluant :

Dénomination	P	-1	-2
Dilution	-	1/10	1/100

FILTRATION SUR MEMBRANE

100 mL d'échantillon sont filtrés sur une membrane qui a la propriété de retenir les bactéries (esters de cellulose, porosité $0,45 \mu\text{m}$, munie d'une grille-repère).

Incubation

La membrane est ensuite déposée sur un milieu de culture sélectif gélosé lactosé au TTC. Ce milieu est incubé à (36 ± 2) °C pendant (21 ± 3) h. Un comptage des colonies caractéristiques présentes sur la membrane est effectué. Toutes les colonies quelle que soit leur taille sont comptées comme étant des bactéries lactose-positives, si le milieu sous la membrane présente une coloration jaune.

DIFFERENCIATION

Un repiquage des colonies caractéristiques est effectué. Si le nombre de colonies est inférieur à 10, toutes les colonies sont repiquées, sinon dix colonies sont choisies aléatoirement pour confirmation.

Le test de confirmation pour les bactéries coliformes est le test oxydase.

Les colonies sont repiquées sur une gélose non sélective puis incubées à (36 ± 2) °C pendant (21 ± 2) h. Une partie de la culture est ensuite étalée sur une bandelette imbibée d'un réactif à

l'oxydase. La réaction est considérée comme positive si une coloration bleu/violet foncé apparaît dans les 30 s. Toutes les colonies ayant une réaction négative au test à l'oxydase sont considérées comme des bactéries coliformes.

Le premier test de confirmation pour *les E. Coli* est la production d'indole à partir du tryptophane.

Chaque colonie à confirmer est introduite à l'aide d'une tige en verre dans un tube contenant du bouillon tryptophane. Le tube est incubé à $(44 \pm 0,5) ^\circ\text{C}$ pendant (21 ± 3) h. La production d'indole est contrôlée en ajoutant 0,2 à 0,3 mL de réactif Kovacs. L'apparition d'une coloration rouge à la surface du bouillon confirme la production d'indole. Toutes les colonies ayant une réaction négative au test à l'oxydase, mais positive à l'indole, sont considérées comme étant des *E. Coli*.

Le deuxième test de confirmation pour les *E. Coli* est décrit ci-après.

Après filtration, une membrane est placée sur un milieu TSA, c'est-à-dire un milieu de culture de gélose contenant de la caséine. Le milieu est incubé à $(36 \pm 2) ^\circ\text{C}$ pendant 4 à 5 h. Puis la membrane est placée à $(44 \pm 0,5) ^\circ\text{C}$ pendant 19 h à 20 h sur un milieu TBA milieu gélosé contenant de la caséine et des sels biliaires. La membrane est enfin placée sur un disque en papier-filtre imbibé de réactif pour la recherche d'indole. Un ajout de réactif permettant l'apparition d'une coloration est réalisée. Les colonies rouges sont comptées comme étant des *E. Coli*.



Figure VII- 2. Bactéries coliformes et *E. Coli*

EXPRESSION DES RESULTATS

Le calcul du nombre de bactéries coliformes lactose-positives et des *E. Coli* susceptibles d'être présentes dans 100 mL d'échantillons est rendu comme résultat. Moins d'une colonie à la dilution -2 donnera un résultat <100. La mention « illisible » signifie que, même à la dilution -2, la lecture n'était pas possible à cause d'une flore interférente.

II.2 Dénombrement des micro-organismes revivifiables à 22°C et 36°C

Le protocole est basé sur la NF EN ISO 6222 « Dénombrement des micro-organismes revivifiables » : « Comptage des colonies par ensemencement dans un milieu de culture nutritif gélosé » (AFNOR, Juillet 1999).

PREPARATION

Des dilutions sont effectuées :

Dénomination	-1	-2	-3
Dilution	1/10	1/100	1/1000

INCORPORATION EN GELOSE

1 mL de chaque dilution est déposé dans une boîte de pétri vide puis recouvert avec 15 à 20 mL d'un milieu en surfusion à 45°C. Ce milieu est étalé en faisant des mouvements en forme de huit sur la paillasse. La solidification est attendue. Deux boîtes sont préparées de cette façon pour chaque dilution.

Incubation

Les boîtes sont retournées pour éviter la condensation. Un jeu de boîte est incubé à (36 ± 2) °C pendant (44 ± 4) h. Un jeu de boîte est incubé à (22 ± 2) °C pendant (68 ± 4) h.

EXPRESSION DES RESULTATS

Pour le dénombrement, la boîte de pétri est placée sur une grille éclairée par une lampe. Le calcul du nombre d'unités formant colonies (UFC) par mL d'échantillon est effectué à partir du nombre de colonies formées. Si les boîtesensemencées avec les plus fortes dilutions utilisées contiennent plus de 300 colonies, le résultat est exprimé sous la forme de >300.

II.3 Recherche et dénombrement des entérocoques

Le protocole est en accord avec la « Partie 2 : Méthode par filtration sur membrane » de la NF EN ISO 7899-2 « Recherche et dénombrement des entérocoques intestinaux » (AFNOR, Août 2000).

DEFINITION

Les entérocoques intestinaux sont des bactéries capables de réduire le chlorure de 2,3,5-triphényl-tétrazolium en formazan et d'hydrolyser l'esculine à 44°C sur le milieu de « Slanetz et Bartley » et la gélose à la bile - l'esculine - l'azoture.

Filtration sur membrane

Un volume de 100 mL d'échantillon est filtré sur une membrane. La membrane est placée sur le milieu de Slanetz et Bartley.

INCUBATION

Les boîtes sont incubées à (36 ± 2) °C pendant (44 ± 4) h. Toutes les colonies bombées montrant une couleur rouge, marron ou rose soit au centre soit sur l'ensemble de la colonie sont considérées comme typiques.

Confirmation

La membrane et les colonies sont transférées sans retournement sur une boîte de gélose bile-esculine-azoture préchauffées à 44°C. Cette boîte est incubée à $(44 \pm 0,5)$ °C pendant 2 h. Toute les colonies typiques montrant une couleur brune à noire dans le milieu environnant sont considérées comme donnant une réaction positive et sont comptées comme entérocoques intestinaux.

EXPRESSION DES RESULTATS

Le calcul du nombre d'unités formant colonies (UFC) par mL d'échantillon est effectué à partir du nombre de colonies formées.

II.4 Recherche et dénombrement des *Escherichia Coli* par microplaques

Les prélèvements sont traités selon la « Partie 3 : Méthode miniaturisée (nombre le plus probable) pour ensemencement en milieu liquide » de la NF EN ISO 9308-3 « Recherche et dénombrement des *Escherichia Coli* et des bactéries coliformes dans les eaux de surface et résiduaires » (AFNOR, Mars 1999).

Une plaque par échantillon est utilisée. Plusieurs dilutions en cascade sont effectuées dans du diluant spécial pour microplaques (DSM). Soit 4 dilutions (1/2 – 1/20 – 1/200 - 1/2000) : 24 puits sont ensemencés pour chaque dilution avec 200 μ L. Soit 5 dilutions (1/20-1/20 – 1/200 - 1/2000 - 1/2.10⁶) : 16 puits sont ensemencés pour chaque dilution avec 200 μ L. Les plaques sont filmées et incubées à (44 \pm 0,5) °C entre 36 h et 72 h.

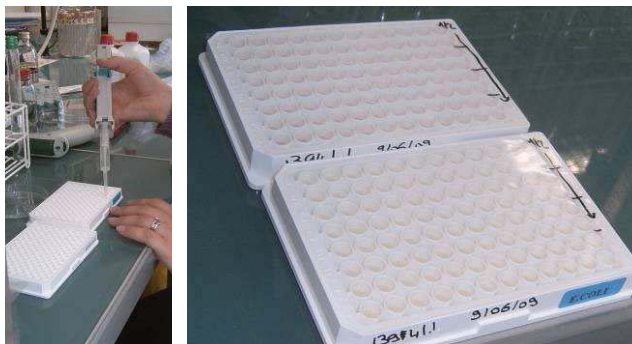


Figure VII-3. Préparation de microplaques

II.5 Dénombrement de *Cryptosporidium* et *Giardia*

La méthode de concentration et de dénombrement décrite par la NF T 90-455 « Recherche et dénombrement d'ocystes de *Cryptosporidium* et de kystes de *Giardia* » a été mise en œuvre (AFNOR, Juillet 2001).

DEFINITION

Les protozoaires du genre *Cryptosporidium* sont des coccidies parasites de vertébrés caractérisés par la présence de quatre sporozoïtes dans l'ocyste mature et l'absence de sporocystes.

Les protozoaires du genre *Giardia* sont des flagellés parasites de l'intestin des mammifères caractérisés par la présence de quatre paires de flagelles, deux axonèmes et deux corps parabasaux bien visibles dans les formes végétatives et kystiques.

La cryptosporidiose et la giardiose sont deux parasitoses intestinales cosmopolites qui touchent l'homme et les animaux. La cryptosporidiose détermine une diarrhée grave, chronique chez le patient immunodéprimé ou une diarrhée autorésolutive chez les individus immunocompétents. La giardiose est la protozoose intestinale la plus fréquente, pouvant déterminer une diarrhée associée à des nausées ou à de véritables syndromes de malabsorption. Cependant, *Cryptosporidium* et *Giardia* peuvent être détectés chez des porteurs sains.

FILTRATION SUR CARTOUCHE

Une filtration à travers une cartouche de filtration sur membrane en polyéthersulfine de porosité 1 μ m est effectuée avec 20 L ou jusqu'au colmatage. La pompe mesure le débit et le volume filtré, le débit maximal de filtration est de 100 L/h. La cartouche peut être conservée jusqu'à 72 h avant extraction, il faut alors veiller à ce qu'elle soit encore remplie d'eau de l'échantillon à analyser et la fermer à ses deux extrémités par les deux bouchons prévus à cet effet.

EXTRACTION ET ELUTION

L'élution est réalisée avec une solution PBS, solution saline à pH neutre tamponnée au phosphate contenant un détergent et un agent anti-moussant. La cartouche est remplie avec environ 60 mL d'éluant et agitée mécaniquement pendant 10 min. Après récupération de l'extrait, cette opération est répétée. Les cartouches sont tournées d'un quart de tour pour modifier la surface de contact filtre-éluant. La cartouche est remplie une troisième fois d'éluant, une agitation manuelle très énergique pendant 30 s permet d'optimiser l'extraction.

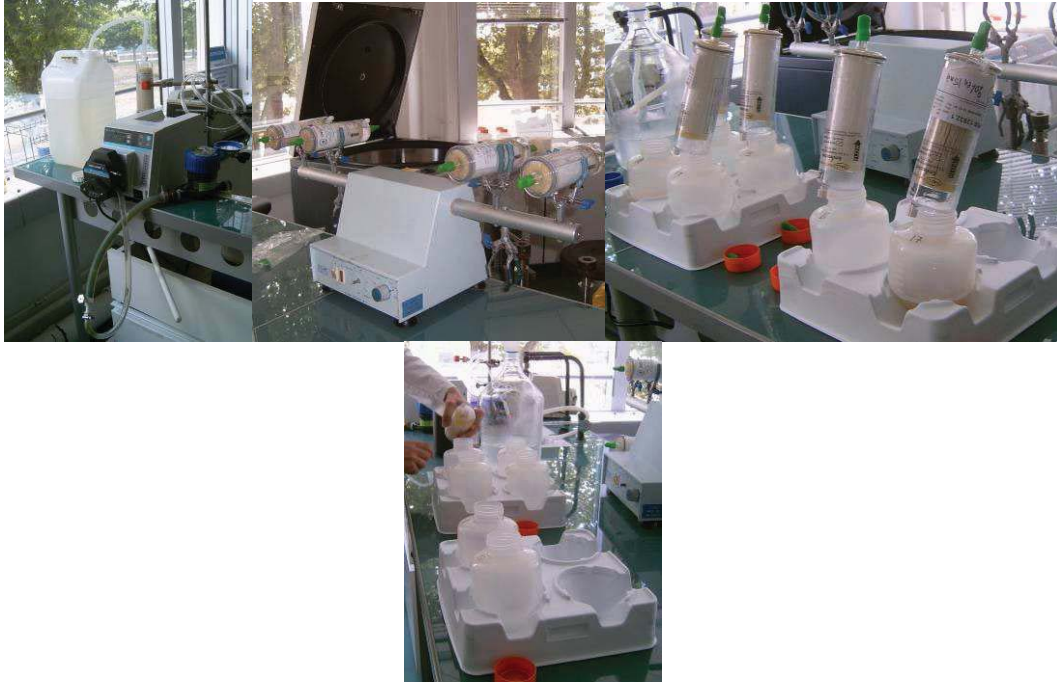


Figure VII-4. Parasites: Filtration sur cartouche, extraction et élution

CENTRIFUGATION

L'extrait est centrifugé à basse vitesse 1250 tr/min pendant 30 min en veillant à ne pas utiliser le frein de la centrifugeuse. Le culot est récupéré.

RECONCENTRATION PAR IMMUNO SEPARATION MAGNETIQUE (IMS)

La totalité du concentrat doit être analysée. Pour une réaction d'IMS, le volume total de culot solide ne doit pas dépasser 0,5 mL sinon plusieurs tubes doivent être préparés. Le concentrat est donc réparti dans les tubes qui sont complétés à l'eau distillée stérile. 100 μ L d'anticorps spécifiques greffés sur des microbilles magnétiques sont introduits de façon à capturer les oocystes de *Cryptosporidium* et de kystes de *Giardia*. Les tubes sont agités pendant 1h à 1h30. Des aimants permettent de récupérer les anticorps associés aux parasites. Le système est agité 2 min. Après avoir vidé le liquide, les billes magnétiques retenues sur les aimants sont rincées plusieurs fois avec 1 mL de tampon. Un ajout de 100 μ L d'HCl permet de dissocier le complexe billes-anticorps. Après 10 min de contact, des aimants permettent d'immobiliser les billes magnétiques.

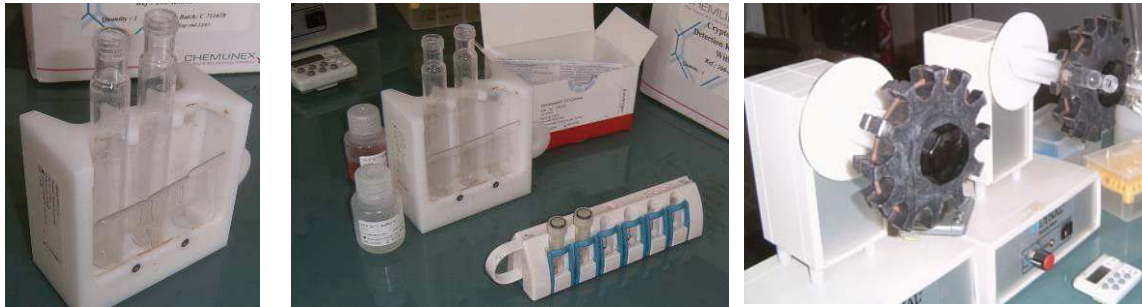


Figure VII-5. IMS : supports aimantés et système d'agitation

Le liquide restant contenant éventuellement les parasites est récupéré et déposé sur une lame de verre avec 100 μL d'acide et 10 μL de base. L'échantillon est fixé avec 50 μL de méthanol. La lame est séchée à l'étuve à 36°C pendant 1h. Un marquage avec des anticorps spécifiques fluorescents est effectué : 100 μL de colorant sont déposés sur la lame. La lame est ensuite placée dans une boîte humide incubée à l'étuve pendant 1h. Après aspiration du surplus de colorant, la lame est rincée. Après un dernier passage de 5 min à l'étuve, 18 μL d'huile sont déposés suivis d'une lamelle fixée au vernis. Les lames sont conservées à l'abri de la lumière.



Figure VII-6. Coloration de la lame et stockage des lames

INDENTIFICATION ET NUMERATION

Le chemscan balaye la lame et détecte les positions de fluorescence. L'ordinateur enregistre les coordonnées de ces points et pilote le microscope pour que l'opérateur puisse observer leurs caractéristiques morphologiques.

oocystes de *Cryptosporidium*

Taille : 4 μm à 6 μm
 Forme sphérique
 Paroi externe nette et régulière

kystes de *Giardia*

Taille : 9 μm – 15 μm x7 – 10 μm
 Forme ovoïde
 Paroi externe nette et régulière

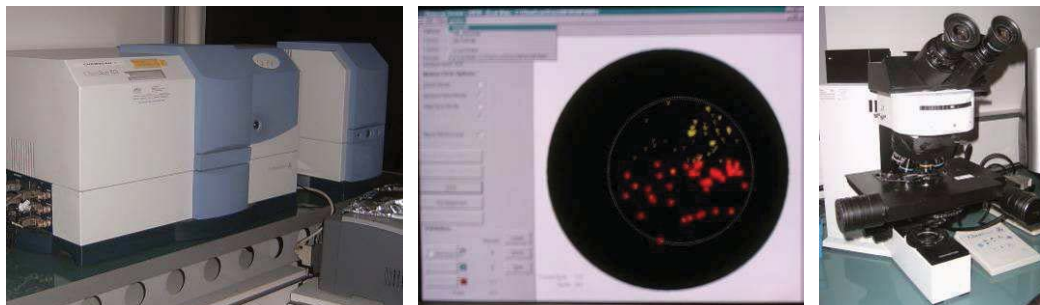


Figure VII-7. Chemscan, repérage des positions fluorescentes et observation au microscope

II.6 Recherche et dénombrement des légionelles par cultures

La méthode par ensemencement direct et après concentration par filtration sur membrane ou centrifugation objet de la NF T 90-431 « Recherche et dénombrement de *Legionella spp* et de *Legionella pneumophila* » (AFNOR, Septembre 2003) a été utilisée.

DEFINITION

Les *Legionella* sont des bactéries en bâtonnets, non sporogènes, à Gram négatif, aérobies, flagellées ou non, exigeantes en L-cystéine, caractérisées par leur richesse en acides gras ramifiés, propriété très inhabituelle pour des germes à Gram négatif. Certaines souches de cette bactérie pathogène opportuniste peuvent causer des infections chez l'homme (Légionelloses).

Elles peuvent également être définies comme des bactéries en bâtonnets capable de cultiver sur gélose tamponnée au charbon actif et à l'extrait de levure en 48h minimum à 36°C uniquement en présence de L-cystéine.

Les *Legionella pneumophila* sont les *Legionella* répondant à la définition précédente donnant une réaction positive en présence d'anticorps anti-*L pneumophila* et responsable de la plupart des cas de légionellose.

Elles peuvent également être définies comme étant des microorganismes répondant à la définition précédente, non auto fluorescents, et donnant une réponse positive en présence d'anticorps anti-*L. pneumophila*.

FILTRATION SUR MEMBRANE ET ENSEMENCEMENT DIRECT

200 µL de l'échantillon sont directement déposés sur milieu sélectif (GVPC) à l'aide d'un râteau.

Pas de traitement dans un tube noté d :

Un volume d'1 L d'eau est filtré sur membrane en polycarbonate de porosité 0,4 µm. La membrane est placée dans un tube et immergée dans 5 mL d'eau à analyser. Les bactéries sont remises en suspension par ultra-sons pendant 2 min. Ceci constitue le concentrat. 0,1 mL du concentrat est déposé sur milieu sélectif (GVPC).

Pas de traitement avec dilution dans un tube noté d-1 :

0,5 mL du concentrat sont dilués avec 4,5 mL d'eau UHQ (dilution 1/10). 0,1 mL du concentrat est déposé sur milieu sélectif à savoir un milieu GVPC.

Traitement thermique dans un tube noté T

1 mL de concentrat est placé au bain thermostaté à (50 ± 1) °C pendant 30 ± 1 min. 0,2 mL sont ensemencés sur une boîte de milieu GVPC.

Traitement acide dans un tube noté

1 mL de tampon acide est ajouté à 1 mL de concentrat pendant 5 min ± 0,5 min. 0,2 mL sont ensemencés sur une boîte de milieu GVPC.

Association des deux traitements pour les eaux chargées

1 mL de concentrat est placé dans un bain thermostaté à (50 ± 1) °C pendant 30 ± 1 min puis 1mL de tampon acide est ajouté. Après un temps de contact (5 ± 0,5) min, 0,2 mL sont ensemencés sur une boîte de milieu GVPC. Les Légionelles résistent à ces traitements qui sont effectués pour éliminer la flore interférente.



Figure VII-8. Légionelles : Filtration et préparation des tubes

Les boîtes sont retournées et incubées pendant 8 jours à 10 jours à $(36 \pm 2) ^\circ\text{C}$. Les boîtes sont examinées au moins à trois reprises : 3 jours (alerte éventuelle), 5 jours (repiquage) et 8 jours (identification). Les colonies qui présentent une coloration générale gris-bleu claire mais assez variable (parfois jaune, verte, blanche, marron, violette, rose) sont considérées comme caractéristiques. Elles peuvent devenir blanchâtres en vieillissant, ont un bord plus ou moins net et rosé, et ont le plus souvent un aspect de verre fritté à la loupe binoculaire. Certaines sont fluorescentes sous la lampe de Wood (lampe à ultra-violet, lampe basse pression à mercure).



Figure VII-9. Légionelles : colonies caractéristiques

Les différents types de colonies caractéristiques présentes sur les boîtes doivent être distinguées (un type rassemble des colonies d'aspects morphologiques similaire et un temps d'apparition identique). La lampe de Wood peut également aider à distinguer les différents types de colonies.

DENOMBREMENT ET DIFFERENCIATION

Les colonies caractéristiques sont dénombrées par type. Pour le repiquage, la boîte présentant le nombre n total de colonies caractéristiques susceptible de fournir le résultat final le plus élevé (somme des colonies de chaque type) est retenue. En cas de colonies mal isolées, une autre boîte, sur laquelle les colonies sont suffisamment isolées, est utilisée. Les colonies typiques sont repiquées pour la recherche des bactéries exigeantes en L-cystéine et la mise en évidence des *Legionella*.

Si $1 \leq n \leq 5$, toutes les colonies de cette boîte sont repiquées

Si $n > 5$, cinq colonies de chaque type sont repiquées.

Les colonies sont repiquées sur trois milieux différents : gélose BCYE α sans L-cystéine, gélose au sang, et gélose BCYE α avec L-cystéine.

Toutes les colonies présentant un aspect caractéristique et ne cultivant que sur le milieu Gélose BCYE α avec L-cystéine sont considérées comme *Legionella*.

	Gélose BCYE α sans L-cystéine	Gélose au sang	Gélose BCYE α avec L-cystéine
Legionelle positif	-	-	+

Toutes les colonies repiquées confirmées comme *Legionella* non fluorescentes sous la lampe de Wood sont testées en vue de la confirmation de l'espèce *Legionella pneumophila*.

Un essai immunologique des colonies de *Legionella* pour la recherche des *Legionella pneumophila* est réalisé à l'aide d'anticorps spécifiques. En effet, ce test permet d'identifier plusieurs espèces de Légionelles : lp1, lp2-15, spp, les deux premières étant des *Legionella pneumophila*.

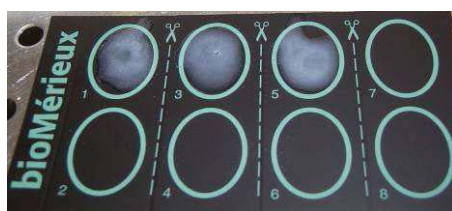


Figure VII-10. Test d'agglutination au latex

Les colonies caractéristiques, qui sont non fluorescentes sous la lampe de Wood et donnent une réaction positive en agglutination au latex en présence d'anti corps anti-*L. pneumophila*, sont considérées comme *L. pneumophila*.

EXPRESSION DES RESULTATS

Par convention, chaque colonie est considérée comme ayant été engendrée par un microorganisme.

Les résultats sont donnés sous la forme: *Legionella sp* (species = toutes les espèces) en UFC/L, dont *Legionella pneumophila* en UFC/L.

II.7 Détection et quantification des légionelles par PCR

Le protocole mis en œuvre est celui décrit par la norme XP T 90-471 « Détection et quantification des *Legionella* et/ou *Legionella pneumophila* par concentration et amplification génique par réaction de polymérisation en chaîne (PCR) » (AFNOR, Avril 2006).

FILTRATION

L'étape de filtration est automatisée. La rampe est décontaminée à l'eau de javel puis à l'eau MilliQ. Les échantillons sont filtrés sur une membrane en polycarbonate de porosité 0,45 μm . Un tampon de lyse est ajouté au fond d'un tube, la membrane étant placée en haut du tube.

EXTRACTION

La membrane est immergée dans le tampon de lyse au moment de l'extraction. Elle est passée aux ultra-sons pendant 20 min. Une température de 100°C est appliquée pendant 10 min. Un rinçage à la solution tampon est effectué.

PURIFICATION

Une filtration sur cartouche de silice est effectuée pendant 2 min à basse pression. Un tampon de liaison et de l'éthanol absolu sont ajoutés de façon à favoriser la liaison ADN-colonne. Un

premier lavage avec 2 mL puis un deuxième lavage avec 4 mL sont effectués. La colonne est séchée pendant 20 min à haute pression. L'élution est effectuée avec 200 μ L de tampon d'élution chaud à 70°C mis en contact avec la colonne pendant 1 min à basse pression. Une seconde élution est réalisée avec 100 μ L de tampon d'élution avec une pression haute. L'extrait est récupéré dans un tube eppendorf.

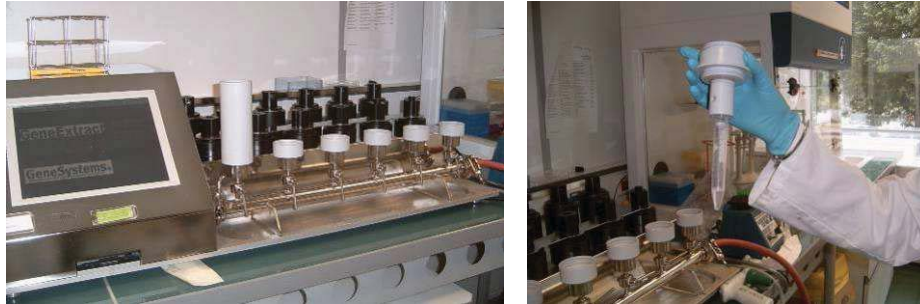


Figure VII-11. Légionelles par PCR : Banc de filtration et purification

PREPARATION DU DISQUE DE PCR

Une hotte munie d'une lampe UV est réservée à la manipulation PCR et assure la décontamination du matériel utilisé. Un disque est préparé pour l'espèce *Legionella*. Un disque est préparé pour l'espèce *Legionella pneumophila*. Un disque est composé de six secteurs contenant chacun six puits. Deux puits permettent de contrôler l'absence d'inhibition, trois puits sont des répétitions et le dernier puits est un contrôle négatif. Ces puits se remplissent par capillarité à partir d'un trou central. 37 μ L d'un mix contenant la sonde et l'amorce spécifique aux fragments d'ADN amplifié et 37 μ L d'extrait sont introduits pour chaque secteur. Une gamme de cinq étalons externes pour chaque lot de disques est constituée de solutions de concentration calibrée en unités génome de *Legionella pneumophila* amplifiés, préparées en cascades jusqu'à 25 Unités Génome à partir d'un étalon à 25 000 Unités Génome.



N° secteur	N° puits	Désignation	Analyses
Secteurs 1 à 5	1	Témoin interne d'inhibition de PCR	ADN extraits d'échantillons d'eau ou ADN étalon
	2	Témoin interne d'inhibition de PCR	
	3	Analyse <i>Legionella</i> spp.	
	4	Analyse <i>Legionella</i> spp.	
	5	Analyse <i>Legionella</i> spp.	
	6	Contrôle négatif de PCR	
Secteur 6	1	Contrôle négatif de PCR	Contrôle négatif d'extraction ou Diluant
	2	Analyse <i>Legionella</i> spp.	
	3	Analyse <i>Legionella</i> spp.	
	4	Témoin interne d'inhibition de PCR	
	5	Contrôle externe quantitatif	
	6	Témoin interne d'inhibition de PCR	

Figure VII-12. Hotte PCR et description des secteurs d'un disque de PCR

AMPLIFICATION, IDENTIFICATION ET QUANTIFICATION

L'amplification d'une ou de plusieurs séquences d'ADN appartenant au genre *Legionella* et/ou à l'espèce *Legionella pneumophila* extrait est réalisée sur un Gene Disc Cyclor. De l'huile est placée pour protéger l'échantillon de l'évaporation et une basse pression est appliquée de façon à répartir l'échantillon dans les puits. Le disque passe sur des plaques chauffantes à 50, 60 et 90°C. Les amplicons sont ensuite identifiés et quantifiés à l'aide de la gamme, grâce à un thermocycleur. Les deux secteurs témoins d'inhibition interne permettent de mettre en évidence un éventuel effet d'inhibition présent dans l'extrait d'ADN de

l'échantillon. Le secteur de réponse négative permet de vérifier qu'il n'y a pas eu de contamination.



Figure VII-13. Amplification sur le Gene Disc Cycler

EXPRESSION DES RESULTATS

Le résultat est exprimé avec deux chiffres significatifs en Unités génome (UG) par litre d'échantillon quel que soit le volume d'eau traité.

II.8 Détection et dénombrement de *Pseudomonas aeruginosa*

Les prélèvements ont été traités selon la NF EN 12780 « Détection et dénombrement de *Pseudomonas aeruginosa* par filtration sur membrane » (AFNOR, Août 2002).

FILTRATION

L'échantillon est filtré sur une membrane en ester de cellulose de porosité 0,45 μm . Les dilutions effectuées sont les suivantes :

Dénomination	P	-1	-2
Dilution	-	1/10	1/100

La membrane est placée sur un milieu sélectif contenant de la gélose avec supplément CN en veillant à ne pas emprisonner d'air. Le milieu est incubé à $(36 \pm 2) ^\circ\text{C}$ pendant (44 ± 4) h. Les membranes sont examinées pour vérifier la croissance des cultures, après (22 ± 2) h et (44 ± 4) h.

DENOMBREMENT ET CONFIRMATION

Toutes les colonies produisant une pigmentation bleu-vert (pyocyanine) sont comptées comme *Pseudomonas aeruginosa* confirmée. Les membranes sont examinées sous UV. Les colonies ne produisant pas de pyocyanine et donnant lieu à fluorescence, sont comptées comme *Pseudomonas aeruginosa* présumés. Leur identité est à confirmer en utilisant le bouillon d'acétamide. Les colonies produisant une pigmentation brun-rougeâtre et ne produisant pas de fluorescence sont comptées comme *Pseudomonas aeruginosa* présumés. Leur identité est à confirmer en utilisant un essai à l'oxydase, bouillon d'acétamide et le milieu King B.

Essai oxydase

Les colonies nécessitant confirmation sont repiquées sur une gélose nutritive à partir de la membrane et incubées à $(36 \pm 2) ^\circ\text{C}$ pendant (22 ± 2) h. Une partie de la culture est étalée sur

une bandelette. La réaction est considérée comme positive lorsqu'une coloration bleu-pourpre foncé apparaît dans les 10 s.

Milieu King B

Les cultures brun-rougeâtre oxydase positive (Test gélose nutritive) sont repiquées sur un milieu King B et incubées pendant cinq jours maximum à (36 ± 2) °C. La croissance est examinée sous une lampe UV et la présence de fluorescence est notée comme réponse positive.

Bouillon d'acétamide

Un tube est ensemencé à l'aide des repiquages issus de la gélose nutritive et incubé (36 ± 2) °C pendant (22 ± 2) h. Une à deux gouttes de réactif de Nessler sont ajoutées et les tubes sont examinés pour la production d'ammoniac, caractérisée par une coloration allant du jaune au rouge brique, selon la concentration.

Toutes les colonies produisant de la pyocyanine (pigmentation bleu-vert) ou oxydase positive, donnant lieu à fluorescence sous UV et capables de produire de l'ammoniac à partir d'acétamide, sont comptées comme *Pseudomonas aeruginosa* confirmés.

ANNEXE 2. RESULTATS ANALYTIQUES

I QUALITE DES EAUX RUISSELEES COLLECTEES

I.1 Paramètres physico-chimiques et microbiologiques

Les résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques sont présentés dans le Tableau VII-5 pour la maison individuelle en zone rurale avec toiture en tuiles et dans le Tableau VII-6 pour le bâtiment collectif en zone périurbaine avec toiture terrasse bitumée.

I.2 Éléments traces métalliques

Les concentrations en éléments traces métalliques sur les deux sites sont fournies dans le Tableau VII-7 et le Tableau VII-8 respectivement.

I.3 Pesticides

Les concentrations des composés qui ont pu être quantifiés parmi les 405 recherchés figurent dans le Tableau VII-9 pour le premier site et dans le Tableau VII-10 pour le deuxième site.

Tableau VII-5. Qualité des eaux ruisselées collectées sur le site 1 - Résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques

		07/01/09	13/01/09	20/01/09	27/01/09	03/02/09	10/02/09	17/02/09	24/02/09	03/03/09	10/03/09	17/03/09	24/03/09	31/03/09	07/04/09	14/04/09
pH	-	7,6	6,0	6,9	10,4	10,3	9,7	9,2	8,5	7,4	6,3	6,4	6,3	6,6	6,4	5,8
Température	°C	8,3	11,1	8,9	9,1	9,3	9,8	9,5	10,8	9,8	8,5	12,3	13,3	10,9	11,6	12,1
Conductivité	μS.cm ⁻¹	38,0	40,6	34,0	235,0	168,0	112,6	92,7	216,0	94,3	68,7	68,3	124,8	71,7	58,3	20,7
Couleur	mg Pt.L ⁻¹	<5	<5	10	15	20	15	15	12	30	21	<5	21	<5	24	11
Turbidité	NTU			2,9	3,7	2,7	3,5	4,3	2,8	3,0	1,9	1,4	1,4	1,4	3,1	1,0
DBO ₅	mg.L ⁻¹				<3				<3				<3			
DCO	mg.L ⁻¹															
Nt	mg.L ⁻¹															
Pt	mg.L ⁻¹															
COT	mg.L ⁻¹	1,20	1,40	1,60	2,30	2,03	2,30	2,40	2,50	2,80	2,40	2,26	2,20	3,20	3,60	1,30
Dureté	°F	4,2	1,9	1,8	5,6	5,8	5,7	3,6	3,7	3,5	2,3	2,3	2,3	2,2	1,3	0,6
TA	°F	<0,4	<0,4	<0,4	0,8	1,8	2,3	1,1	1,7	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
TAC	°F	1	0,8	1,3	4,6	3,3	2,8	2,6	4,8	4,1	2,8	2,3	2,7	2,9	<2	<2
Cl ⁻	mg.L ⁻¹	2,7	3,4	2,4	1,6	2,0	2,6	3,6	3,6	4,0	3,2	3,7	3,66	3,72	2,95	0,62
SO ₄ ²⁻	mg.L ⁻¹	1,77	2,28	2,2	1,3	1,6	2,5	1,9	2,1	2,8	2,3	2,3	2,64	2,98	2,77	1,00
NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	4,1	5,1	2,9	2,0	2,0	2,5	2,6	2,9	4,5	3,5	3,6	7,3	7,75	6,82	2,31
PO ₄ ³⁻	mg.L ⁻¹	0,1	0,2	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,2	0,1	0,23	0,35	0,54	0,18
Mg ²⁺	mg.L ⁻¹	0,4	0,7	0,6	0,1	0,2	0,3	0,3	0,4	0,5	0,4	0,4	0,46	0,48	0,42	0,15
Ca ²⁺	mg.L ⁻¹	4,3	5,4	4,6	18,7	18,8	18,1	9,6	11,5	13,8	9,1	9,3	9,49	8,05	5,19	2,10
Na ⁺	mg.L ⁻¹	1,3	1,5	1,1	1,6	1,6	1,6	2,0	2,0	2,3	1,8	2,3	2,11	1,91	1,38	0,42
K ⁺	mg.L ⁻¹	0,4	0,7	0,6	4,9	4,4	4,3	3,3	3,2	3,5	2,8	2,9	2,88	2,99	3,29	0,51
NH ₄ ⁺	mg.L ⁻¹	<0,10,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,3	0,3	0,8	0,5	0,1	0,31	0,92	1,53	0,29
Bactéries coliformes	ufc/100mL	ILLISIB	ILLISIB	ILLISIB	1 250	<10	10	67	<10	<10	<10	10 000	55	<10	ILLISIB	10
<i>Escherichia Coli</i>	ufc/100mL	0	0	>100	<50		<10	0	0	<10	1	<10 000	0	<10	<100	10
Entérocoques	ufc/100mL	21	11	>100	270	33	9	11	4	3	10	49	2	20	720	66
Micro-org. Reviv. à 22°C	ufc/mL	>300	>300		43		10	5 400	3 500	>30 000	>30 000	30 000	6 700	140 000	300 000	11 300
Micro-org. Reviv. à 36°C	ufc/mL	>300	>300		32		25	95	191	21 600	>30 000		1 680	14 700	140 000	6 300
<i>Aeromonas</i>	ufc/100mL	INCOMPT		<100	<10		<10		<10		0		0		<10	
<i>Cryptosporidium</i>	n/100mL				<0,0050				<0,0050				<0,0050			
<i>Giardia</i>	n/100mL				<0,0050				<0,0050				<0,0050			
<i>Legionella sp</i> (culture)	ufc/L				<500				<500				700			
<i>Legionella pneumo</i>	ufc/L				<500				<500				700			
<i>Legionella spp</i> (PCR)	ug/L				550 000				2 500 000				980 000			
<i>Legionella pneumo</i>	ug/L				13 000				3 300				<3 300			
<i>Pseudomonas aerugi.</i>	n/100mL				0				0				0			

Tableau VII-5 (suite). Qualité des eaux ruisselées collectées sur le site 1 - Résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques

		21/04/09	28/04/09	05/05/09	12/05/09	19/05/09	26/05/09	02/06/09	09/06/09	16/06/09	23/06/09	30/06/09	07/07/09	15/07/09	21/07/09	28/07/09
pH	-	5,6	6,0	5,6	5,9	6,0	6,0	5,9	6,0	6,0	6,0	5,7	6,3	6,4	6,0	6,2
Température	°C	12,0	12,1	13,5	15,8	16,2	17,1	18,0	18,7	19,5	19,0	20,0	20,9	21,3	21,4	21,4
Conductivité	µS.cm ⁻¹	28,4	18,0	32,0	38,2	28,3	15,8	28,6	28,2	31,6	32,3	59,1	77,8	93,9	41,2	41,6
Couleur	mg Pt.L ⁻¹	11	29	11	9	16	14	14	22	22	22	27	25	36	24	27
Turbidité	NTU	1,2	1,1	0,5	1,6	0,6	2,9	0,9	1,2	1,3	1,8	2,0	3,6	6,1	3,7	4,1
DBO₅	mg.L ⁻¹	<3				<3				<3				3		
DCO	mg.L ⁻¹													<30		
Nt	mg.L ⁻¹	8												2,6		
Pt	mg.L ⁻¹													0,2		
COT	mg.L ⁻¹	1,34	1,1	1,10	1,60	1,90	2,70	1,80	2,30	2,20	2,80	2,30	0,50	3,90	3,70	3,40
Dureté	°F	0,6	1,2	0,6	0,9	0,8	0,6	0,8	0,8	1,1	0,8	0,9	0,8	1,3	1,1	1,0
TA	°F	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
TAC	°F	<2	<2	2,2	<2	<2	<2	2,0	2,6	1,0	<2	2,1	<2	2,6	2,4	2,1
Cl⁻	mg.L ⁻¹	0,55	0,71	1,48		3,69	1,16	1,5	1,0	1,0	1,2	1,2	1,1	1,4	2,0	2,1
SO₄²⁻	mg.L ⁻¹	0,88	0,88	0,99		2,50	1,26	1,5	1,4	1,5	1,5	1,4	1,6	2,2	2,2	2,0
NO₃⁻	mg.L ⁻¹	2,29	2,07	1,51		3,59	2,12	2,1	1,7	1,8	1,7	2,0	1,2	2,2	2,5	1,3
PO₄³⁻	mg.L ⁻¹	0,09	0,09	0,1		0,22	0,23	0,2	0,2	0,2	0,3	0,0	0,3	0,3	0,3	0,3
Mg²⁺	mg.L ⁻¹	0,10	0,10	0,13		0,16	0,15	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2	0,3
Ca²⁺	mg.L ⁻¹	1,47	1,49	2,16		2,47	1,94	2,2	2,1	2,2	2,4	2,5	2,6	3,3	3,1	3,1
Na⁺	mg.L ⁻¹	0,30	0,37	0,88		0,92	0,69	0,7	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	1,0	0,9	1,1
K⁺	mg.L ⁻¹	0,42	0,41	0,34		0,64	0,64	0,9	0,9	0,8	1,0	1,0	1,2	1,3	1,1	1,1
NH₄⁺	mg.L ⁻¹	0,60	0,49	0,32		0,54	0,93	0,8	1,0	1,1	1,2	1,1	1,5	1,7	1,6	1,5
Bactéries coliformes	ufc/100mL	ILLISIB	ILLISIB	ILLISIB	ILLISIB	ILLISIB	<10	ILLISIB	100	<100	9	50		100	>10 000	200
<i>Escherichia Coli</i>	ufc/100mL	230	2	1	2	0	0	0	<10	<100	<10	2		100	3	0
Entérocoques	ufc/100mL	850	54	15	20	9	5	1	90	81	36	6		250	60	23
Micro-org. Reviv. à 22°C	ufc/mL	17 000	7 900	9 600	4 500	1 050	18 500	1 330	8 000	15 500	6 100	4 700		35 000	632 000	850
Micro-org. Reviv. à 36°C	ufc/mL	5 000	14 500	6 300	1 410	320	2 650	2 730	2 800	13 000	2 510	77 700		29 000	368 000	400
<i>Aeromonas</i>	ufc/100mL	<10		13		0		0		710		30		<100		0
<i>Cryptosporidium</i>	n/100mL	<0,0050				<0,0050				<0,0050				<0,0050		
<i>Giardia</i>	n/100mL	<0,0050				<0,0050				<0,0050				<0,0050		
<i>Legionella sp</i> (culture)	ufc/L	<500				<500				<500				<500		
<i>Legionella pneumo</i>	ufc/L	<500				<500				<500				<500		
<i>Legionella spp</i> (PCR)	ug/L	290 000				1 400 000				6 000 000				1 600 000		
<i>Legionella pneumo</i>	ug/L	<1100				340				<340				<3 400		
<i>Pseudomonas aerugi.</i>	n/100mL	0				210				89				0		

Tableau VII-5 (suite). Qualité des eaux ruisselées collectées sur le site 1 - Résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques

		04/08/09	11/08/09	18/08/09	25/08/09	01/09/09	08/09/09	15/09/09	22/09/09	29/09/09	06/10/09	13/10/09	20/10/09	27/10/09	03/11/09	10/11/09
pH	-	6,1	6,2	6,4	6,4	6,7	6,3	6,4	6,3	6,2	6,0	6,1	5,9	6,0	6,4	5,9
Température	°C	21,0	21,5	21,8	22,4	22,4	21,0	20,3	19,6	20,2	19,6	18,5	17,5	16,6	14,2	12,8
Conductivité	µS.cm ⁻¹	36,2	42,0	44,6	84,5	48,7	55,3	60,7	115,0	30,5	30,5	26,3	35,5	29,0	13,5	21,8
Couleur	mg Pt.L ⁻¹	19	20	20	25	16	21	32	<5	26	38	39	20	18	6	9
Turbidité	NTU	4,0	3,0	3,1	4,5	4,9	6,0	5,5	2,4	2,1	1,0	0,9	1,3	2,5	1,4	1,2
DBO ₅	mg.L ⁻¹		<3				x				<3				4	
DCO	mg.L ⁻¹		<30				<30				<30				<30	
Nt	mg.L ⁻¹		1,8				2,3				1,0				<1	
Pt	mg.L ⁻¹		0,2				0,21				0,12				<0,1	
COT	mg.L ⁻¹	3,20	3,20	3,00	5,10	4,10	4,20	4,30	3,20	2,40	2,20	2,10	1,70	2,60	1,30	1,20
Dureté	°F	1,1	1,0	1,5	3,5	1,6	2,1	2,1	1,2	1,3	1,2	1,2	0	0,7	0,6	0,6
TA	°F	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1,9	<1	<1	<1	<1	<1
TAC	°F	<2	<2	2,2	3,5	2,4	2,9	2,8	<2	<2	4,5	2,1	<2	<2	<2	2,1
Cl ⁻	mg.L ⁻¹	1,5	1,4	1,7	1,7	1,7	1,8	2,0	0,9	0,9	1,1	0,7	0,7	0,9	1,2	3,0
SO ₄ ²⁻	mg.L ⁻¹	1,8	1,9	1,9	2,5	2,0	1,8	1,8	6,6	1,6	1,7	1,3	2,5	1,4	0,5	1,1
NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	2,7	1,6	1,8	3,8	1,7	0,9	0,9	2,4	3,0	4,1	3,6	4,6	4,8	0,5	0,8
PO ₄ ³⁻	mg.L ⁻¹	<0,1	0,3	0,3	0,3	0,4	0,4	0,4	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,3	<0,1	<0,1
Mg ²⁺	mg.L ⁻¹	0,2	0,2	0,4	0,5	0,4	0,6	0,7	0,3	0,3	0,3	0,2	0,3	0,3	0,0	0,1
Ca ²⁺	mg.L ⁻¹	2,9	3,2	4,0	4,6	4,6	5,2	5,8	2,7	3,0	3,1	2,5	3,2	2,8	1,0	1,2
Na ⁺	mg.L ⁻¹	0,8	0,9	1,0	0,9	0,9	1,0	1,0	0,6	0,6	0,7	0,4	0,5	0,7	0,7	1,7
K ⁺	mg.L ⁻¹	0,8	0,9	0,9	1,2	1,1	1,2	1,2	0,5	0,6	0,7	0,5	0,6	0,8	0,2	0,2
NH ₄ ⁺	mg.L ⁻¹	0,6	1,3	1,2	1,4	1,5	1,6	1,6	0,6	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,1	0,1	<0,1
Bactéries coliformes	ufc/100mL	ILLISIB	600	800	ILLISIB	790	<100	<100	<10	10	14	100	30	<10	ILLISIB	500
<i>Escherichia Coli</i>	ufc/100mL	<10	<10	20	40	80	44	5	<10	<10	0	36	5	10	5 500	300
Entérocoques	ufc/100mL	21	30	20	340	140	180	40	<10	<10	11	140	86	24	10 000	350
Micro-org. Reviv. à 22°C	ufc/mL	9 800	18 400	288 000	38 000	116 000	22 500	10 500	7 800	11 200	18 800	6 200	5 500	1 300	300 001	9 300
Micro-org. Reviv. à 36°C	ufc/mL	8 300	25 700	86 000	44 000	>300 000	27 000	6 100	2 380	10 800	1 570	3 500	3 000	2 000	33 000	4 500
<i>Aeromonas</i>	ufc/100mL		0		2 800		736				390		0		INCOMPT	
<i>Cryptosporidium</i>	n/100mL		<0,0050				<0,0050				<0,0050				<0,0050	
<i>Giardia</i>	n/100mL		<0,0050				0,0050				<0,0050				<0,0050	
<i>Legionella sp</i> (culture)	ufc/L		<500				<500				<250				<500	
<i>Legionella pneumo</i>	ufc/L		<500				<500				<250				<500	
<i>Legionella spp</i> (PCR)	ug/L		340 000				3 100 000				1 900 000				510 000	
<i>Legionella pneumo</i>	ug/L		<1 660				<1 700				<1 700				<680	
<i>Pseudomonas aerugi.</i>	n/100mL		1 500				0		161		>100				<100	

Tableau VII-5 (suite). Qualité des eaux ruisselées collectées sur le site 1 - Résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques

		17/11/09	24/11/09	01/12/09	08/12/09	15/12/09	21/12/09	05/01/10	13/01/10	19/01/10	26/01/10
pH	-	6,3	6,3	5,9	6,2	6,2	6,2	6,4	6,2	6,1	6,2
Température	°C	13,3	14,1	12,5	11,5	10,9	10,0	9,3	8,3	8,2	7,8
Conductivité	µS.cm ⁻¹	28,7	25,5	69,8	21,6	24,1	55,9	24,4	30,2	61,5	36,2
Couleur	mg Pt.L ⁻¹	13	26	<5	<5	25	26	20	13	<5	8
Turbidité	NTU	1,5	1,5	2,2	1,4	1,5	1,7	3,6	3,4	1,7	1,6
DBO ₅	mg.L ⁻¹			17			<3	<3	<3	<3	<2
DCO	mg.L ⁻¹			34			15	15	15	15	15
Nt	mg.L ⁻¹			0,50			0,61	0,5	1,1	0,4	0,7
Pt	mg.L ⁻¹			<0,1			<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
COT	mg.L ⁻¹	1,30	1,70	1,20	0,83	0,96	1,00	1,30	1,70	2,10	1,90
Dureté	°F	0,8	1,0	0,8	0,7	0,6	0,9	1,0	<0,1	1,4	1,4
TA	°F	<1	<1	<1	4,4	<1	<1	<1	<1	<1	<1
TAC	°F	<2	<2	<2	5,4	2,3	<2	<2	<2	<2	<2
Cl ⁻	mg.L ⁻¹	2,4	2,5	2,7	1,1	1,2	1,7	1,6	1,6	2,5	2,8
SO ₄ ²⁻	mg.L ⁻¹	4,0	1,4	1,9	1,2	1,5	2,2	1,8	1,8	1,9	2,1
NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	1,6	2,0	2,9	1,3	1,7	2,7	2,2	2,5	2,9	3,4
PO ₄ ³⁻	mg.L ⁻¹	<0,1	0,1	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Mg ²⁺	mg.L ⁻¹	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3
Ca ²⁺	mg.L ⁻¹	1,8	2,2	2,3	1,8	1,9	2,5	2,1	2,6	2,9	3,4
Na ⁺	mg.L ⁻¹	1,2	1,6	1,6	0,8	0,7	1,1	0,7	0,7	1,0	1,2
K ⁺	mg.L ⁻¹	0,2	0,2	0,5	0,3	0,5	0,9	0,6	0,6	0,6	0,7
NH ₄ ⁺	mg.L ⁻¹	0,1	<0,1	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,1	<0,1
Bactéries coliformes	ufc/100mL	73	<100	ILLISIB	600	100	200	330	20	200	21
<i>Escherichia Coli</i>	ufc/100mL	42	9	82	600	67	100	370	18	34	21
Entérocoques	ufc/100mL	71	17	440	380	130	160	630	350	880	91
Micro-org. Revivi. à 22°C	ufc/mL	10 000	2 370	25 300	6 600	3 400	4 100	13 500	86 000	25 500	5 600
Micro-org. Reviv. à 36°C	ufc/mL	3 000	1 780	11 100	4 900	1 720	1 890	2 040	20 700	9 200	3 500
<i>Aeromonas</i>	ufc/100mL	0		0		0	10	2 400	<100	600	2
<i>Cryptosporidium</i>	n/100mL			<0,0050			<0,0050				<0,0048
<i>Giardia</i>	n/100mL			<0,0050			<0,0050				<0,0048
<i>Legionella sp</i> (culture)	ufc/L			<500			<500	<500	<500	<500	<500
<i>Legionella pneumo</i>	ufc/L			<500			<500	<500	<500	<500	<500
<i>Legionella spp</i> (PCR)	ug/L			4 100 000			980 000	3 700 000	6 300 000	1 600 000	1 100 000
<i>Legionella pneumo</i>	ug/L			850			<430	<3 400	<680	<3 400	<680
<i>Pseudomonas aerugi.</i>	n/100mL			INCOMPT			100	0	0	10 000	0

Tableau VII-6. Qualité des eaux ruisselées collectées sur le site 2 - Résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques

		04/11/09	12/11/09	18/11/09	25/11/09	02/12/09	09/12/09	16/12/09	21/12/09	06/01/10	13/01/10	20/01/10	27/01/10	03/02/10	10/02/10	17/02/10
pH	-	6,3	6,3	6,3	6,2	6,2	6,6	6,2	6,1	6,5	6,4	6,0	6,1	6,2	6,1	6,0
Température	°C	14,8	12,7	13,5	13,5	12,0	11,6	11,1	10,0	9,2	7,7	8,2	8,2	7,5	7,4	7,8
Conductivité	µS.cm ⁻¹	37,7	20,7	29,8	25,3	31,6	40,3	26,5	54,3	32,1	33,3	50,0	35,1	37,7	24,5	50,4
Couleur	mg Pt.L ⁻¹	35	12	24	<5	15	36	47	38	20	18	9	15	<5	<5	<5
Turbidité	NTU	2,5	1,5	2,2	2,0	2,1	1,8	1,6	1,4	2,9	1,9	1,9	1,4	2,4	2,4	1,5
DBO ₅	mg.L ⁻¹				<3				<3				<3			
DCO	mg.L ⁻¹				<30				<30				<30			
Nt	mg.L ⁻¹				0,04				1,4				<1			
Pt	mg.L ⁻¹				<0,1				<0,1				<0,1			
COT	mg.L ⁻¹	5,60	2,5	2,80	1,80	3,30	2,90	2,80	2,60	2,90	7,00	7,00	2,50	3,00	5,90	4,40
Dureté	°F	1,5	1,3	0,6	0,7	0,9	0,9	1,6	1,1	1,4	1,5	<0,1	1,0	<0,1	0,9	1,0
TA	°F	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
TAC	°F	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
Cl ⁻	mg.L ⁻¹	1,8	1,3	1,3	1,3	1,8	1,6	1,7	1,6	1,5	1,9	1,2	1,7	2,3	1,8	2,0
SO ₄ ²⁻	mg.L ⁻¹	1,5	1,1	1,1	1,2	1,7	1,5	1,1	1,5	1,8	2,1	0,9	0,8	1,0	0,3	0,3
NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,9	0,2	0,3	0,4	1,0	0,6	0,9	0,9	0,8	1,1	0,9	0,7	0,8	0,8	1,2
PO ₄ ³⁻	mg.L ⁻¹	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Mg ²⁺	mg.L ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,22	0,26	0,12	0,1	0,11	0,1	0,1
Ca ²⁺	mg.L ⁻¹	3,4	2,1	2,5	2,4	4,0	3,1	3,2	2,7	3,66	3,78	2,09	2,1	2,09	2,2	2,1
Na ⁺	mg.L ⁻¹	1,1	1,0	1,0	1,0	1,2	1,1	1,1	1,1	1,16	1,44	0,76	0,9	1,24	1,1	1,2
K ⁺	mg.L ⁻¹	0,3	0,2	0,2	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,3	0,26	0,14	0,1	0,18	0,2	0,2
NH ₄ ⁺	mg.L ⁻¹	0,32	0,14	0,29	0,45	0,42	0,14	0,15	0,16	0,11	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Bactéries coliformes	ufc/100mL	2 600	420	200	36	<10	100	200	<100	100	300	600	ILLISIB	<10	<100	<1 000
<i>Escherichia Coli</i>	ufc/100mL	1 700	560	200	30	<10	130	64	<10	100	<10	0	<100	<10	<100	<1 000
Entérocoques	ufc/100mL	8 200	260	12	2	70	25	240	92	82	49	56	19	14	11	45
Micro-org. Revivi. à 22°C	ufc/mL	39 200	72 000	72 000	31 000	35 000	>30 000	182 000	149 000	1 510	2 620	>300	24 300	220	>30 000	30 000
Micro-org. Revivi. à 36°C	ufc/mL	1 660	35 000	2 650	7 100	7 500	3 000	7 200	7 700	910	400		980	110	4 800	5 500
<i>Aeromonas</i>	ufc/100mL		0		4 000		1 000		<10		10 000		2		<100	100
<i>Cryptosporidium</i>	n/100mL				<0,0053				<0,0050				<0,0050			
<i>Giardia</i>	n/100mL				<0,0053				<0,0050				<0,0050			
<i>Legionella sp</i> (culture)	ufc/L				1 000				<500				4 200			
<i>Legionella pneumo</i>	ufc/L				1 000				<500				4 100			
<i>Legionella spp</i> (PCR)	ug/L				2 600 000				770 000				430 000			
<i>Legionella pneumo</i>	ug/L				9 300				<24 000				4 700			
<i>Pseudomonas aerugi.</i>	n/100mL				14				3 600				3			

Tableau VII-6 (suite). Qualité des eaux ruisselées collectées sur le site 2 - Résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques

		24/02/10	03/03/10	10/03/10	17/03/10	24/03/10	31/03/10	07/04/10	14/04/10	21/04/10	27/04/10	04/05/10	11/05/10	18/05/10	26/05/10	02/06/10
pH	-	6,2	6,5	6,2	6,2	6,1	6,3	6,0	6,0	6,0	6,2	6,2	6,3	6,1	6,0	6,1
Température	°C	8,3	9,0	9,1	8,2	11,0	9,0	12,1	12,6	13,7	14,7	16,3	13,1	14,4	17,8	17,5
Conductivité	µS.cm ⁻¹	28,8	25,2	20,9	20,6	35,2	40,2	37,7	52,1	42,7	56,8	40,5	25,5	30,8	28,2	40,4
Couleur	mg Pt.L ⁻¹	12	26	30	<5	44	43	40	34	47	44	x	17	29	24	67
Turbidité	NTU	1,8	1,8	1,9	1,7	2,5	2,6	2,0	1,6	2,0	3,2	4,9	1,5	1,1	2,1	3,4
DBO ₅	mg.L ⁻¹	<3				<3				3				<3		
DCO	mg.L ⁻¹	<30				<30				<30				<30		
Nt	mg.L ⁻¹	3,5				0,31				0,01				0,31		
Pt	mg.L ⁻¹	0,4				<0,1				0,1				<0,1		
COT	mg.L ⁻¹	2,30	4,20	4,00	3,70	6,20	7,10	6,80	6,90	7,30	10,00	9,30	2,80	3,10	5,50	15
Dureté	°F	1,0	0,7	0,9	1,0	1,2	1,0	1,2	1,0	1,2	1,3	1,1	0,9	1,6	1,0	2,5
TA	°F	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
TAC	°F	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
Cl ⁻	mg.L ⁻¹	1,4	2,3	1,6	1,3	1,3	1,4	3,8	3,9	4,0	4,1	0,9	0,3	0,3	0,5	0,8
SO ₄ ²⁻	mg.L ⁻¹	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	2,8	2,5
NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	1,6	1,6	1,4	1,4	1,7	1,3	1,2	1,5	0,7	0,3	1,2	1,5	1,6	0,4	<
PO ₄ ³⁻	mg.L ⁻¹	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,10	0,10
Mg ²⁺	mg.L ⁻¹	0,1	0,2	0,2	0,1	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2
Ca ²⁺	mg.L ⁻¹	2,2	2,4	2,3	2,1	2,5	1,4	2,7	3,1	3,1	3,4	2,0	1,6	1,7	2,1	3,3
Na ⁺	mg.L ⁻¹	0,7	1,1	1	0,7	0,7	0,5	2,1	2,2	2,2	2,2	0,65	0,3	0,3	0,1	0,5
K ⁺	mg.L ⁻¹	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2	0,4	0,5	0,65	0,5	1,4	0,2	0,2	0,3	0,4
NH ₄ ⁺	mg.L ⁻¹	0,20	0,20	0,30	0,20	0,40	0,50	0,60	0,70	0,80	0,80		0,30	0,40	0,70	1,20
Bactéries coliformes	ufc/100mL	<100	<100	<100	INCOMPT	<10	100	230	<100	<100	9	ILLISIB	ILLISIB	36	<10	<100
<i>Escherichia Coli</i>	ufc/100mL	10	<10	<100	INCOMPT	<10	100	200	<100	10	9	60	ILLISIB	36	18	7
Entérocoques	ufc/100mL	32	21	2	INCOMPT	110	260	490	1	0	0	3 600	>100	16	38	10
Micro-org. Revivi. à 22°C	ufc/mL	111 000	4 400	82 000	2	25 000	1 600	2 710	1 790	8 100	33 000	<10	>300	12 600	21 000	17 000
Micro-org. Revivi. à 36°C	ufc/mL	1 300	1 970	3 500	>300	7 100	4 300	900	160	4 200	21 300	<10	>300	11 600	46 000	13 500
<i>Aeromonas</i>	ufc/100mL	0		0	>300	100		<100		200		0		50		INCOMPT
<i>Cryptosporidium</i>	n/100mL	0,0050				<0,0050				<0,0077				<0,0063		
<i>Giardia</i>	n/100mL	<0,0050				<0,0050				<0,0077				<0,0063		
<i>Legionella sp</i> (culture)	ufc/L	1 000				700				<500				<500		
<i>Legionella pneumo</i>	ufc/L	1 000				700				<500				<500		
<i>Legionella spp</i> (PCR)	ug/L	420 000				630 000				72 000				130 000		
<i>Legionella pneumo</i>	ug/L	10 000				<3 300				<17000				<1700		
<i>Pseudomonas aerugi.</i>	n/100mL	2				5				0				7		

Tableau VII-6 (suite). Qualité des eaux ruisselées collectées sur le site 2 - Résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques

		09/06/10	16/06/10	23/06/10	30/06/10	07/07/10	15/07/10	21/07/10	28/07/10	02/08/10	12/08/10	18/08/10	25/08/10	01/09/10
pH	-	6,2	6,2	6,1	6,2	6,3	6,2	5,3	4,5	5,7	4,2	4,2	4,2	4,1
Température	°C	19,0	19,5	18,2	21,6	22,0	22,8	21,4	22,7	21,8	24,2	24,0	24,5	22,3
Conductivité	μS.cm ⁻¹	49,3	28,8	20,5	48,6	52,1	41,7	86,7	49,9	56,9	56,5	52,0	51,7	66,3
Couleur	mg Pt.L ⁻¹	75	45	24	50	38	48	150	83	90	60	56		61
Turbidité	NTU	6,3	2,7	1,4	4,1	2,6	6,4	9,5	5,2	8,2	5,5	5,1	5,4	5,2
DBO ₅	mg.L ⁻¹		<3				10			130				
DCO	mg.L ⁻¹		32				33			310				
Nt	mg.L ⁻¹		<1				2,3			2,00				
Pt	mg.L ⁻¹		<0,10				0,12			<0,1				
COT	mg.L ⁻¹	12	6,7	3,7	1,0	9,8	11,00	4,80	60,00	87,00	55	40	44	73,00
Dureté	°F	1,2	1,0	<1	1,1	1,2	1,1	2,5	1,3	1,7	1,5	1,4	1,4	1,4
TA	°F	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
TAC	°F	<2	<2	<2	<2	2,7	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
Cl ⁻	mg.L ⁻¹	1,1	0,7	0,5	0,5	0,5	0,9	1,6	0,8	1,0	0,8	0,8	1,2	0,6
SO ₄ ²⁻	mg.L ⁻¹	3,3	1,7	1,2	2,2	2,1	1,8	3,6	0,5	2,5	0,4	0,5	<	0,8
NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	2,1	0,8	1,2	0,5	0,05	0,3	0,05	0,2	3,6	0,2	0,3	0,2	0,2
PO ₄ ³⁻	mg.L ⁻¹	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Mg ²⁺	mg.L ⁻¹	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2
Ca ²⁺	mg.L ⁻¹	3,4	1,9	1,2	2,7	2,6	2,9	7,6	4,8	3,7	5,2	4,7	5,2	4,9
Na ⁺	mg.L ⁻¹	0,8	0,6	0,5	0,2	0,3	<0,1	2,7	2,0	1,9	1,6	1,7	0,6	1,8
K ⁺	mg.L ⁻¹	0,6	0,3	0,2	0,3	0,3	0,3	0,8	0,8	0,4	0,6	0,9	0,2	1,1
NH ₄ ⁺	mg.L ⁻¹	1,50	0,90	0,40	0,50	0,60	0,50	0,56	0,42	0,91	0,13	<0,1	0,18	<0,1
Bactéries coliformes	ufc/100mL	ILLISIB	300	40	50	100	<100	>10 000	ILLISIB	ILLISIB	INCOMPT	>100	1 900	ILLISIB
<i>Escherichia Coli</i>	ufc/100mL	700	260	40	9	100	3	<100	<100	2 000	0	>100	<10	<10
Entérocoques	ufc/100mL	>1 000	300	15	260	20	21	39	48	>1 000	1	0	0	0
Micro-org. Revivi. à 22°C	ufc/mL	32 000	45 000	8 900	7 600	84 000	104 000	14 000	120 000	>300 000	>300	>300 000	>30 000	>30 000
Micro-org. Revivi. à 36°C	ufc/mL	29 500	20 100	7 100	16 100	52 000	60 000	10 200	122 000	>300 000	>300	>300 000	>30 000	>30 000
<i>Aeromonas</i>	ufc/100mL		<100		20		4 600		INCOMPT	INCOMPT				
<i>Cryptosporidium</i>	n/100mL		<0,0050				<0,0077			<0,010				
<i>Giardia</i>	n/100mL		<0,0050				<0,0077			<0,010				
<i>Legionella sp</i> (culture)	ufc/L		<500				<500			<25 000				
<i>Legionella pneumo</i>	ufc/L		<500				<500			<25 000				
<i>Legionella spp</i> (PCR)	ug/L		640 000				<680			820 000				
<i>Legionella pneumo</i>	ug/L		<5500				<680			12 000				
<i>Pseudomonas aerugi.</i>	n/100mL		63				0			2 700				

Tableau VII-6 (suite). Qualité des eaux ruisselées collectées sur le site 2 - Résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques

		08/09/10	14/09/10	22/09/10	29/09/10	05/10/10	13/10/10	20/10/10	27/10/10	03/11/10
pH	-	4,4	4,5	4,5	4,4	4,6	6,1	5,8	5,5	5,7
Température	°C	22,5	21,2	19,8	18,8	18,1	16,9	15,6	16,4	15,5
Conductivité	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	113,2	103,5	67,1	38,1	39,1	19,8	10,9	17,1	19,3
Couleur	mg Pt.L^{-1}	210	180	190	50	65	<5	<5	<5	22
Turbidité	NTU	11,1	8,5	12,1	4,6	5,8	1,4	1,5	1,6	2,1
DBO ₅	mg.L^{-1}	330				50		<3		<3
DCO	mg.L^{-1}	600						<30		<30
Nt	mg.L^{-1}	6,1						<1		<1
Pt	mg.L^{-1}	0,32						<0,10		<0,10
COT	mg.L^{-1}	160	98,00	73,00	26,00	20,00	2,30	2,80	5,20	5,20
Dureté	°F	3,0	1,6	2,4	1,1	1,2	<1	<1	<1	<1
TA	°F	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
TAC	°F	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
Cl ⁻	mg.L^{-1}			2,6	1,5	1,7	0,3	0,2	0,5	0,6
SO ₄ ²⁻	mg.L^{-1}	5,3	4,3	2,8	0,7	0,7	<	<	0,4	0,3
NO ₃ ⁻	mg.L^{-1}	0,9	0,5	0,05	0,05	0,05	0,3	0,2	0,7	0,5
PO ₄ ³⁻	mg.L^{-1}	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Mg ²⁺	mg.L^{-1}	0,5	0,6	0,3	0,1	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1
Ca ²⁺	mg.L^{-1}	12,0	11,4	8,1	3,4	3,7	0,8	0,8	1,3	1,5
Na ⁺	mg.L^{-1}	3,1	3,0	1,4	<0,1	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
K ⁺	mg.L^{-1}	1,3	1,0	0,4	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,4
NH ₄ ⁺	mg.L^{-1}	1,87	1,45	0,28	<0,1	<0,1	<0,1	0,10	0,14	0,22
Bactéries coliformes	ufc/100mL	ILLISIB	ILLISIB	ILLISIB	ILLISIB		1	<10	2 000	200
<i>Escherichia Coli</i>	ufc/100mL	0	<10	2	60		1	22	600	170
Entérocoques	ufc/100mL	160	7	0	140		0	10	28	460
Micro-org. Revivi. à 22°C	ufc/mL	>300 000	>300 000	>300 000	>300 000		1 040	>30 000	35 000	>300 000
Micro-org. Revivi. à 36°C	ufc/mL	>300 000	60 000	>300 000	>300 000		>1 000	>30 000	296 000	93 000
<i>Aeromonas</i>	ufc/100mL	INCOMPT		<100				0		0
<i>Cryptosporidium</i>	n/100mL	<0,0063						<0,0063		<0,0050
<i>Giardia</i>	n/100mL	<0,0063						<0,0063		<0,0050
<i>Legionella sp</i> (culture)	ufc/L	<500						<500		<250
<i>Legionella pneumo</i>	ufc/L	<500						<500		<250
<i>Legionella spp</i> (PCR)	ug/L	1 500 000				12 000		24 000 000		73 000 000
<i>Legionella pneumo</i>	ug/L	<17 000				<8 300		<3 300		<170 000
<i>Pseudomonas aerugi.</i>	n/100mL	0						19		62

Tableau VII-7. Qualité des eaux ruisselées collectées sur le site 1 – Résultats pour les éléments traces métalliques

		27/01/09	24/02/09	24/03/09	21/04/09	19/05/09	16/06/09	15/07/09	11/08/09	08/09/09	06/10/09	03/11/09	01/12/09	21/12/09	05/01/10	26/01/10
Al	$\mu\text{g.L}^{-1}$	47,02	36,90	20,49	13,36	11,58	16,78	34,44	29,87	35,48	36,35	10,77	19,80	19,49	19,36	15,81
Cd	$\mu\text{g.L}^{-1}$	<0,1	0,036	0,061	0,018	0,018	0,017	0,026	0,022	0,021	0,019	0,012	0,034	0,051	0,068	0,075
Cr	$\mu\text{g.L}^{-1}$	0,46	0,28	0,23	0,11	0,13	0,18	0,24	0,21	0,25	0,31	0,050	0,159	0,12	0,11	0,1
Cu	$\mu\text{g.L}^{-1}$	3,64	3,45	3,73	1,43	1,83	2,01	4,64	3,59	5,08	5,47	0,69	2,60	3,31	1,25	1,79
Fe	$\mu\text{g.L}^{-1}$	82,56	64,15	56,56	14,84	9,86	37,84	125,91	101,15	271,22	279,00	12,25	22,17	34,02	15,56	13,09
Ni	$\mu\text{g.L}^{-1}$	0,29	0,45	0,51	0,17	0,23	0,34	0,64	0,53	0,74	0,84	<0,1	0,28	0,27	0,13	0,25
Zn	$\mu\text{g.L}^{-1}$	375,67	547,59	1185,51	524,73	561,57	496,85	772,12	493,2	558,03	502,82	372,31	864,90	686,86	667,68	778,43
Pb	$\mu\text{g.L}^{-1}$	0,45	0,39	0,40	0,26	0,2	0,27	0,89	0,89	1,32	1,31	0,2	0,30	0,27	0,18	0,21
Hg	$\mu\text{g.L}^{-1}$				0,11	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,23	<0,1	<0,1

Tableau VII-8. Qualité des eaux ruisselées collectées sur le site 2 – Résultats pour les éléments traces métalliques

		25/11/10	21/12/10	27/01/11	24/02/11	24/03/11	21/04/11	18/05/11	16/06/11	15/07/11	02/08/11	08/09/11	05/10/11	20/10/11	03/11/11
Al	$\mu\text{g.L}^{-1}$	10,55	10,55	8,50	14,52	33,04	29,37	11,58	28,74	35,60	139,45	268,91	63,97	13,64	18,64
Cd	$\mu\text{g.L}^{-1}$	<0,01	0,012	0,016	0,036	<0,1	0,15	0,019	<0,1	<0,1	<0,1	0,16	<0,1	<0,1	<0,1
Cr	$\mu\text{g.L}^{-1}$	0,068	0,20	<0,1	<0,1	0,19	0,16	0,074	0,14	<0,2	0,39	0,64	0,28	<0,2	0,11
Cu	$\mu\text{g.L}^{-1}$	1,77	1,64	1,38	1,96	3,56	3,22	1,43	2,16	2,10	41,96	11,38	3,53	1,07	2,03
Fe	$\mu\text{g.L}^{-1}$	83,13	33,19	13,05	30,33	56,7	272,92	94,55	120,63	201,52	257,02	1403,6	392,83	98,16	90,98
Ni	$\mu\text{g.L}^{-1}$	<0,5	0,36	0,2	0,5	0,84	0,75	0,36	0,7	0,81	6,75	4,46	1,25	0,4	0,6
Zn	$\mu\text{g.L}^{-1}$	69,19	104,95	162,53	193,08	208,65	198,59	147,67	248,24	195,55	507,62	984,85	344,25	90,26	119,15
Pb	$\mu\text{g.L}^{-1}$	1,43	2,15	2,67	3,11	5,93	4,56	2,22	4,44	5,17	17,14	23,49	6,32	1,98	2,7
Hg	$\mu\text{g.L}^{-1}$	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,16	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Tableau VII-9. Qualité des eaux ruisselées collectées sur le site 1 – Résultats pour les pesticides

Pesticides	Famille	Hiver		Printemps			Ete			Automne		Fréquence (%)		
		27/01/09	24/02/09	24/03/09	21/04/09	19/05/09	16/06/09	15/07/09	11/08/09	08/09/09	06/10/09		03/11/10	01/12/09
2,4-D	Herb.					0,020		0,040	0,020	0,020	P			42
Acétochlore	Herb.					0,080	0,070	0,030	0,020	P				42
Aclonifen	Herb.					P								8
AMPA	Meta. Herb.					0,100	0,200	0,780	0,900	0,850		0,100	0,300	58
Azoxystrobin	Fong.							0,020						8
Bénalaxyl	Fong.						0,020							8
Boscalid	Fong.						0,020	0,060	0,030	0,040				33
Carbaryl	Inse.					0,020								8
Carbendazime	Fong.				0,020	0,020	0,020	0,020		0,020	P			50
Cloromequat chlorure	Herb.		0,040											8
Chlortoluron	Herb.												0,070	8
Diméthéamide	Herb.						P							8
Diméthomorphe	Fong.						P	0,050	P	P				33
DNOC	Herb. Inse.		0,210	0,410	0,060	P	P	P	P		0,050		0,080	75
Epoxyconazole	Fong.						0,020	0,020						17
Fénuron	Herb.						P				P			17
Flurtamone	Herb.					0,020	0,020							17
Flurochloridone	Herb.						P							8
Flusilazole	Fong.						P	P		P				25
Glyphosate	Herb.		0,200	0,400	0,200	0,600	0,200	6,000	1,700	1,400	3,200	0,300		83
Hydroxyterbuthylazine	Méta. Herb.			P										8
Iprovalicarbe	Fong.							P	P	P				25
Isoproturon	Herb.			P									0,050	17
Mecoprop	Herb.			0,030		0,020	0,020							25
Métalaxyle	Fong.					0,050	0,060	0,040	0,020	P				42
Métaldéhyde	Mollu.						0,240	0,170		0,080			0,120	33
Metolachlore (R+S)	Herb.				0,040	0,540	0,680	0,340	0,160	0,140	0,040			58
Myclobutanil	Fong.							P						8
Pendiméthaline	Herb.					0,030	0,020							17
Simazine 2 hydroxy	Meta.	P		P										17
Spiroxamine	Fong.							P						8
Tébuconazole	Fong.			P			0,070	0,060	P	P				42
Terbutylazine déséthyl	Herb. Meta.					P	0,020	0,020		P				33
2,4-MCPA	Herb.		0,020	0,020	0,020	0,020	0,030	P						50

→ Herb=herbicide, Fung=fongicide, Inse=insecticide, Mollu=molluscicide, Meta=métabolite, P=présence

Tableau VII-10. Qualité des eaux ruisselées collectées sur le site 2 – Résultats pour les pesticides

Pesticides	Famille	Automne		Hiver		Printemps			Ete			Automne 13/10/10	Fréquence (%)	
		25/11/09	16/12/09	27/01/10	24/02/10	24/03/10	21/04/10	18/05/10	16/06/10	15/07/10	02/08/10			22/09/10
2,4-D	Herb.						0,020					0,080		17
Acétochlore	Herb.							0,040	0,050					17
Carbendazime	Fong.								0,020	P	0,020	P		33
Clormequat chlorure	Herb.								0,050				0,040	17
Dimethomorphe	Fong.								P	P				17
DNOC	Herb. Inse.	P	0,190	0,370	0,570	0,200		0,050	P		0,060		P	75
Diuron	Herb.	0,020									0,020	P		25
Mecoprop	Herb.	0,090	0,230	0,200	0,190	0,440	0,640	0,410	0,440	2,400	4,800	4,800	0,170	100
Mépiquat	Herb.												0,030	17
Métalaxyle	Fong.								0,050	0,040				17
Métaldéhyde	Mollu.							0,240	0,110	0,180				25
Metazachlore	Herb.											P		8
Métolachlore (R+S)	Herb.						0,060	0,130	0,090	0,060				33
Spiroxamine	Fong.							P						8
Tébuconazole	Fong.							P	P	P				25
Terbutylazine	Herb.						0,020							8
Terbutylazine désethyl	Herb. Méta.								0,020	0,030				17
Triclopyr	Herb.										0,040			8
2,4-MCPA	Herb.					0,200	0,080			P				25

→ Herb=herbicide, Fong=fongicide, Inse=insecticide, Mollu=molluscicide, Meta=métabolite, P=présence

II QUALITE DES EAUX DISTRIBUEES

II.1 Paramètres physico-chimiques et microbiologiques

Les résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques sont présentés dans le Tableau VII-11 pour la maison individuelle en zone rurale avec toiture en tuiles et dans le Tableau VII-12 pour le bâtiment collectif en zone périurbaine avec toiture terrasse bitumée.

II.2 Éléments traces métalliques

Les concentrations en éléments traces métalliques sur les deux sites sont fournies dans le Tableau VII-13 et le Tableau VII-14 respectivement.

Tableau VII-11. Qualité des eaux distribuées sur le site 1 - Résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques

		06/01/09	13/01/09	20/01/09	27/01/09	03/02/09	10/02/09	17/02/09	24/02/09	03/03/09	10/03/09	17/03/09	24/03/09	31/03/09	07/04/09	14/04/09
		EP	EP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EP	EP	EDP
pH	-	7,6	7,1	7,1	10,3	10,2	9,6	9,1	8,2	7,3	6,4	6,4	7,2	7,6	6,6	6,0
Température	°C	11,1	10,1	10,5	10,5	10,7	10,5	9,8	9,6	10,6	9,8	12,1	11,7	13,3	13,0	13,5
Conductivité	µS.cm ⁻¹	314,0	293,0	56,2	207,0	156,0	119,6	102,3	214,0	93,9	69,5	68,9	592,0	332,0	76,8	24,2
Couleur	mg Pt.L ⁻¹	<1	<1	10	15	15	15	15	11	22	23	<5	<5	10	30	16
Turbidité	NTU			2,6	2,7	1,8	2,7	3,6	2,4	1,9	1,6	1,1	0,9	0,2	1,7	0,7
DBO₅	mg.L ⁻¹				<3				<3	x	x	x	<3	x	x	x
DCO	mg.L ⁻¹				63,0				37,0	x	x	x	13	x	x	x
Nt	mg.L ⁻¹				8,0				9,0	x	x	x	9	x	x	x
Pt	mg.L ⁻¹				0,1				<0,14	x	x	x	0,05	x	x	x
COT	mg.L ⁻¹	0,74	0,72	1,60	2,20	1,97	6,60	11,00	2,50	2,70	2,40	2,74	0,66	1,50	3,99	1,30
Dureté	°F	17,1	15,8	2,5	5,5	5,2	4,8	4,9	3,5	3,2	2,4	2,4	15,9	16,4	1,6	1
TA	°F	<0,4	<0,4	<0,4	1,3	2,1	2,1	1,1	1,1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
TAC	°F	13,9	13,1	2,0	5,1	3,1	2,6	3,1	5,0	4,0	3,2	2,3	13,0	14,0	2,0	4,0
Cl⁻	mg.L ⁻¹	17,1	14,2	3,4	1,6	2,8	2,6	3,8	3,7	4,4	3,3	4,5	12,4	12,91	3,21	0,75
SO₄²⁻	mg.L ⁻¹	13,2	9,78	2,8	1,3	2,1	1,8	2,1	2,1	2,7	2,2	2,3	13,57	14,09	3,74	1,09
NO₃⁻	mg.L ⁻¹	9,1	6,4	3,1	1,7	2,3	2,5	2,4	2,9	4,1	3,3	3,3	8,02	7,27	6,52	2,47
PO₄³⁻	mg.L ⁻¹	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,2	<0,1	<0,1	0,48	0,18
Mg²⁺	mg.L ⁻¹	11,8	10,8	1,3	0,1	0,5	0,4	0,6	0,4	0,5	0,4	0,5	11,73	12,43	1,35	0,27
Ca²⁺	mg.L ⁻¹	43,4	35,7	7,4	18,6	17,5	18,0	10,5	12,4	13,3	9,0	9,2	34,12	36,96	8,89	2,4
Na⁺	mg.L ⁻¹	6,7	6,1	1,5	1,5	1,4	1,6	1,9	2,1	2,2	1,7	1,8	5,49	5,14	1,63	0,47
K⁺	mg.L ⁻¹	1,4	1,1	0,7	4,4	4,4	4,3	3,0	3,4	4,2	3,2	4,4	1,19	1,70	2,34	0,52
NH₄⁺	mg.L ⁻¹	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,3	0,7	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	1,26	0,24
Bactéries coliformes	ufc/100mL	ILLISIB	ILLISIB	ILLISIB	1 300	<10	10	0	<50	<10	<10	<10	1	0	ILLISIB	12
<i>Escherichia Coli</i>	ufc/100mL	0	0	>100	120		0	0	0	0	0	0	0	0	<100	12
Entérocoques	ufc/100mL	0	0	>100	60	58	9	15	15	4	20	51	0	3	930	62
Micro-org. Revivi. à 22°C	ufc/mL	>300	117		26		110	6 200	1 140	>30 000	>30 000	2 640	600	11 500	228 000	12 400
Micro-org. Revivi. à 36°C	ufc/mL	276	124		26		45	500	216	17 200	28 000		480	3 000	144 000	2 020
<i>Aeromonas</i>	ufc/100mL	INCOMPT		<100	<10		<10		10		0		0		<10	
<i>Cryptosporidium</i>	n/100mL				<0,0050				<0,0050				<0,0050			
<i>Giardia</i>	n/100mL				<0,0050				<0,0050				<0,0050			
<i>Legionella sp</i> (culture)	ufc/L				<500				<500				<250			
<i>Legionella pneumo</i>	ufc/L				<500				<500				<250			
<i>Legionella spp</i> (PCR)	ug/L				920 000				880 000				2 000			
<i>Legionella pneumo</i>	ug/L				11 000				3 400				<1700			
<i>Pseudomonas aerugi.</i>	n/100mL				0				1				0			

Tableau VII-11 (suite). Qualité des eaux distribuées sur le site 1 - Résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques

		21/04/09	28/04/09	05/05/09	12/05/09	19/05/09	26/05/09	02/06/09	09/06/09	16/06/09	23/06/09	30/06/09	07/07/09	15/07/09	21/07/09	28/07/09
		EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP
pH	-	5,7	6,3	6,4	6,3	5,9	5,8	6,0	6,0	5,9	6,3	6,0	6,2	6,7	6,3	6,4
Température	°C	13,6	14,1	15,3	17,2	18,4	17,9	19,6	19,6	19,5	19,3	21,2	22,2	23,4	23,6	22,7
Conductivité	µS.cm ⁻¹	19,1	48,7	59,8	59,4	23,1	27,6	62,9	47,5	32,5	64,6	59,1	110,0	191,5	67,6	68,3
Couleur	mg Pt.L ⁻¹	12	25	<5	9	14	15	13	29	35	25	23	24	24	23	20
Turbidité	NTU	1,1	0,8	0,6	0,8	0,6	0,8	0,6	1,1	1,2	1,3	3,1	2,4	2,9	3,5	3,3
DBO₅	mg.L ⁻¹	<3				<3				<3				<3		
DCO	mg.L ⁻¹	29				30				51				<30		
Nt	mg.L ⁻¹	7				9				5				0,7		
Pt	mg.L ⁻¹	<0,11				0,09				<0,11				0,2		
COT	mg.L ⁻¹	1,05	1,1	1,40	1,80	1,40	2,40	1,90	2,00	1,90	2,20	2,70	3,50	4,90	3,20	2,80
Dureté	°F	0,9	1,9	2,3	2,3	2,5	0,6	1,2	1,3	0,9	1,8	0,9	0,7	2,6	1,1	2,6
TA	°F	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
TAC	°F	<2	2,2	3,8	2,5	2,8	<2	2,0	3,1	2,0	2,9	2,1	2,1	3,5	2,8	3,2
Cl⁻	mg.L ⁻¹	0,55	1,81	3,87		1,85	1,22	2,6	1,7	1,0	2,1	1,1	1,6	2,8	2,6	2,7
SO₄²⁻	mg.L ⁻¹	0,96	1,05	2,45		1,29	1,30	2,7	2,2	1,4	2,6	1,2	2,2	4,3	3,5	3,1
NO₃⁻	mg.L ⁻¹	2,37	2,77	2,23		2,88	2,06	4,0	2,8	1,7	2,7	1,8	1,7	3,1	2,3	1,4
PO₄³⁻	mg.L ⁻¹	<0,1	<0,1	<0,1		0,26	0,21	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2	0,3	0,3	0,2
Mg²⁺	mg.L ⁻¹	0,19	1,15	1,43		1,23	0,16	1,3	0,9	0,2	1,2	0,2	0,7	2,1	1,3	1,3
Ca²⁺	mg.L ⁻¹	1,75	5,83	7,63		7,11	2,1	6,3	4,7	2,1	6,0	2,5	4,4	8,6	6,2	6,1
Na⁺	mg.L ⁻¹	0,33	0,81	1,41		1,51	0,71	1,1	0,8	0,5	1,0	0,6	0,8	1,4	1,4	1,4
K⁺	mg.L ⁻¹	0,42	0,45	0,47		0,9	0,62	0,8	0,8	0,8	1,0	0,9	1,1	1,3	1,1	1,0
NH₄⁺	mg.L ⁻¹	0,59	0,43	0,20		0,59	0,87	0,8	1,1	1,3	1,3	1,3	1,5	1,4	1,6	1,5
Bactéries coliformes	ufc/100mL	ILLISIB	ILLISIB	ILLISIB	<10	ILLISIB	20			<100	100	300		30	100	<100
Escherichia Coli	ufc/100mL	130	2	<10	<10	1	0	0	2	<100	<10	0		30	7	0
Entérocoques	ufc/100mL	920	50	24	63	12	3	0	300	72	86	110		400	39	9
Micro-org. Revivi. à 22°C	ufc/mL	38 000	5 700	61 000	86 000	1 540	49 000	1 200	>30 000	58 000	19 200	84 000		108 000	27 200	460
Micro-org. Revivi. à 36°C	ufc/mL	20 900	7 500	63 000	144 000	2 350	121 000	970	22 000	26 600	9 500	192 000		84 000	9 900	620
Aeromonas	ufc/100mL	10		17		0		0		220		45		<100		0
Cryptosporidium	n/100mL	<0,0063				<0,0050				<0,0050				<0,0050		
Giardia	n/100mL	<0,0063				<0,0050				<0,0050				<0,0050		
Legionella sp (culture)	ufc/L	<500				<500				<500				<500		
Legionella pneumo	ufc/L	<500				<500				<500				<500		
Legionella spp (PCR)	ug/L	1 100 000				310 000				160 000				2 700		
Legionella pneumo	ug/L	<1700				<340				<340				<1700		
Pseudomonas aerugi.	n/100mL	0				250				34				0		

Tableau VII-11 (suite). Qualité des eaux distribuées sur le site 1 - Résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques

		04/08/09	11/08/09	18/08/09	25/08/09	01/09/09	08/09/09	15/09/09	22/09/09	29/09/09	06/10/09	13/10/09	20/10/09	27/10/09	03/11/09	10/11/09
		EDP	EDP	EP	EDP	EP	EP	EP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP
pH	-	6,2	6,3	7,7	6,8	7,9	7,8	7,9	7,5	6,0	6,5	6,2	6,2	5,9	6,1	5,9
Température	°C	21,9	21,8	25,6	24,2	25,0	24,4	21,0	21,1	20,2	20,1	19,0	18,2	18,2	14,9	14,3
Conductivité	µS.cm ⁻¹	47,6	35,7	350,6	84,5	358,0	346,0	350,0	118,0	34,7	65,8	43,2	28,0	26,1	16,5	23,2
Couleur	mg Pt.L ⁻¹	16	20	5	30	<5	8	<5	<5	26	38	38	30	16	<5	11
Turbidité	NTU	3,3	2,5	0,1	3,2	0,1	0,5	0,2	2,2	1,4	0,6	0,8	0,9	1,4	0,8	0,8
DBO₅	mg.L ⁻¹	x	<3	x	x	x	x	x	x	x	<3	x	x	x	<3	x
DCO	mg.L ⁻¹	x	<30	x	x	x	<30	x	x	x	<30	x	x	x	<30	x
Nt	mg.L ⁻¹	x	1,5	x	x	x	0,6	x	x	x	0,9	x	x	x	0,7	x
Pt	mg.L ⁻¹	x	0,2	x	x	x	<0,1	x	x	x	<0,1	x	x	x	<0,1	x
COT	mg.L ⁻¹	2,90	3,10	1,10	4,90	1,00	0,99	2,20	1,50	2,00	2,00	1,70	1,90	3,50	0,83	0,97
Dureté	°F	2,0	2,3	17,1	1,4	17,5	17,6	18,1	2,7	2,6	2,0	2,7	<0,1	0,7	0,4	2,2
TA	°F	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2,6	<1	<1	<1	<1
TAC	°F	2,5	2,7	17,0	2,5	15,0	14,0	14,0	2,5	2,6	<2	2,7	<2	<2	<2	<2
Cl⁻	mg.L ⁻¹	1,6	1,5	12,9	3,0	13,4	13,5	13,2	2,5	1,0	2,1	1,1	0,7	0,8	1,0	2,8
SO₄²⁻	mg.L ⁻¹	1,9	1,8	20,6	4,4	20,8	21,1	21,8	4,9	1,7	4,9	2,3	1,5	1,3	0,8	1,2
NO₃⁻	mg.L ⁻¹	0,0	1,5	2,7	2,7	2,6	2,6	2,3	0,9	2,2	5,0	3,8	3,7	3,6	1,3	1,1
PO₄³⁻	mg.L ⁻¹	<0,1	0,3	<0,1	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,1	0,1
Mg²⁺	mg.L ⁻¹	0,4	0,2	0,4	0,5	0,4	0,6	0,7	0,3	0,3	0,3	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2
Ca²⁺	mg.L ⁻¹	3,5	3,1	35,6	8,3	33,0	28,5	27,1	10,2	3,4	7,0	3,9	2,7	2,3	1,2	1,5
Na⁺	mg.L ⁻¹	1,0	0,8	6,6	1,5	6,8	6,8	6,7	1,8	0,6	1,2	0,6	0,5	0,6	0,7	1,8
K⁺	mg.L ⁻¹	0,7	0,9	0,9	1,2	1,1	1,2	1,2	0,5	0,6	0,7	0,5	0,6	0,6	0,2	0,2
NH₄⁺	mg.L ⁻¹	<0,1	1,3	<0,1	1,3	<0,1	<0,1	<0,1	0,4	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,2	0,1	0,1
Bactéries coliformes	ufc/100mL	ILLISIB	300	<10	500	<10	0	<10	20	10	10	<100	8	45	ILLISIB	500
<i>Escherichia Coli</i>	ufc/100mL	<10	<10	<10	30	<10	0	<10	<10	<10	0	21	6	<10	2 800	220
Entérocoques	ufc/100mL	15	30	<10	40	<10	0	<10	<10	<10	3	230	84	30	>10 000	400
Micro-org. Revivi. à 22°C	ufc/mL	8 300	18 700	7 800	148 000	1 140	600	173	57 000	272 000	480 000	17 400	216 000	41 000	59 000	5 100
Micro-org. Revivi. à 36°C	ufc/mL	7 700	27 100	2 820	58 000	2 980	2 350	200	17 100	>300 000	292 000	20 400	6 300	33 000	14 200	1 810
<i>Aeromonas</i>	ufc/100mL		0		8 800		5		126		1 100		0		INCOMPT	
<i>Cryptosporidium</i>	n/100mL		<0,0050				0,025				<0,0050				<0,0050	
<i>Giardia</i>	n/100mL		<0,0050				<0,0050				<0,0050				<0,0050	
<i>Legionella sp</i> (culture)	ufc/L		<500				<500				<250				<500	
<i>Legionella pneumo</i>	ufc/L		<500				<500				<250				<500	
<i>Legionella spp</i> (PCR)	ug/L		750 000				120 000				850 000				680 000	
<i>Legionella pneumo</i>	ug/L		<850				<340				<850				<680	
<i>Pseudomonas aerugi.</i>	n/100mL		1 300				4				100				50	

Tableau VII-11 (suite). Qualité des eaux distribuées sur le site 1 - Résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques

		17/11/09	24/11/09	01/12/09	08/12/09	15/12/09	21/12/09	05/01/10	13/01/10	19/01/10	26/01/10
		EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	UV	UV	UV	UV
pH	-	6,4	6,3	5,9	6,3	6,1	6,2	6,9	7,0	6,8	6,6
Température	°C	17,4	15,7	14,4	13,9	10,8	12,0	15,0	11,4	12,6	13,3
Conductivité	µS.cm ⁻¹	70,6	51,9	33,4	33,7	28,7	51,4	99,4	91,3	127,2	79,6
Couleur	mg Pt.L ⁻¹	13	19	<5	<5	42	21	9	12	5	11
Turbidité	NTU	0,8	0,6	1,3	1,4	1,3	0,9	3,1	1,6	1,0	0,8
DBO₅	mg.L ⁻¹	x	x	<3	x	x	<3	19	10	13	9
DCO	mg.L ⁻¹	x	x	<30	x	x	<30	30	37	39	<30
Nt	mg.L ⁻¹	x	x	0,60	x	x	0,60	1,3	0,9	1,0	1,3
Pt	mg.L ⁻¹	x	x	<0,1	x	x	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
COT	mg.L ⁻¹	1,30	2,70	1,30	1,00	2,10	0,84	4,30	3,10	6,80	4,30
Dureté	°F	2,2	1,7	0,9	2,3	1,2	0,8	4,8	4,0	4,0	3,9
TA	°F	<1	<1	<1	3	<1	<1	<1	<1	<1	<1
TAC	°F	<2	<2	<2	3,1	3,1	<2	3,3	2,7	2,9	2,7
Cl⁻	mg.L ⁻¹	4,0	3,8	3,0	1,6	1,3	1,4		4,5	4,8	5,8
SO₄²⁻	mg.L ⁻¹	2,9	3,7	2,6	2,2	1,6	2,1		7,7	6,2	7,3
NO₃⁻	mg.L ⁻¹	2,2	3,0	3,0	1,9	1,5	2,3		5,4	4,7	6,0
PO₄³⁻	mg.L ⁻¹	0,1	0,1	0,2	<0,1	0,1	0,1		0,1	0,1	0,1
Mg²⁺	mg.L ⁻¹	1,0	1,2	0,5	0,5	0,2	0,2		2,5	1,8	2,1
Ca²⁺	mg.L ⁻¹	3,9	5,2	3,1	2,8	1,8	1,8		10,7	8,4	10,1
Na⁺	mg.L ⁻¹	1,8	1,9	1,7	0,9	0,7	0,8		1,8	1,7	2,0
K⁺	mg.L ⁻¹	0,3	0,4	0,5	0,4	0,5	0,7		0,8	0,7	0,8
NH₄⁺	mg.L ⁻¹	0,1	<0,1	0,2	<0,1	<0,1	<0,1		0,1	0,1	0,1
Bactéries coliformes	ufc/100mL	55	<100	ILLISIB	110	300	100	0	0	0	0
<i>Escherichia Coli</i>	ufc/100mL	28	5	57	110	59	40	0	0	0	0
Entérocoques	ufc/100mL	69	15	470	430	170	130	0	0	0	0
Micro-org. Revivi. à 22°C	ufc/mL	6 300	2 450	10 500	8 300	3 000	3 300	<10	60	<10	<10
Micro-org. Revivi. à 36°C	ufc/mL	3 800	1 720	5 500	6 000	2 360	2 190	0	<10	60	<10
<i>Aeromonas</i>	ufc/100mL	0		0		0	10	0	0	0	0
<i>Cryptosporidium</i>	n/100mL			<0,0050			<0,0050				<0,0050
<i>Giardia</i>	n/100mL			<0,0050			<0,0050				<0,0050
<i>Legionella sp (culture)</i>	ufc/L			<500			<500	<500	<500	<500	<250
<i>Legionella pneumo</i>	ufc/L			<500			<500	<500	<500	<500	<250
<i>Legionella spp (PCR)</i>	ug/L			2 600 000			1 200 000	200 000	14 000 000	230 000	460 000
<i>Legionella pneumo</i>	ug/L			<700			<2400	<3400	<6800	<680	<680
<i>Pseudomonas aerugi.</i>	n/100mL			INCOMPT			77		0	0	0

Tableau VII-12. Qualité des eaux distribuées sur le site 2 - Résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques

		04/11/09	12/11/09	18/11/09	25/11/09	02/12/09	09/12/09	16/12/09	21/12/09	06/01/10	13/01/10	20/01/10	27/01/10	03/02/10	10/02/10	17/02/10
		UV	EP	UV	UV	UV	UV	UV	UV	UV	EP	EP	UV	UV	EDP	EDP
pH	-	6,2	7,1	6,0	6,1	6,4	6,4		5,9	6,3	7,1	5,9	5,8	6,0	5,9	6,0
Température	°C	18,3	20,0	18,1	15,9	15,9	17,0	16,4	17,4	14,0	16,5	11,3	12,3	12,3	10,6	12,5
Conductivité	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	26,8	204,0	19,2	36,3	32,0	26,6	35,8	53,9	44,1	125,3	41,1	25,1	26,6	23,3	52,2
Couleur	mg Pt.L ⁻¹	34	28	19	<5	29	40	30	48	17	12	10	17	<5	<5	<5
Turbidité	NTU	2,5	0,6	1,2	1,2	1,5	1,2	1,4	1,1	1,3	1,1	1,5	1,1	1,9	1,5	1,3
DBO ₅	mg.L ⁻¹				<3				<3				<3			
DCO	mg.L ⁻¹				<30				<30				<30			
Nt	mg.L ⁻¹				0,04				<1				<1			
Pt	mg.L ⁻¹				<0,1								<0,1			
COT	mg.L ⁻¹	5,80	0,99	2,40	2,10	3,50	2,30	2,20	2,20	2,80	2,30	3,50	2,50	2,50	3,30	3,10
Dureté	°F	1,2	9,4	0,7	0,7	1,2	1,1	1,3	1,2	1,3	4,7	<0,10	0,9	<0,1	0,8	1,0
TA	°F	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
TAC	°F	<2	7,4	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
Cl ⁻	mg.L ⁻¹	1,7	8,5	1,2	1,2	1,6	1,6	1,6	1,6	1,5	6,2	1,2	1,6	2,2	1,7	2,1
SO ₄ ²⁻	mg.L ⁻¹	1,1	16,2	0,9	1,0	1,4	1,3	1,3	1,4	1,8	9,7	0,9	0,8	1,0	0,05	0,05
NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	0,4	1,6	0,2	0,3	0,7	0,5	0,7	0,8	0,7	1,7	0,8	0,6	0,6	0,4	0,9
PO ₄ ³⁻	mg.L ⁻¹	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Mg ²⁺	mg.L ⁻¹	0,14	2,14	0,14	0,14	0,18	0,17	0,17	0,16	0,22	1,35	0,10	0,10	0,12	0,20	0,20
Ca ²⁺	mg.L ⁻¹	3,1	20,5	2,2	2,3	2,8	2,8	2,6	2,5	3,5	16,1	2,1	1,9	2,03	2,0	2,2
Na ⁺	mg.L ⁻¹	1,04	9,40	0,86	0,89	0,98	1,10	1,11	1,00	1,07	5,43	0,77	0,94	1,24	1,10	1,20
K ⁺	mg.L ⁻¹	0,2	0,9	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,23	0,5	0,13	0,1	0,17	0,2	0,2
NH ₄ ⁺	mg.L ⁻¹	0,26	0,40	0,29	0,40	0,25	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,15	0,10	0,30
Bactéries coliformes	ufc/100mL	0	<10	0	1	0	>10 000	ILLISIB	<100	0	<10	ILLISIB	0	0	<100	<1 000
<i>Escherichia Coli</i>	ufc/100mL	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	<100
Entérocoques	ufc/100mL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	60
Micro-org. Revivi. à 22°C	ufc/mL	700	1 200	1 560	210	550	64 000	75 000	39 000	<10	13 300	>300	2 320	>300	>30 000	94 000
Micro-org. Revivi. à 36°C	ufc/mL	370	2 600	1 350	210	600	32 000	50 000	53 000	70	9 300		770	5	5 800	12 700
<i>Aeromonas</i>	ufc/100mL		0			0	0		<100		0		0		<100	100
<i>Cryptosporidium</i>	n/100mL				<0,0050				<0,0050				<0,0045			
<i>Giardia</i>	n/100mL				<0,0050				<0,0050				<0,0045			
<i>Legionella sp</i> (culture)	ufc/L				<500				<500				<500			
<i>Legionella pneumo</i>	ufc/L				<500				<500				<500			
<i>Legionella spp</i> (PCR)	ug/L				1 300 000				820 000				520 000			
<i>Legionella pneumo</i>	ug/L				<8300				<3 400				4 900			
<i>Pseudomonas aerugi.</i>	n/100mL				0				0				0			0

Tableau VII-12 (suite). Qualité des eaux distribuées sur le site 2 - Résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques

		24/02/10	03/03/10	10/03/10	17/03/10	24/03/10	31/03/10	07/04/10	14/04/10	21/04/10	27/04/10	04/05/10	11/05/10	18/05/10	26/05/10	02/06/10
		EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP
pH	-	5,9	5,9	5,9	6,0	6,0	5,9	5,9	5,9	5,8	5,9	6,0	6,0	6,0	5,7	5,9
Température	°C	12,5	13,3	9,7	10,1	14,0	10,7	14,7	14,4	18,2	19,5	17,4	15,8	17,4	19,2	19,3
Conductivité	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	18,1	26,2	22,5	20,4	25,3	27,9	35,0	42,9	54,6	42,3	30,6	17,8	20,7	22,1	38,7
Couleur	mg Pt.L ⁻¹	10	21	25	<5	62	38	45	39	39	40	x	20	22	17	66
Turbidité	NTU	1,2	2,0	1,8	1,4	1,9	2,4	1,5	1,4	2,2	2,7	2,8	0,9	1,0	2,3	3,4
DBO ₅	mg.L ⁻¹	<3				<3				<3				<3		
DCO	mg.L ⁻¹	<30				<30				36				<30		
Nt	mg.L ⁻¹	0,31				0,31				1,01				0,40		
Pt	mg.L ⁻¹	<0,1				<0,1				<0,1				<0,1		
COT	mg.L ⁻¹	2,30	3,60	3,70	3,40	6,20	6,40	6,70	6,80	7,20	7,30	8,70	2,70	3,00	2,90	13
Dureté	°F	0,9	0,9	1,0	1	1,1	1,0	1,1	1,0	1,2	1,2	1,1	0,7	1,6	0,9	2,4
TA	°F	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
TAC	°F	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	1,0
Cl ⁻	mg.L ⁻¹	1,7	2,0	1,8	1,4	1,4	1,7	3,9	4,2	4,4	4,2	0,6	0,3	0,3	0,4	0,7
SO ₄ ²⁻	mg.L ⁻¹	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	2,1	2,1	0,05	0,05	0,9	1,0	1,0	2,4
NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	1,3	1,6	1,7	1,5	1,8	1,9	1,4	1,5	0,5	0,3	1,1	1,2	1,5	0,1	0,05
PO ₄ ³⁻	mg.L ⁻¹	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,10	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,10	0,10
Mg ²⁺	mg.L ⁻¹	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,30	0,30	0,30	0,10	0,10	0,10	0,10	0,20
Ca ²⁺	mg.L ⁻¹	2,2	2,5	2,6	2,3	2,9	3	2,8	3,2	3,5	3	0,2	1,4	1,9	1,3	3,3
Na ⁺	mg.L ⁻¹	1,00	1,20	1,10	0,90	0,90	1,00	2,20	2,30	2,40	2,30	0,40	0,30	0,40	0,40	0,10
K ⁺	mg.L ⁻¹	0,4	0,2	0,3	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	1	2,2	0,2	0,2	0,2	0,4
NH ₄ ⁺	mg.L ⁻¹	0,30	0,20	0,30	0,30	0,60	0,70	0,60	0,70	1,00	0,90	x	0,30	0,40	0,60	1,10
Bactéries coliformes	ufc/100mL	<100	<100	<100	INCOMPT	0	<100	210	<10	<100	12	<100	ILLISIB	39	<10	<100
<i>Escherichia Coli</i>	ufc/100mL	5	<10	<100	INCOMPT	0	<10	250	<100	14	12	110	ILLISIB	39	13	7
Entérocoques	ufc/100mL	45	21	1	0	270	360	150	4	0	0	4 800	>100	100	32	12
Micro-org. Revivi. à 22°C	ufc/mL	166 000	57 000	130 000	4	69 000	26 500	4 100	1 360	12 900	12 400	<10	>300	13 900	960	25 300
Micro-org. Revivi. à 36°C	ufc/mL	1 460	7 900	11 500	>300	8 500	5 800	1 130	1 100	2 510	15 800	<10	>300	14 100	10 500	13 400
<i>Aeromonas</i>	ufc/100mL	0		0	>300	<100		1 500		100		100		<100		INCOMPT
<i>Cryptosporidium</i>	n/100mL	<0,0050				<0,0050				<0,0077				<0,0050		
<i>Giardia</i>	n/100mL	<0,0050				<0,0050				<0,0077				<0,0050		
<i>Legionella sp</i> (culture)	ufc/L	700				<500				<500				<500		
<i>Legionella pneumo</i>	ufc/L	700				<500				<500				<500		
<i>Legionella spp</i> (PCR)	ug/L	180 000				640 000				172 000				240 000		
<i>Legionella pneumo</i>	ug/L	3 100				8 000				<17000				<3400		
<i>Pseudomonas aerugi.</i>	n/100mL	0			0	10				0				20		

Tableau VII-12 (suite). Qualité des eaux distribuées sur le site 2 - Résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques

		09/06/10	16/06/10	23/06/10	30/06/10	07/07/10	15/07/10	21/07/10	28/07/10	02/08/10	12/08/10	18/08/10	25/08/10	01/09/10	08/09/10	14/09/10
		EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP
pH	-	6,1	6,2	6,0	6,2	6,1	5,8	5,8	4,6	5,4	4,2	4,1	4,0	4,2	4,7	4,4
Température	°C	20,7	20,5	20,1	23,0	23,2	23,7	23,0	23,4	23,7	24,3	23,7	24,8	22,9	23,3	21,7
Conductivité	µS.cm ⁻¹	43,0	29,2	20,4	34,4	35,7	36,4	104,1	49,1	52,1	66,0	63,8	61,6	62,2	115,9	104,1
Couleur	mg Pt.L ⁻¹	74	48	23	50	45	53	120	71	77	51	48	50	69	210	170
Turbidité	NTU	3,4	1,9	1,5	4,0	3,2	5,9	19,7	5,2	6,5	4,4	3,9	4,1	11,6	8,0	7,6
DBO ₅	mg.L ⁻¹		<3				15			150					300	
DCO	mg.L ⁻¹		35				31			330					650	
Nt	mg.L ⁻¹		1,2				3,3			2,0					5,7	
Pt	mg.L ⁻¹		<0,10				0,13			<0,1					0,3	
COT	mg.L ⁻¹	12	6,7	3,5	1,0	10,00	13,00	140,00	60,00	71,00	53	60	51	65,00	180	110,00
Dureté	°F	1,2	<1	1,0	1,2	1,3	1,3	2,2	1,4	1,7	1,5	1,5	1,4	1,6	0,32	2,7
TA	°F	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
TAC	°F	1,0	1,0	1,0	1,0	2,5	1,0	3,2	1,0	1,0	1,0	1,0	<2	<2	<2	<2
Cl ⁻	mg.L ⁻¹	1,0	0,7	0,4	0,6	0,6	0,8	2,0	5,3	5,1	5,4	1,5	1,3	1,8	6,7	7,8
SO ₄ ²⁻	mg.L ⁻¹	3,3	1,9	1,1	2,3	2,3	1,6	6,0	0,2	2,6	1,4	0,8	0,6	0,8	5,7	4,5
NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	1,8	0,8	1,1	0,05	0,05	0,3	2,6	0,2	2,6	0,3	<0,1	0,3	<0,1	1,0	0,3
PO ₄ ³⁻	mg.L ⁻¹	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,28	<0,1
Mg ²⁺	mg.L ⁻¹	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,13	0,63	0,19	0,20	0,26	0,23	0,16	0,21	0,59	0,49
Ca ²⁺	mg.L ⁻¹	3,2	1,9	1,3	2,5	2,8	3,1	8,3	4,7	4,8	5,7	5,3	5,4	5,4	12,6	11,31
Na ⁺	mg.L ⁻¹	0,30	0,70	0,50	0,50	0,30	0,05	3,36	1,60	1,90	1,60	1,70	0,49	1,80	3,50	2,87
K ⁺	mg.L ⁻¹	0,4	0,3	0,2	0,4	0,3	0,3	0,9	0,7	0,6	0,7	1,0	0,3	1,0	1,4	0,99
NH ₄ ⁺	mg.L ⁻¹	1,50	1,00	0,50	1,00	0,80	0,34	1,11	0,45	0,82	0,40	0,05	0,44	0,52	2,17	1,51
Bactéries coliformes	ufc/100mL	<100	300	55	2	ILLISIB	<100	>10 000	ILLISIB	ILLISIB	INCOMPT	>100	4 700	ILLISIB	>10 000	1 800
<i>Escherichia Coli</i>	ufc/100mL	140	240	55	2	10	3	<100	36	2 100	0	>100	<10	0	0	180
Entérocoques	ufc/100mL	>1 000	790	7	1	9	6	35	56	>1 000	1	0	0	0	200	6
Micro-org. Revivi. à 22°C	ufc/mL	60 000	50 000	7 100	600	15 000	76 000	>300 000	100 000	>300 000	>300	210 000	>30 000	>30 000	>300 000	>300 000
Micro-org. Revivi. à 36°C	ufc/mL	51 000	26 000	7 600	68	34 000	75 000	185 000	124 000	>300 000	>300	236 000	>30 000	>30 000	>300 000	37 000
<i>Aeromonas</i>	ufc/100mL		INCOMPT		1		0		INCOMPT	INCOMPT					0	
<i>Cryptosporidium</i>	n/100mL		0,0050				<0,010			<0,0077					<0,0050	
<i>Giardia</i>	n/100mL		<0,0050				<0,010			<0,0077					<0,0050	
<i>Legionella sp</i> (culture)	ufc/L		<500				1 000			<500					<500	
<i>Legionella pneumo</i>	ufc/L		<500				1 000			<500					<500	
<i>Legionella spp</i> (PCR)	ug/L		810 000				310 000			440 000					980 000	
<i>Legionella pneumo</i>	ug/L		<5500				9 000			<8 300					87 000	
<i>Pseudomonas aerugi.</i>	n/100mL		73				0			6 500					50	

Tableau VII-12 (suite). Qualité des eaux distribuées sur le site 2 - Résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques

		22/09/10	29/09/10	05/10/10	13/10/10	20/10/10	27/10/10	03/11/10
		EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP
pH	-	4,6	4,4	4,6	6,3	5,4	5,6	5,6
Température	°C	21,5	20,1	20,3	19,9	18,5	17,6	
Conductivité	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	69,1	38,7	39,6	15,0	12,0	18,3	20,9
Couleur	mg Pt.L^{-1}	180	45	52		<5	<5	31
Turbidité	NTU	4,0	7,3	4,9	1,5	1,6	1,9	1,6
DBO ₅	mg.L^{-1}			44		<3,00		<3
DCO	mg.L^{-1}					<30		<30
Nt	mg.L^{-1}					<1		<1
Pt	mg.L^{-1}					<0,10		<0,1
COT	mg.L^{-1}	77,00	22,00	27,00		2,80	5,20	5,4
Dureté	°F	2,3	<1	1,1		<1	<1	<1
TA	°F	<1	<1	<1		<1	<1	<1
TAC	°F	<2	<2	<2		<2	<2	<2
Cl ⁻	mg.L^{-1}	2,8	1,43	1,6	0,3	0,4	0,5	0,8
SO ₄ ²⁻	mg.L^{-1}	2,8	0,68	0,5	0,1	0,05	0,4	0,6
NO ₃ ⁻	mg.L^{-1}	0,4	<0,1	<0,1	0,2	0,2	0,6	0,5
PO ₄ ³⁻	mg.L^{-1}	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Mg ²⁺	mg.L^{-1}	0,29	0,12	0,13	0,05	0,05	0,05	0,09
Ca ²⁺	mg.L^{-1}	8,1	3,2	3,5	0,8	0,8	1,4	1,6
Na ⁺	mg.L^{-1}	1,40	0,15	0,22	0,05	0,05	0,05	0,05
K ⁺	mg.L^{-1}	0,4	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2	0,3
NH ₄ ⁺	mg.L^{-1}	0,54	0,05	0,16	0,05	0,08	0,15	0,20
Bactéries coliformes	ufc/100mL	ILLISIB	800		900	<10	4 100	ILLISIB
<i>Escherichia Coli</i>	ufc/100mL	60	2		200	27	2 050	200
Entérocoques	ufc/100mL	4	0		63	15	35	480
Micro-org. Revivi. à 22°C	ufc/mL	184 000	4 000		1 130	>30 000	128 000	51 000
Micro-org. Revivi. à 36°C	ufc/mL	>300 000	2 900		<1 000	>30 000	292 000	108 000
<i>Aeromonas</i>	ufc/100mL	<100				0		0
<i>Cryptosporidium</i>	n/100mL					<0,0077		<0,0067
<i>Giardia</i>	n/100mL					<0,0077		<0,0067
<i>Legionella sp</i> (culture)	ufc/L					<500		<250
<i>Legionella pneumo</i>	ufc/L					<500		<250
<i>Legionella spp</i> (PCR)	ug/L			<8 300		44 000 000		44 000 000
<i>Legionella pneumo</i>	ug/L			<8 300		3 900		<830 000
<i>Pseudomonas aerugi.</i>	n/100mL					19		47

Tableau VII-13. Qualité des eaux ruisselées collectées sur le site 1 – Résultats pour les éléments traces métalliques

		27/01/09	24/02/09	24/03/09	21/04/09	19/05/09	16/06/09	15/07/09	11/08/09	08/09/09	06/10/09	03/11/09	01/12/09	21/12/09	05/01/10	26/01/10
		EDP	EDP	EP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EP	EDP	EDP	EDP	EDP	UV	UV
Al	$\mu\text{g.L}^{-1}$	50,41	33,37	225,62	13,53	15,59	12,86	31,07	31,2	224,88	18,49	7,79	12,42	8,44	33,52	12,42
Cd	$\mu\text{g.L}^{-1}$	<0,1	0,035	0,024	0,018	0,026	0,014	0,018	0,018	<0,01	0,016	0,012	0,031	0,047	0,071	0,031
Cr	$\mu\text{g.L}^{-1}$	0,39	0,24	0,19	0,1	0,14	0,13	0,2	0,18	0,29	0,13	0,034	0,096	0,1	0,27	0,096
Cu	$\mu\text{g.L}^{-1}$	7,53	4,76	18,91	10,5	32,15	11,06	47,29	22,99	43,18	28,12	15,58	16,07	9,86	68,31	16,07
Fe	$\mu\text{g.L}^{-1}$	79,58	61,77	252,16	14,07	10,83	38,79	77,23	53,49	17,68	77,89	4,99	11,64	6,34	21,5	11,64
Ni	$\mu\text{g.L}^{-1}$	0,31	0,44	0,45	0,35	1,35	1,26	4,98	3,36	1,92	1,66	0,96	1,19	0,57	0,96	1,19
Zn	$\mu\text{g.L}^{-1}$	361,72	469,69	28,28	497,47	575,53	480,33	590,18	446,78	18,52	396,54	349,69	860,70	641,22	565,14	860,7
Pb	$\mu\text{g.L}^{-1}$	2,00	0,55	1,23	1,2	3,31	4,48	6,97	5,66	2,01	3,86	1,42	2,51	1,55	2,07	2,51
Hg	$\mu\text{g.L}^{-1}$				<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Tableau VII-14. Qualité des eaux ruisselées collectées sur le site 2 – Résultats pour les éléments traces métalliques

		25/11/10	21/12/10	27/01/11	24/02/11	24/03/11	21/04/11	18/05/11	16/06/11	15/07/11	02/08/11	08/09/11	05/10/11	20/10/11	03/11/11
		UV	UV	UV	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP	EDP
Al	$\mu\text{g.L}^{-1}$	7,90	9,10	8,44	11,91	29,61	28,44	11,26	25,65	49,09	119,2	430,48	67,62	13,17	18,01
Cd	$\mu\text{g.L}^{-1}$	0,016	0,056	0,027	0,025	<0,1	<0,1	0,023	<0,1	<0,1	<0,1	0,11	<0,1	<0,1	<0,1
Cr	$\mu\text{g.L}^{-1}$	0,063	0,13	<0,1	<0,1	0,15	0,13	0,073	0,11	<0,2	0,4	0,73	0,24	<0,2	0,1
Cu	$\mu\text{g.L}^{-1}$	6,92	27,68	15,39	11,88	15,42	8,74	14,33	7,88	4,37	5,17	110,59	25,09	12,11	14,77
Fe	$\mu\text{g.L}^{-1}$	77,36	94,31	13,88	29,45	55,26	209,77	62,3	98,11	387,27	230,89	1403,93	400,43	97,49	90,94
Ni	$\mu\text{g.L}^{-1}$	1,75	6,87	1,42	1,21	1,53	2,95	1,14	2,3	1,69	1,54	5,86	1,59	2,54	1,38
Zn	$\mu\text{g.L}^{-1}$	156,71	1062,85	292,04	244,71	273,62	218,44	239,33	265,55	254,44	391,59	1142,95	336,85	318,43	181,36
Pb	$\mu\text{g.L}^{-1}$	5,49	26,12	6,22	4,61	9,75	12,27	6,39	9,53	8,41	10,15	30,91	5,93	6,25	6,6
Hg	$\mu\text{g.L}^{-1}$	<0,1	0,13	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,16	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

III EVOLUTION DE LA QUALITE DES EAUX RUISSELLEES COLLECTEES ET DES EAUX DISTRIBUEES

III.1 Maison individuelle

Les évolutions des paramètres analysés au cours de l'année de suivi du site 1 sont présentées de la Figure VII-14 à la Figure VII-29.

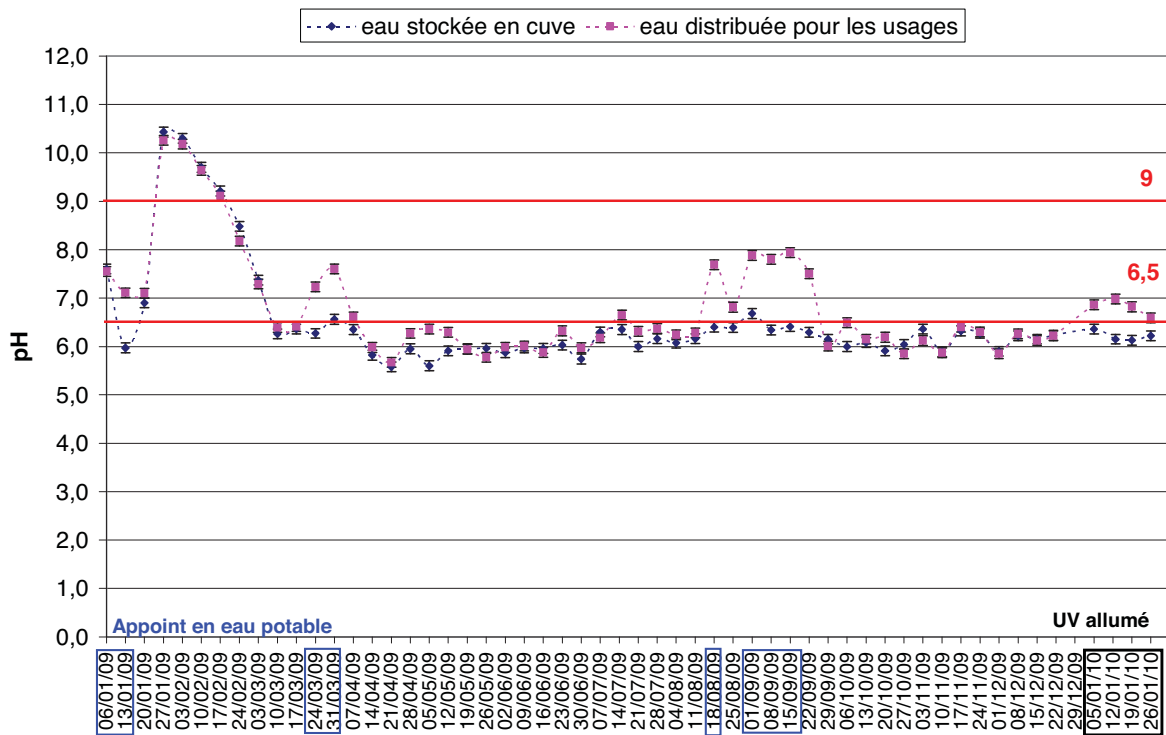


Figure VII-14. Evolution du pH sur le site 1

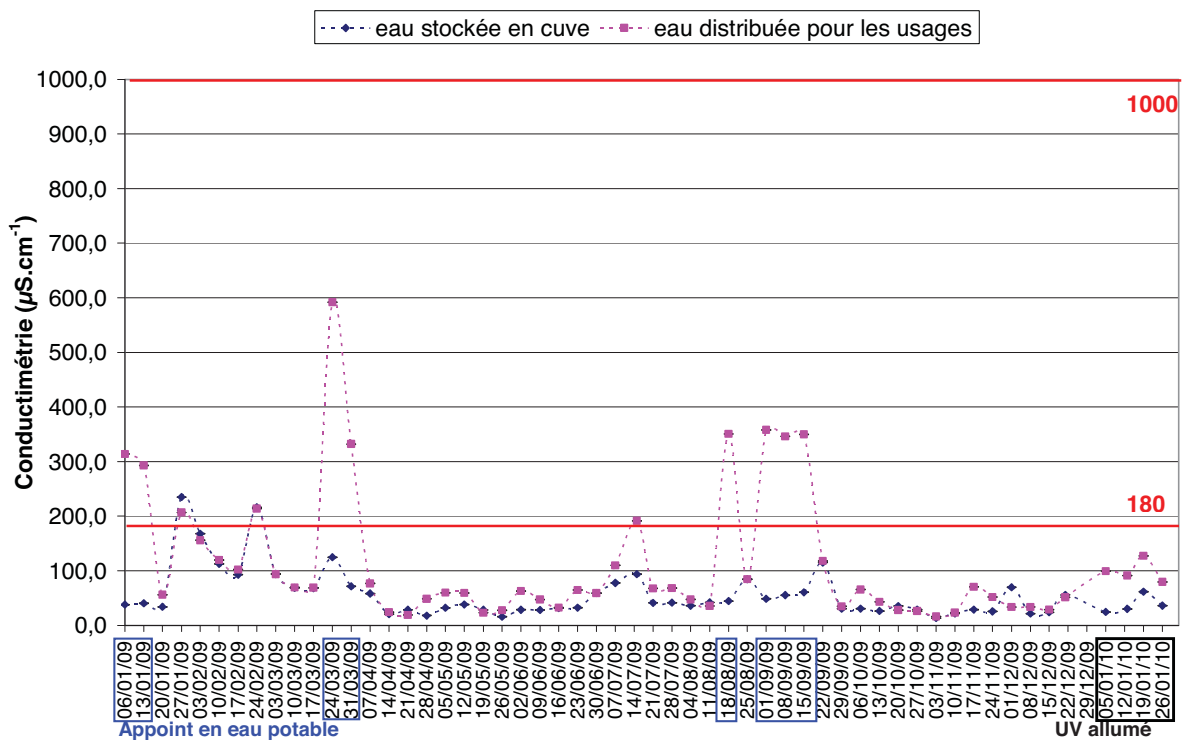


Figure VII-15. Evolution de la conductivité sur le site 1

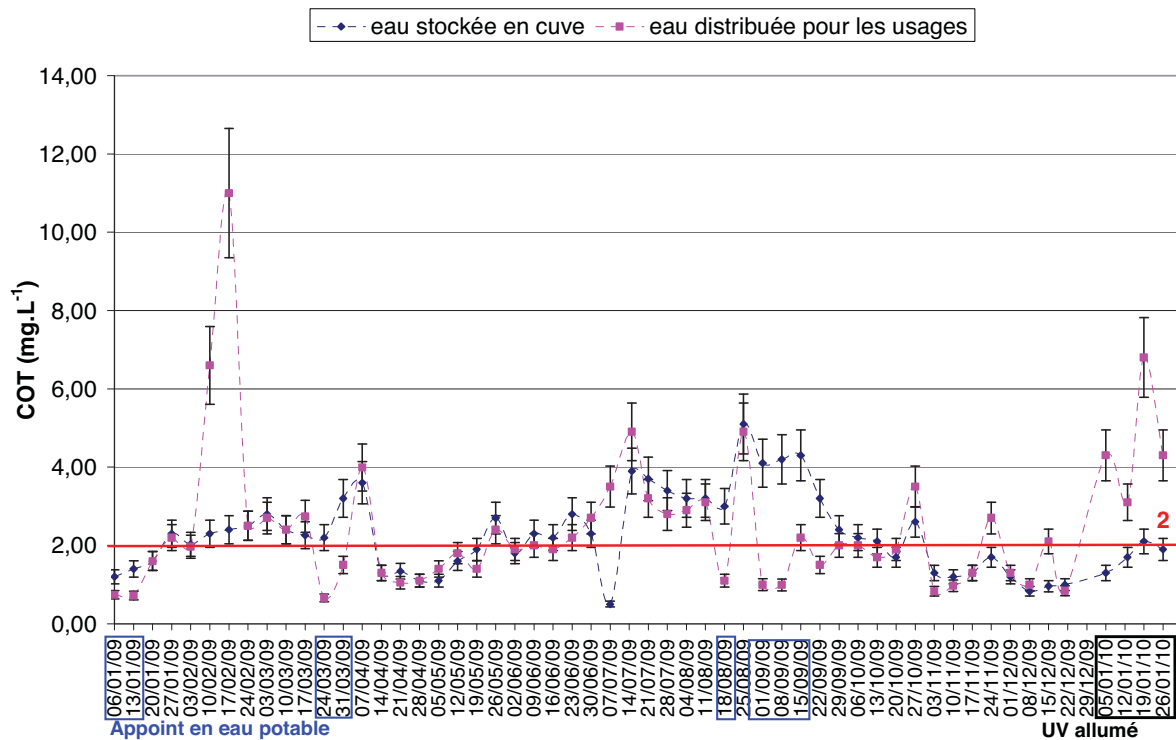


Figure VII-16. Evolution du carbone organique total sur le site 1

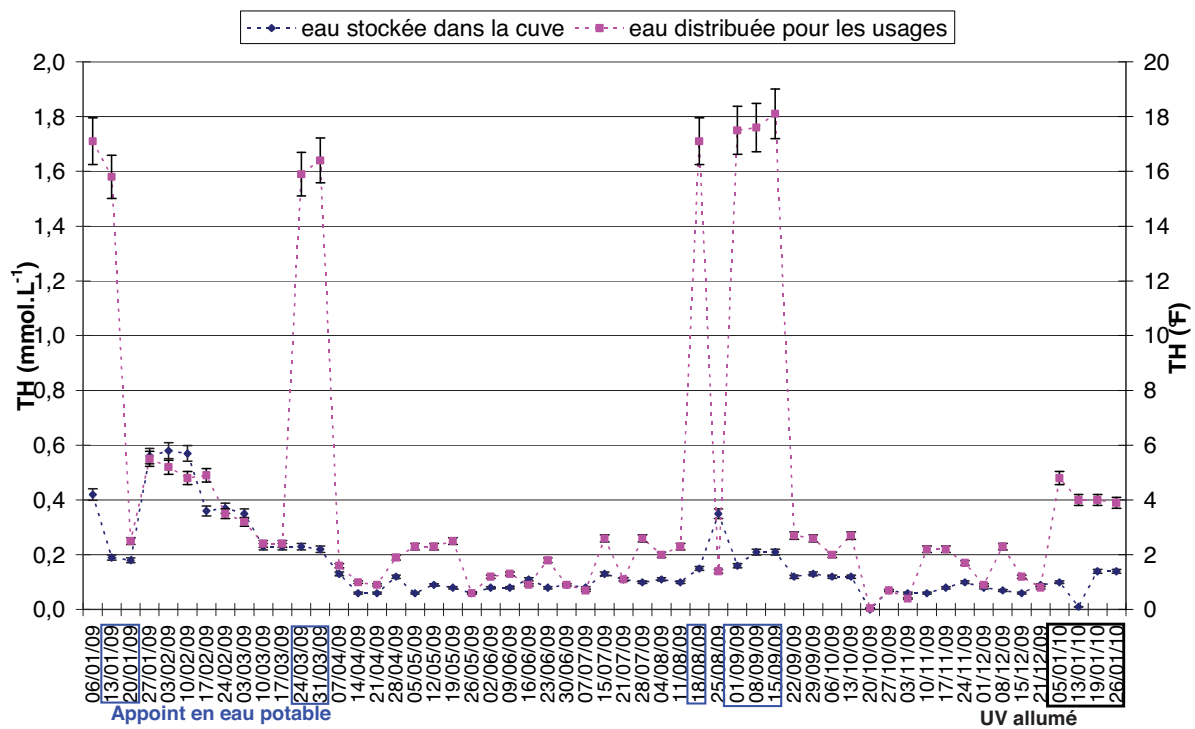


Figure VII-17. Evolution de la dureté sur le site 1

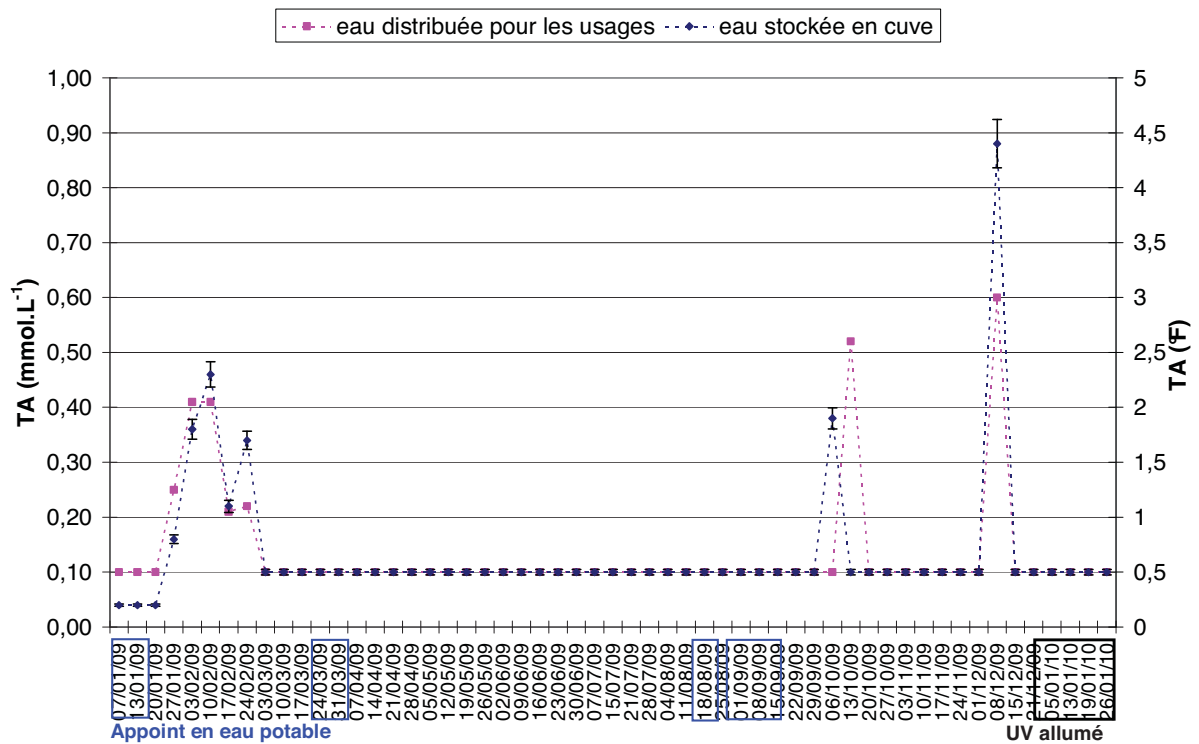


Figure VII-18. Evolution du titre alcalimétrique sur le site 1

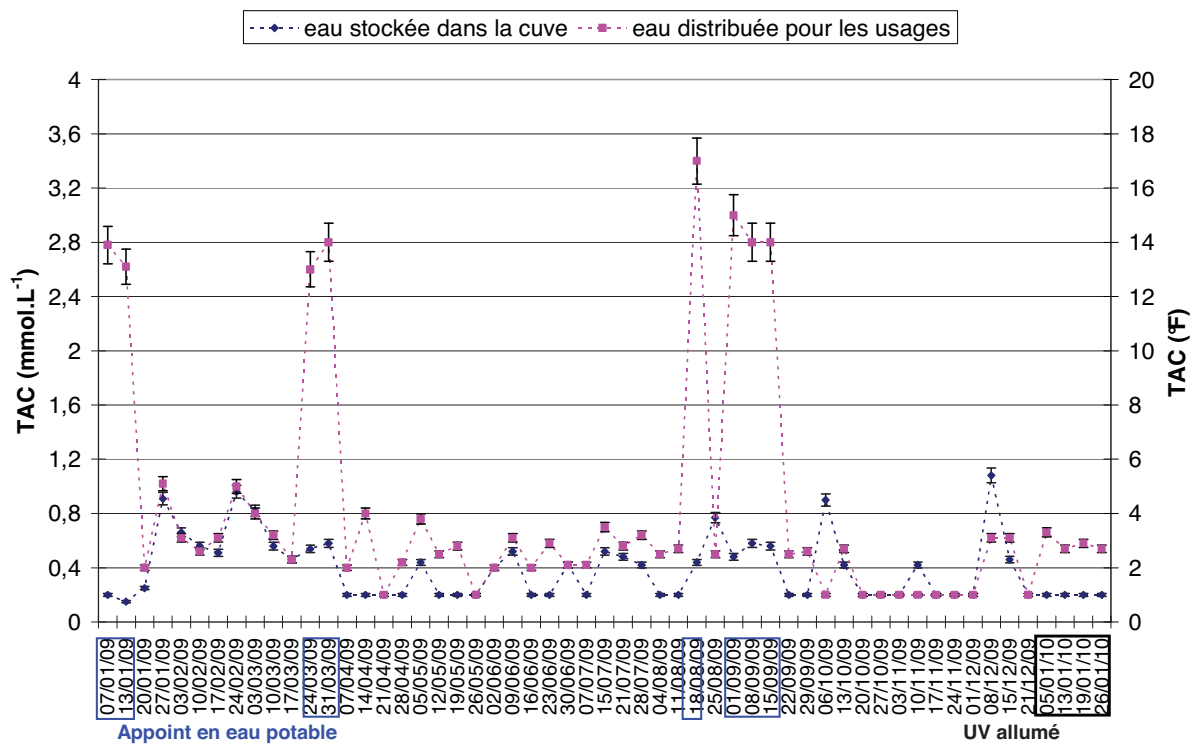


Figure VII-19. Evolution du titre alcalimétrique complet sur le site 1

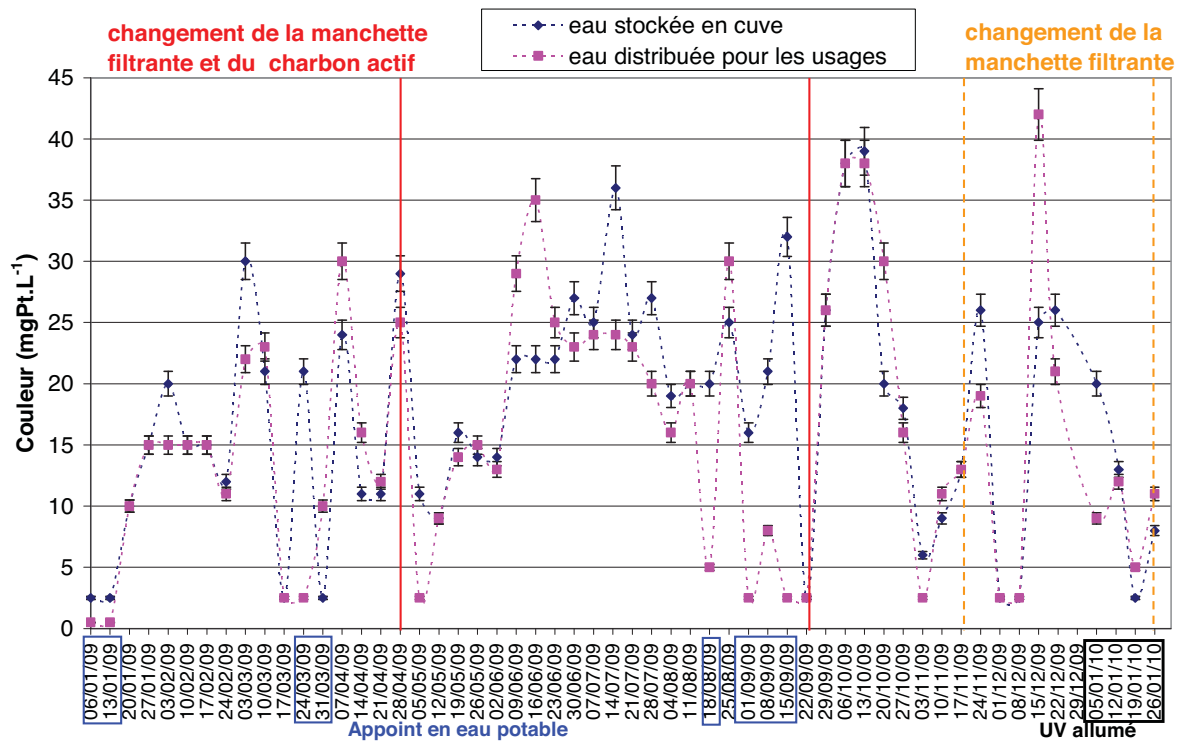


Figure VII-20. Evolution de la couleur sur le site 1

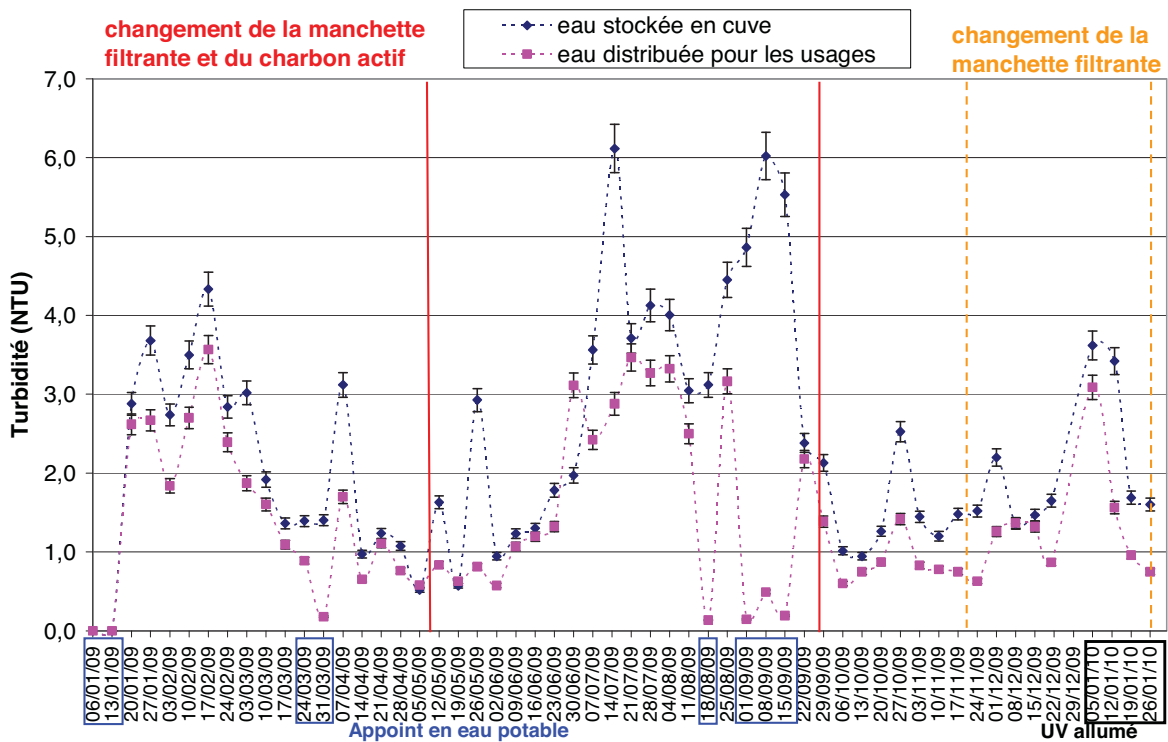


Figure VII-21. Evolution de la turbidité sur le site 1

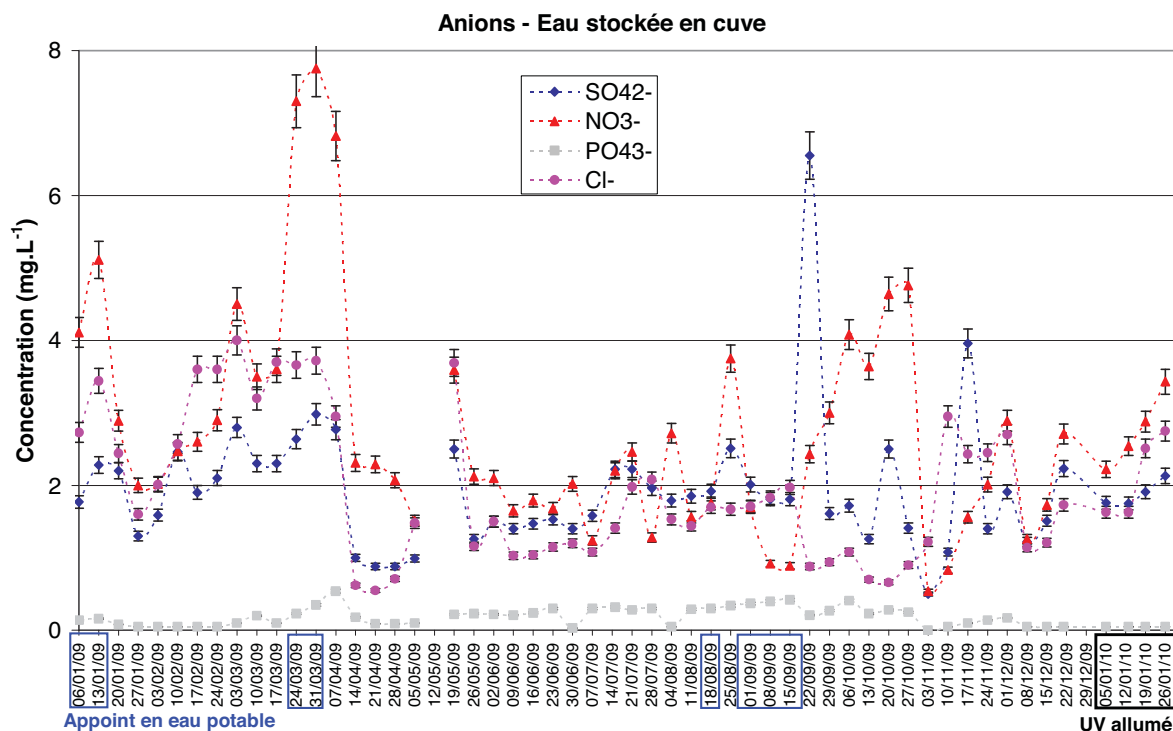


Figure VII-22. Evolution des concentrations en anions dans les eaux stockées en cuve sur le site 1

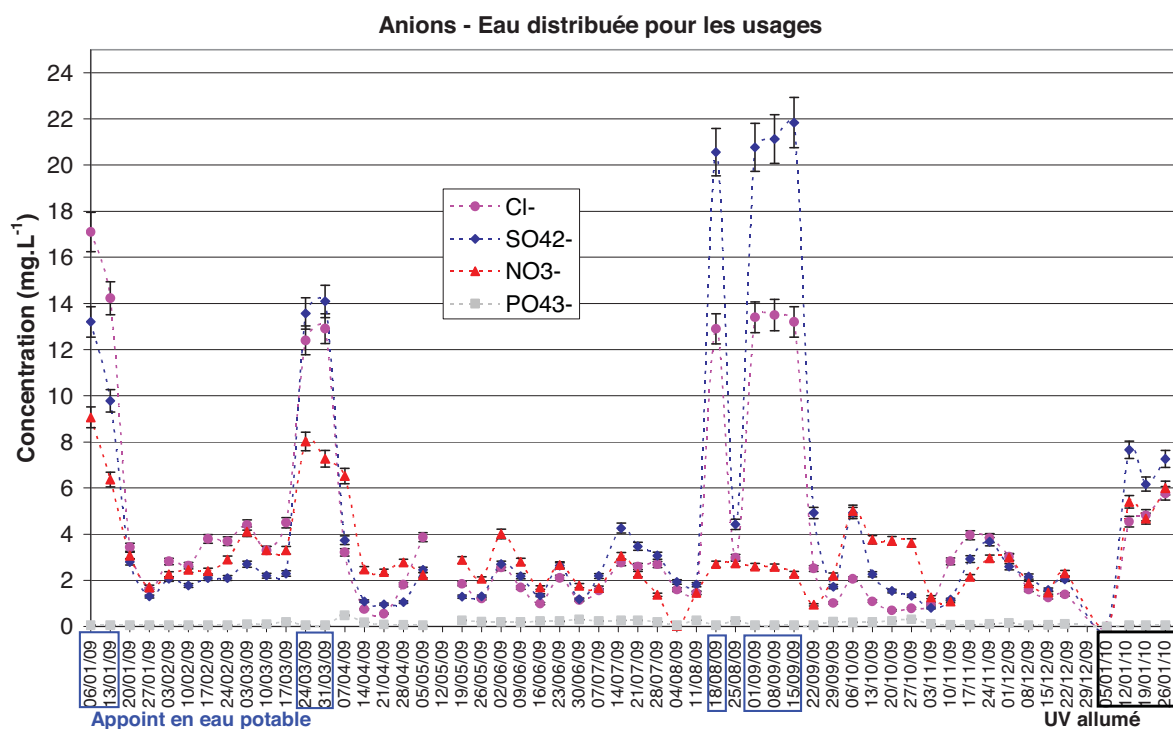


Figure VII-23. Evolution des concentrations en anions dans les eaux distribuées pour les usages sur le site 1

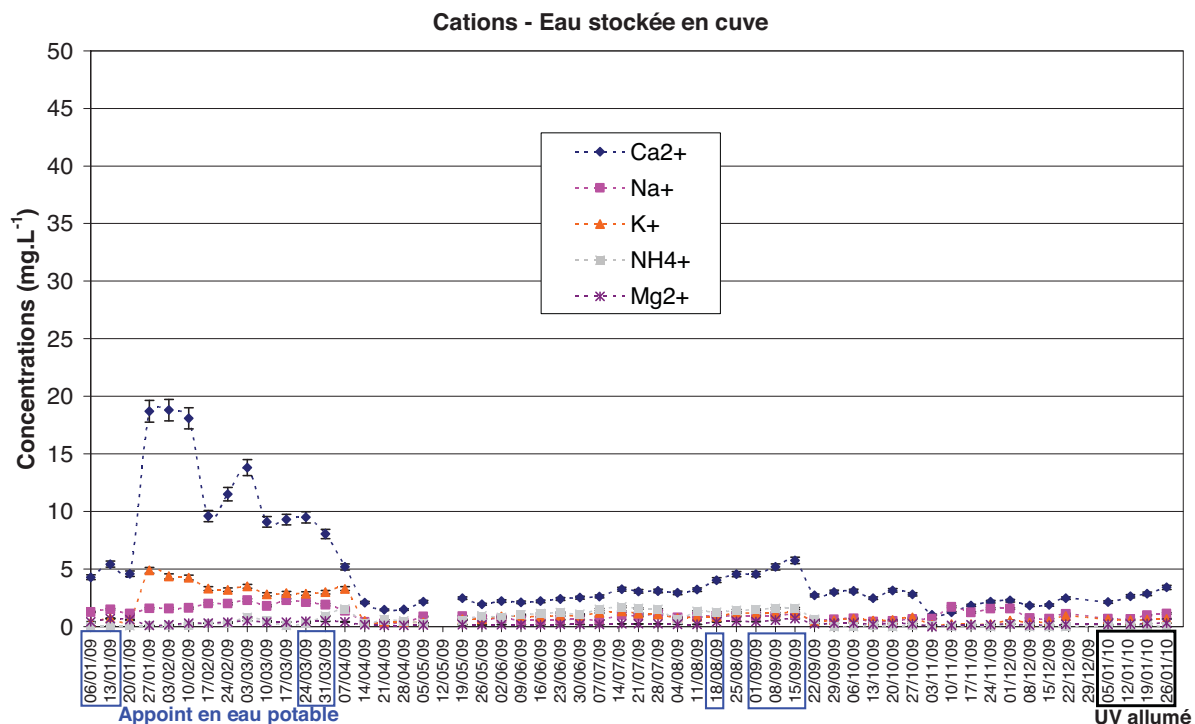


Figure VII-24. Evolution des concentrations en cations dans les eaux stockées en cuve sur le site 1

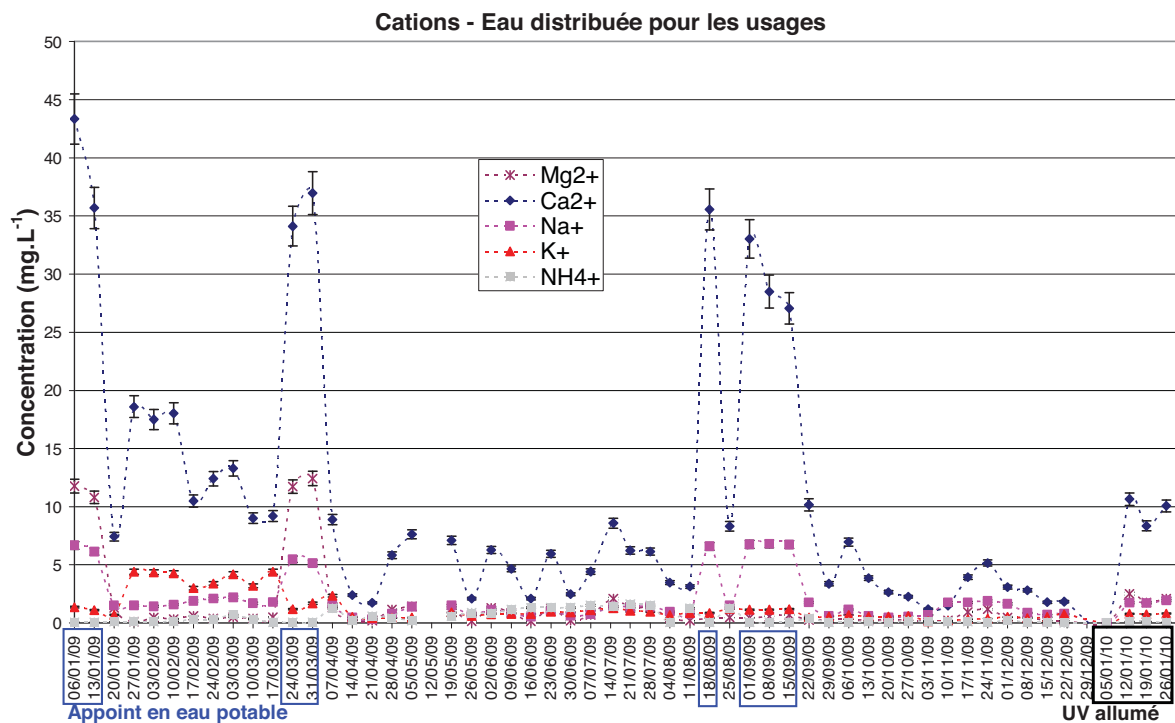


Figure VII-25. Evolution des concentrations en cations dans les eaux distribuées sur le site 1

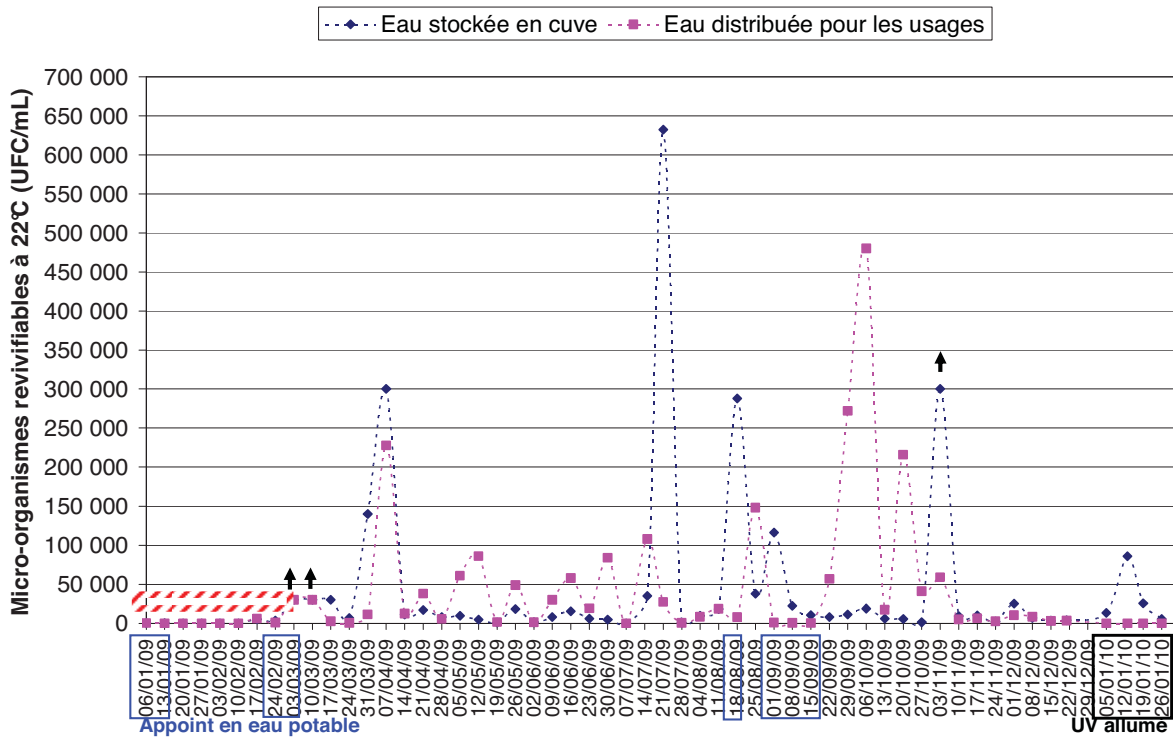


Figure VII-26. Evolution des concentrations en microorganismes revivifiables à 22°C sur le site 1

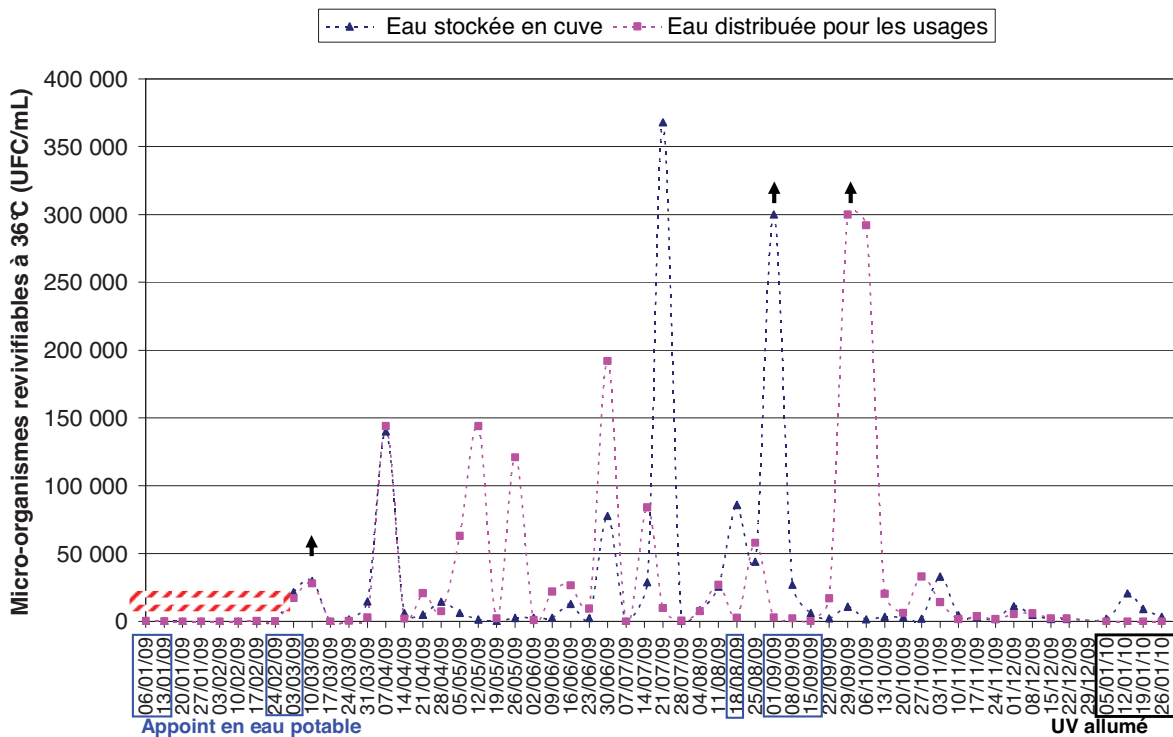


Figure VII-27. Evolution des concentrations en microorganismes revivifiables à 36°C sur le site 1

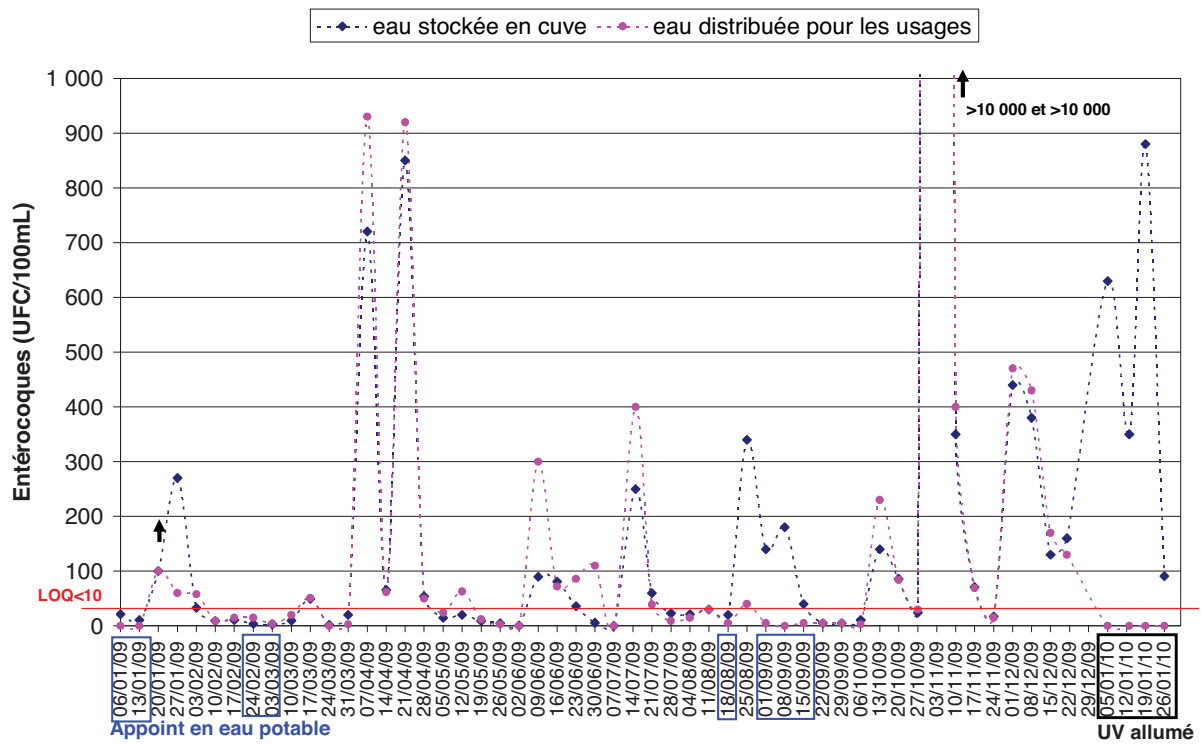


Figure VII-28. Evolution des concentrations en entérocoques sur le site 1

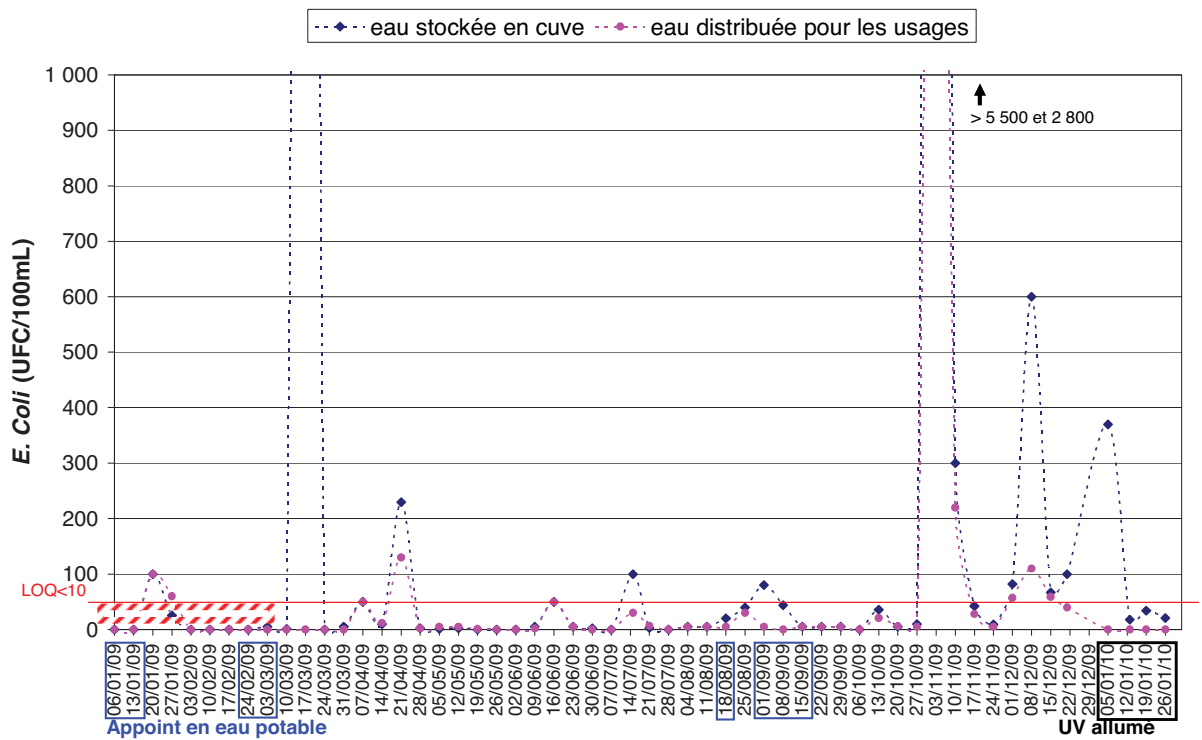


Figure VII-29. Evolution des concentrations en *Escherichia coli* sur le site 1

III.2 Bâtiment collectif

Les évolutions des paramètres analysés au cours de l'année de suivi du site 1 sont présentées de la Figure VII-30 à la Figure VII-45.

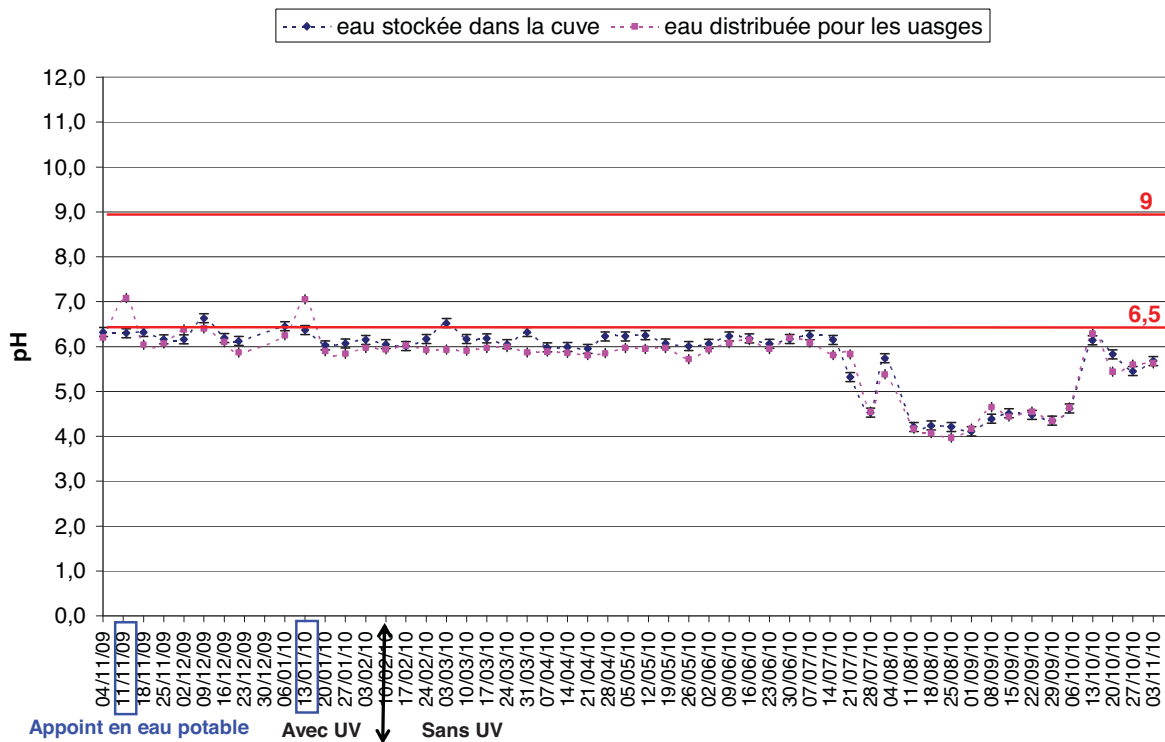


Figure VII-30. Evolution du pH sur le site 2

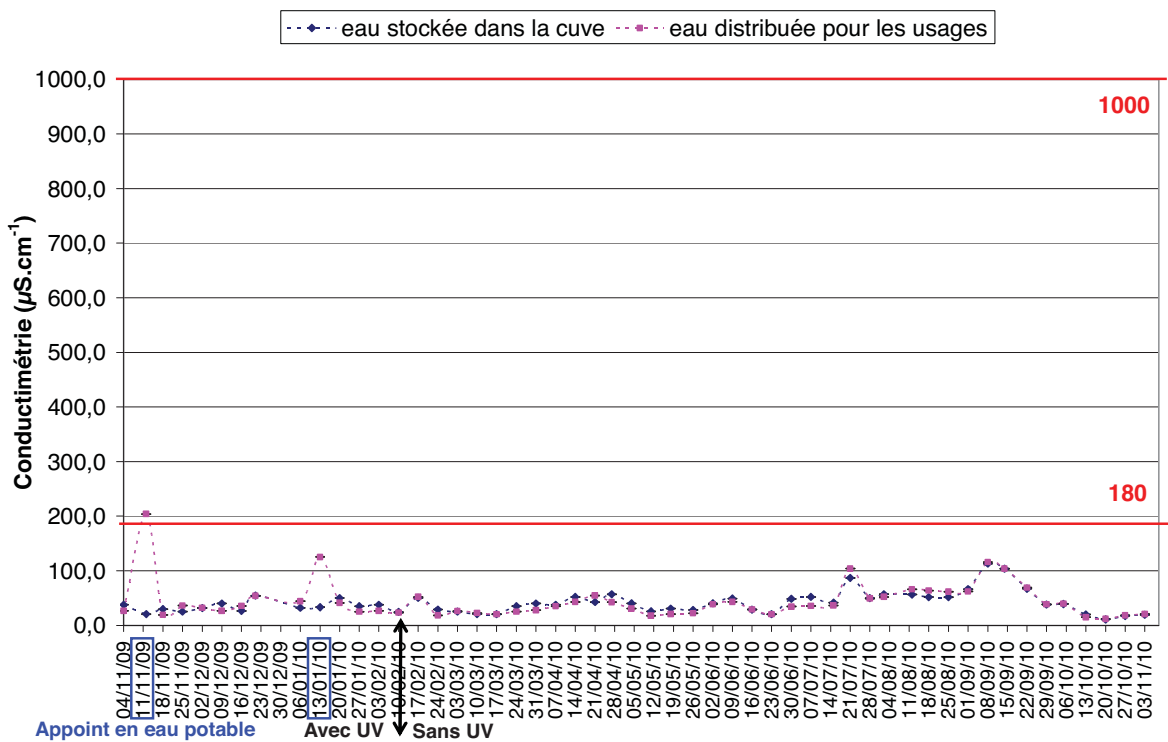


Figure VII-31. Evolution de la conductivité sur le site 2

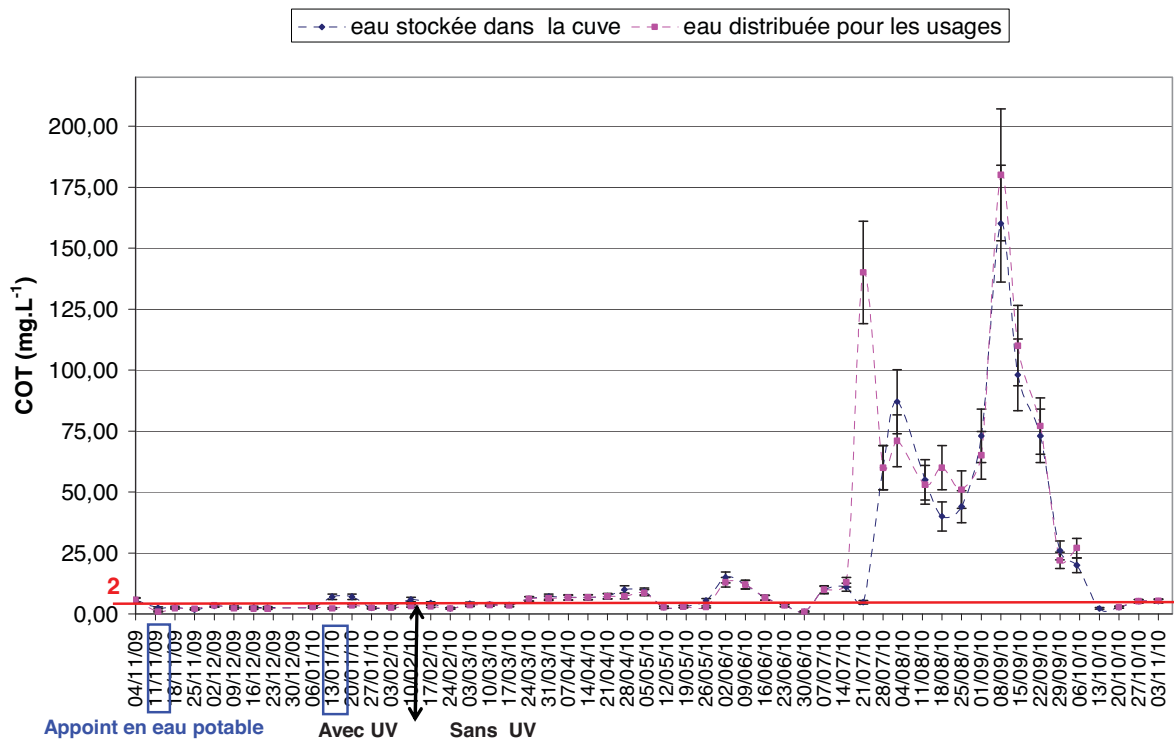


Figure VII-32. Evolution du carbone organique total sur le site 2

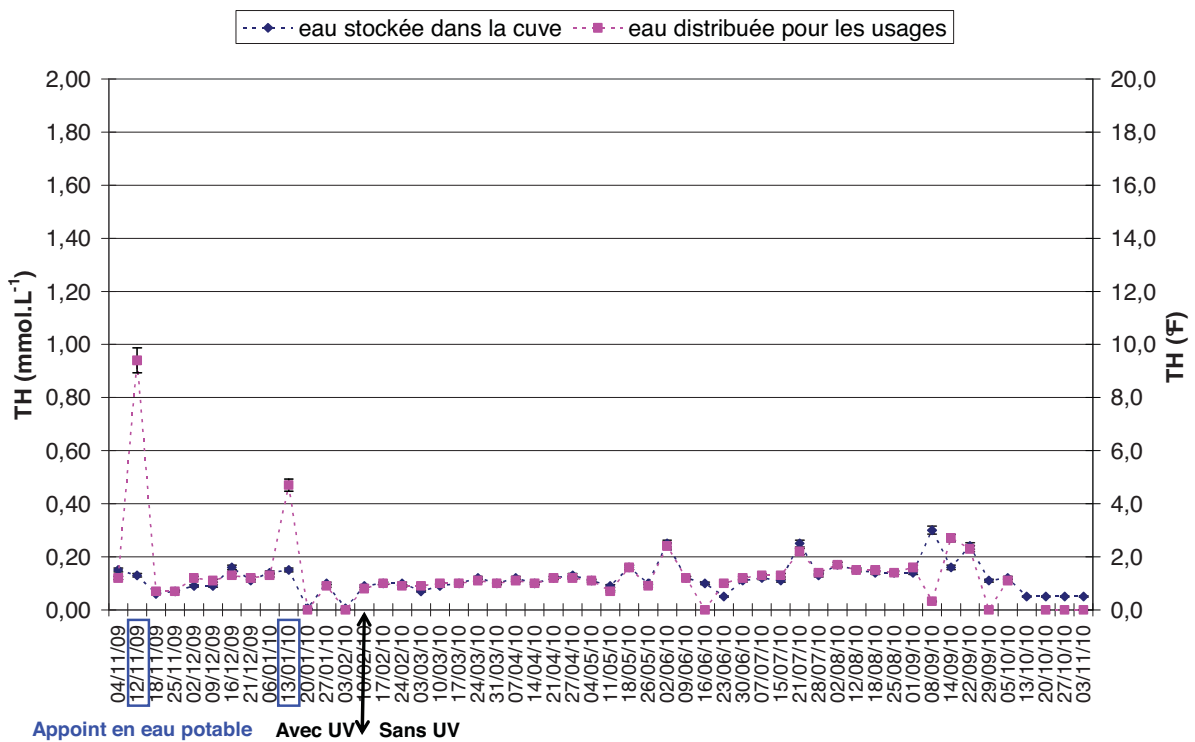


Figure VII-33. Evolution de la dureté sur le site 2

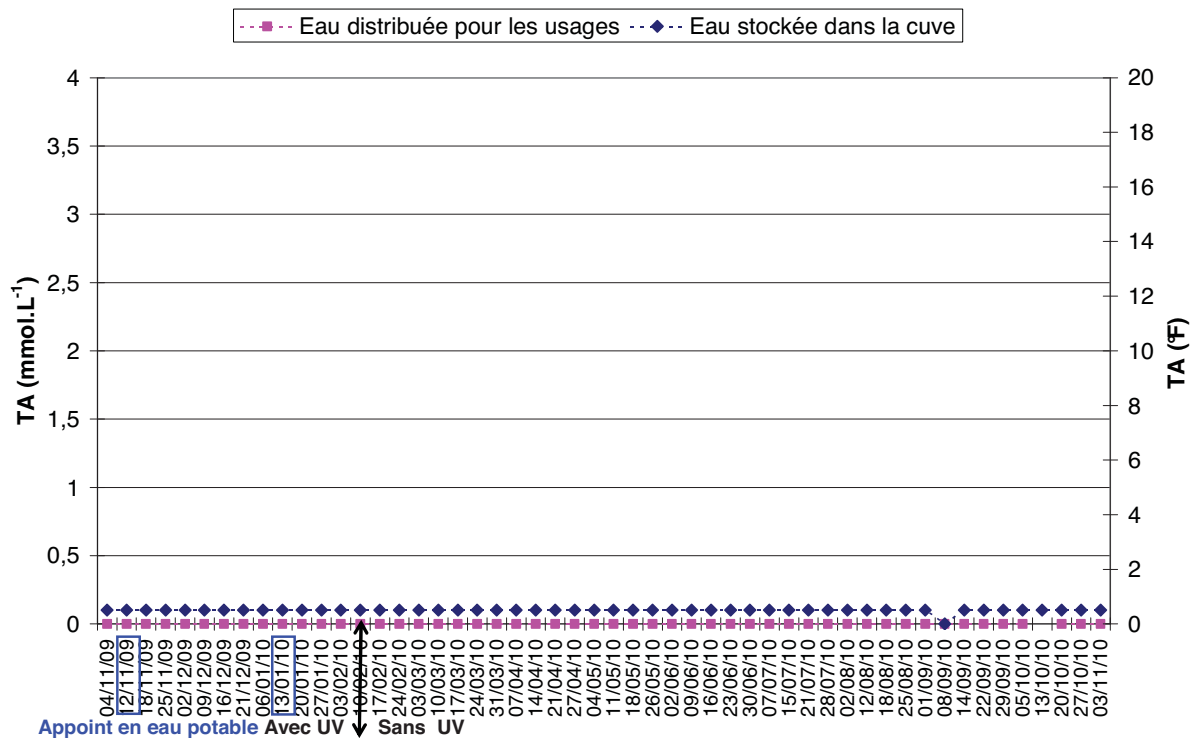


Figure VII-34. Evolution du titre alcalimétrique sur le site 2

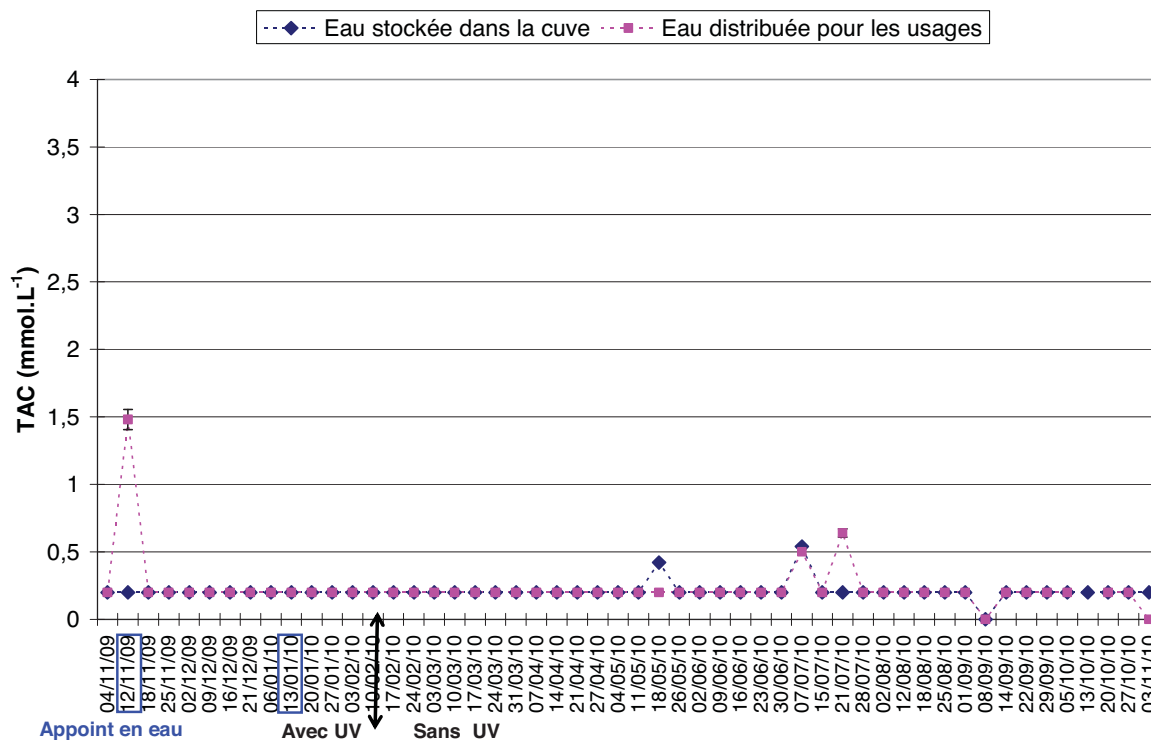


Figure VII-35. Evolution du titre alcalimétrique complet sur le site 2

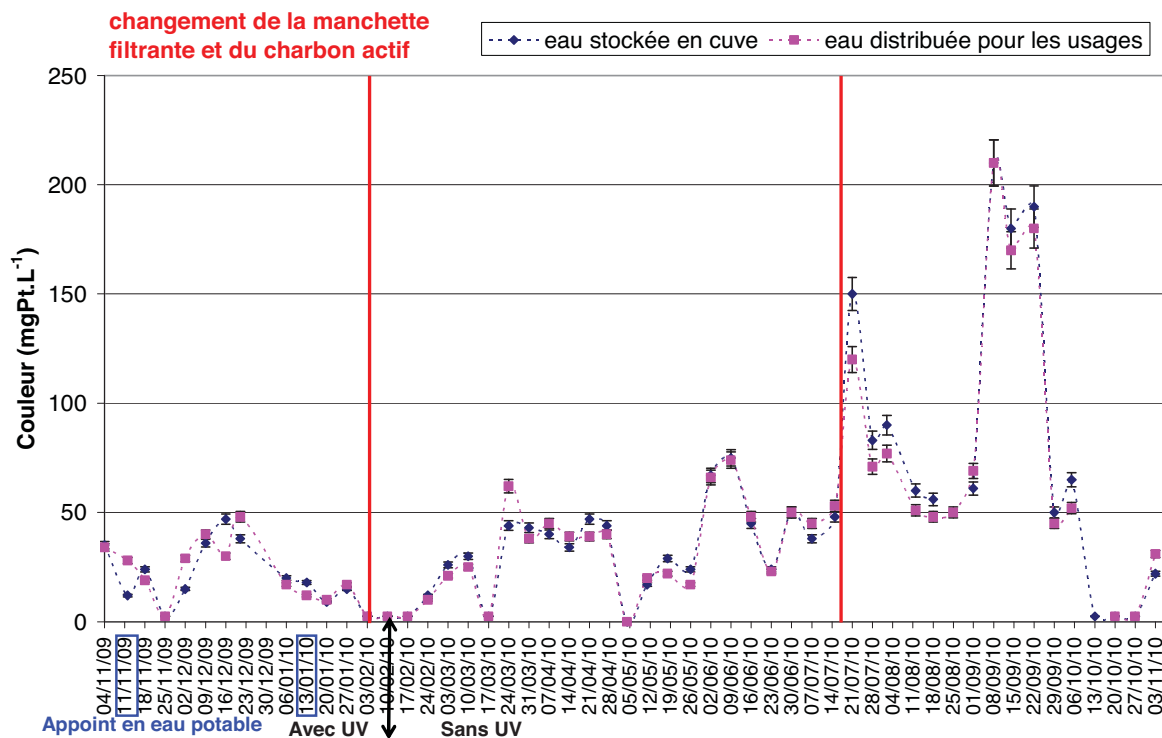


Figure VII-36. Evolution de la couleur sur le site 2

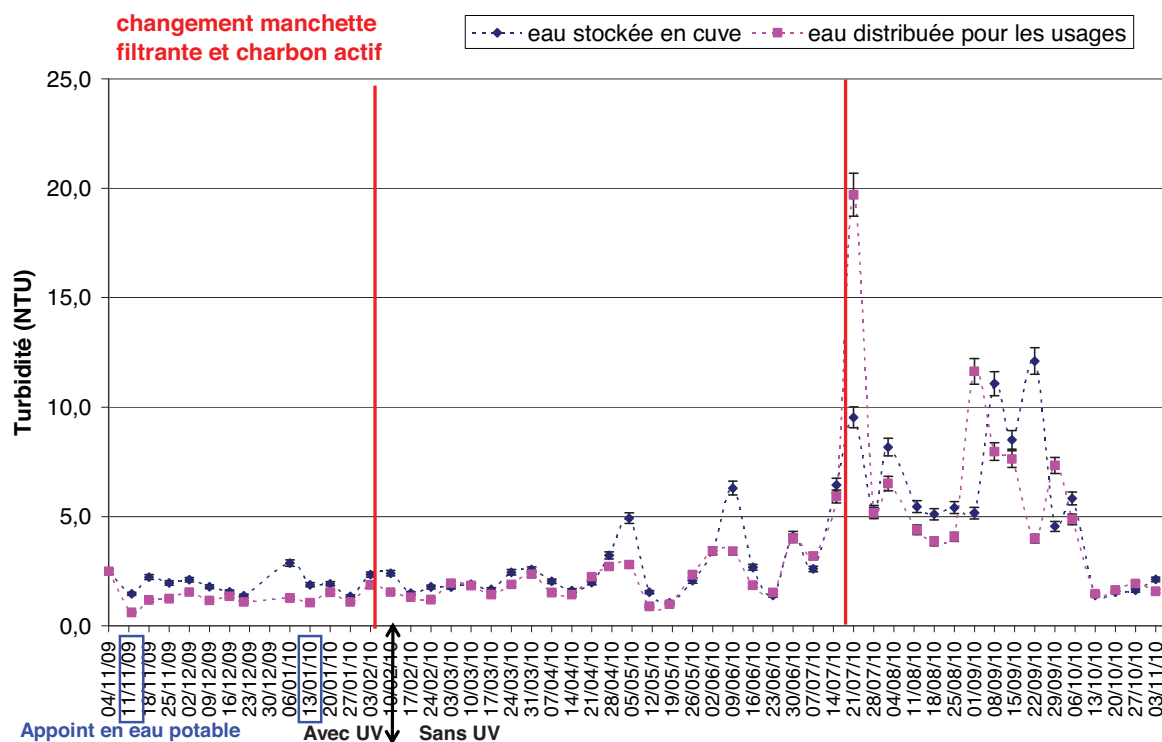


Figure VII-37. Evolution de la turbidité sur le site 2

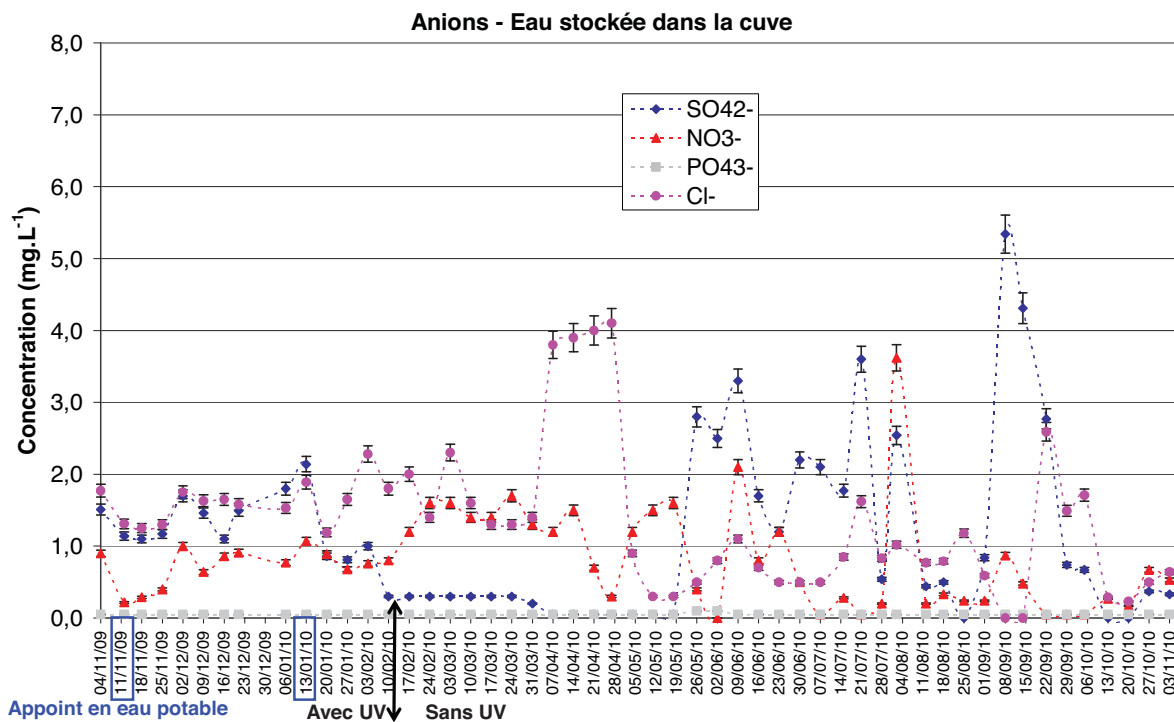


Figure VII-38. Evolution des concentrations en anions dans les eaux stockées en cuve sur le site 2

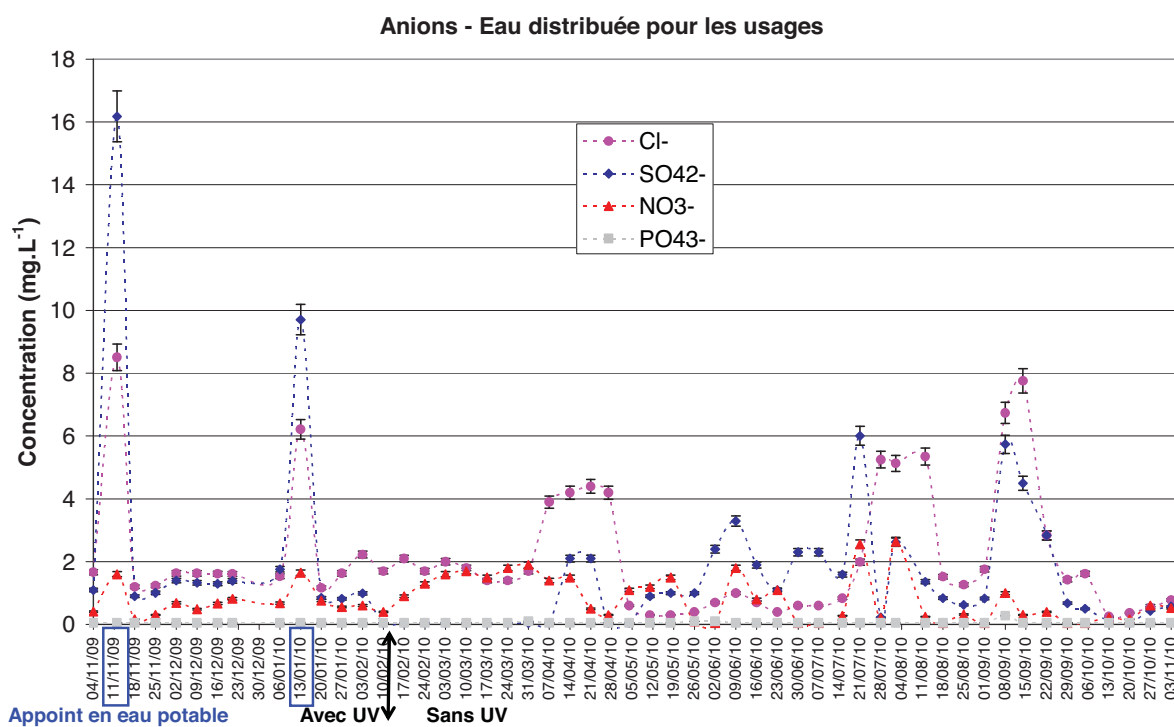


Figure VII-39. Evolution des concentrations en anions dans les eaux distribuées pour les usages sur le site 2

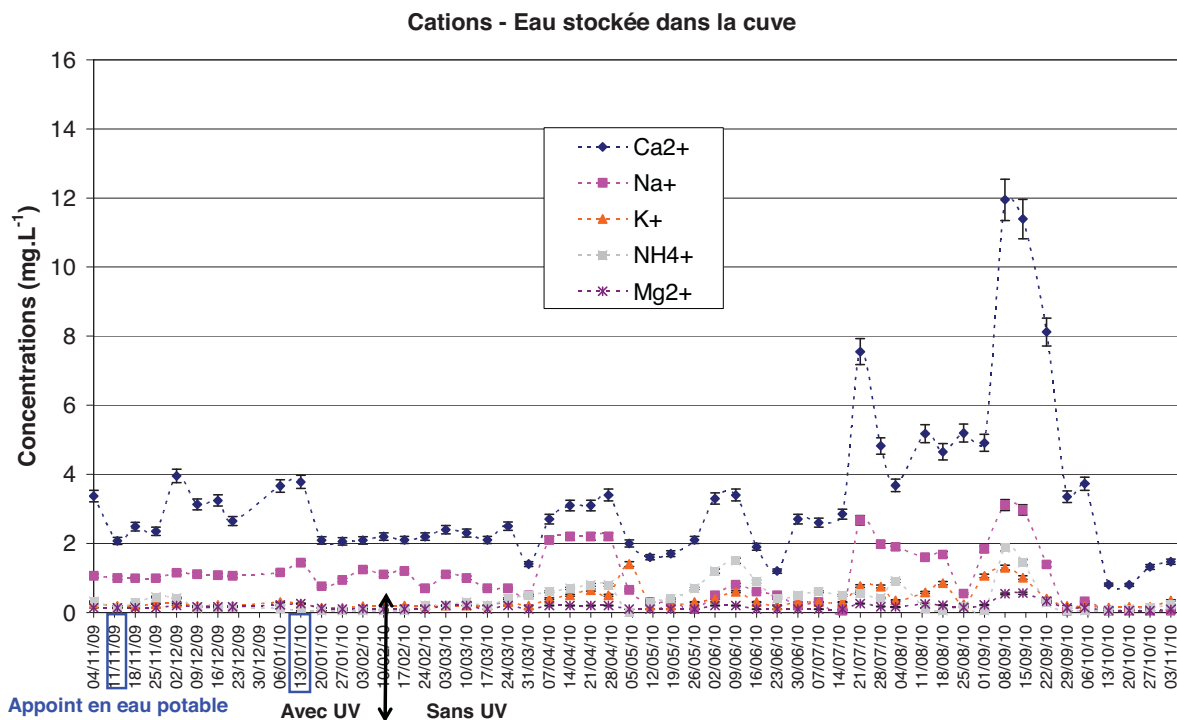


Figure VII-40. Evolution des concentrations en cations dans les eaux stockées en cuve sur le site 2

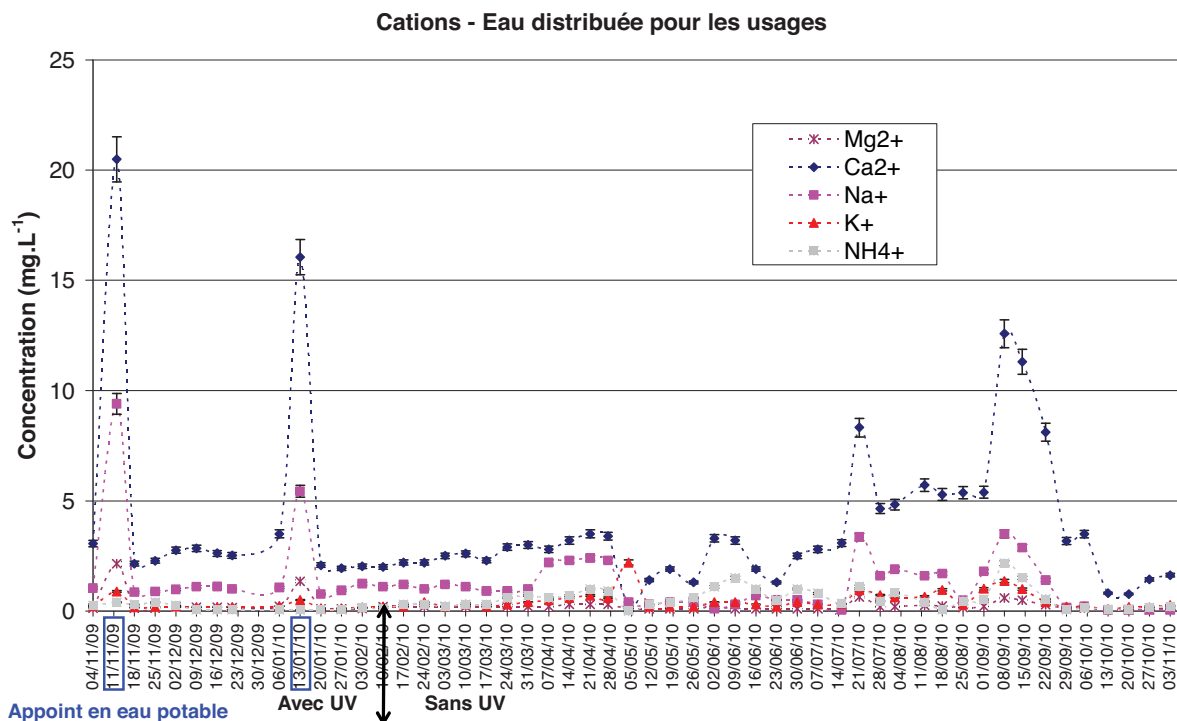


Figure VII-41. Evolution des concentrations en cations dans les eaux distribuées sur le site 2

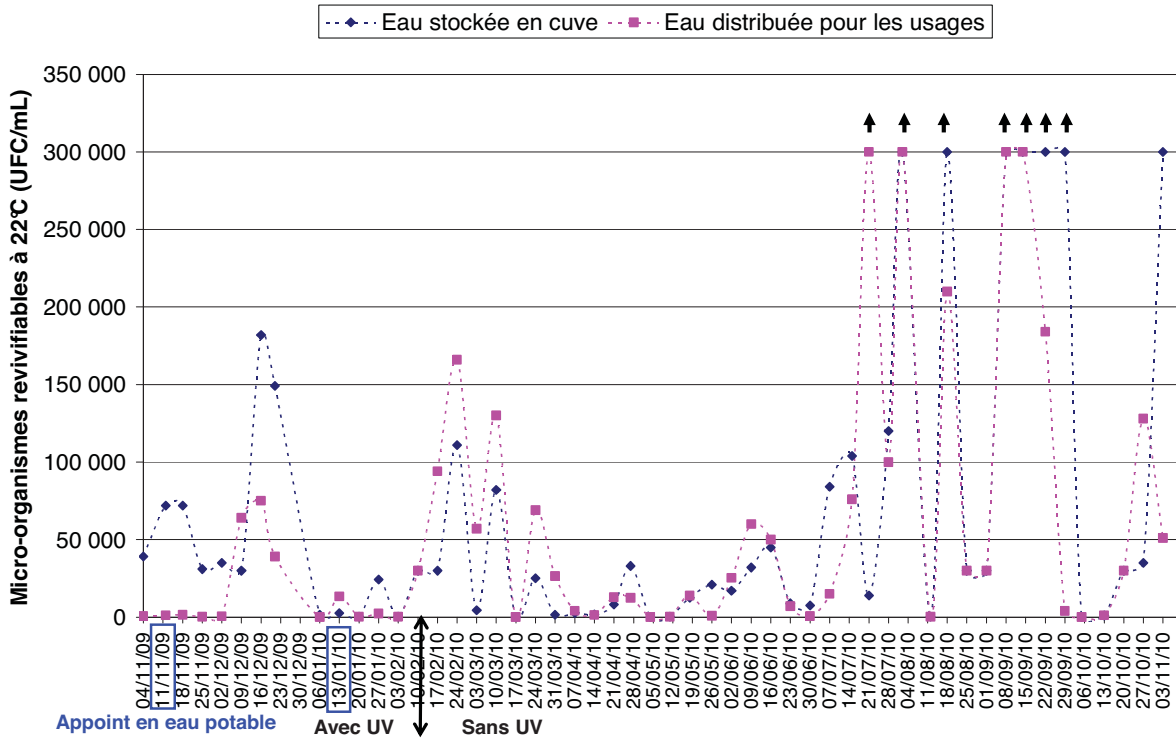


Figure VII-42. Evolution des concentrations en microorganismes revivifiables à 22°C sur le site 2

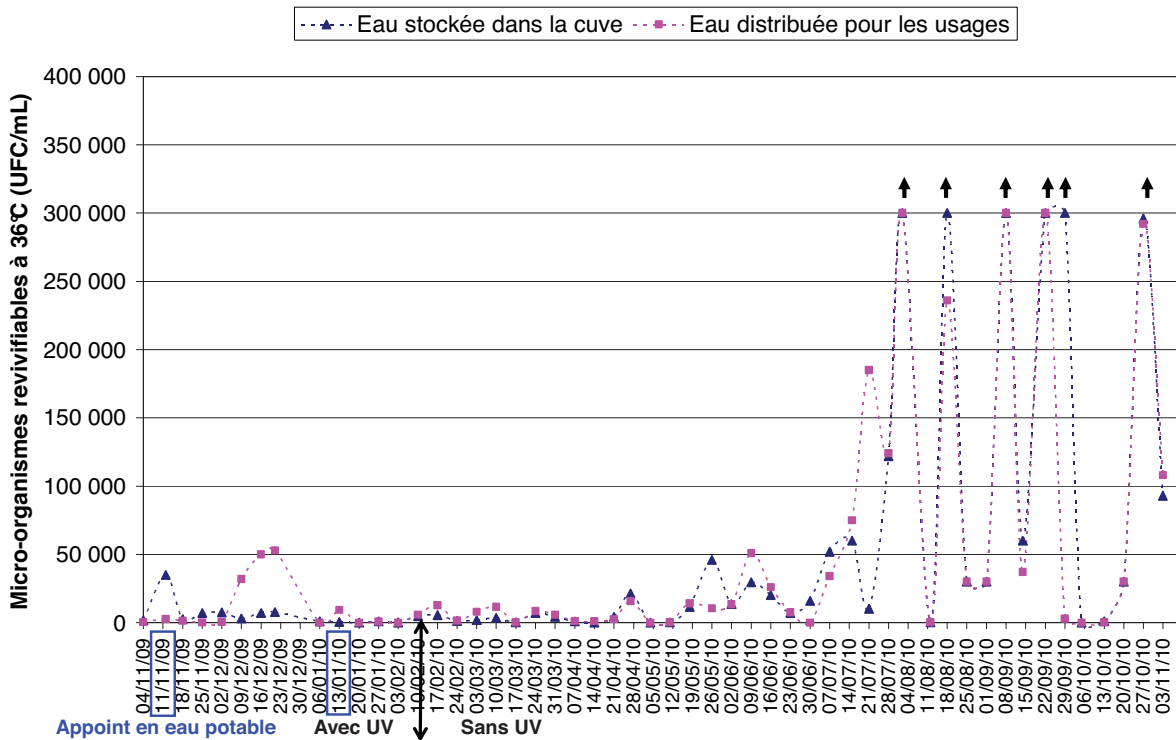


Figure VII-43. Evolution des concentrations en microorganismes revivifiables à 36°C sur le site 2

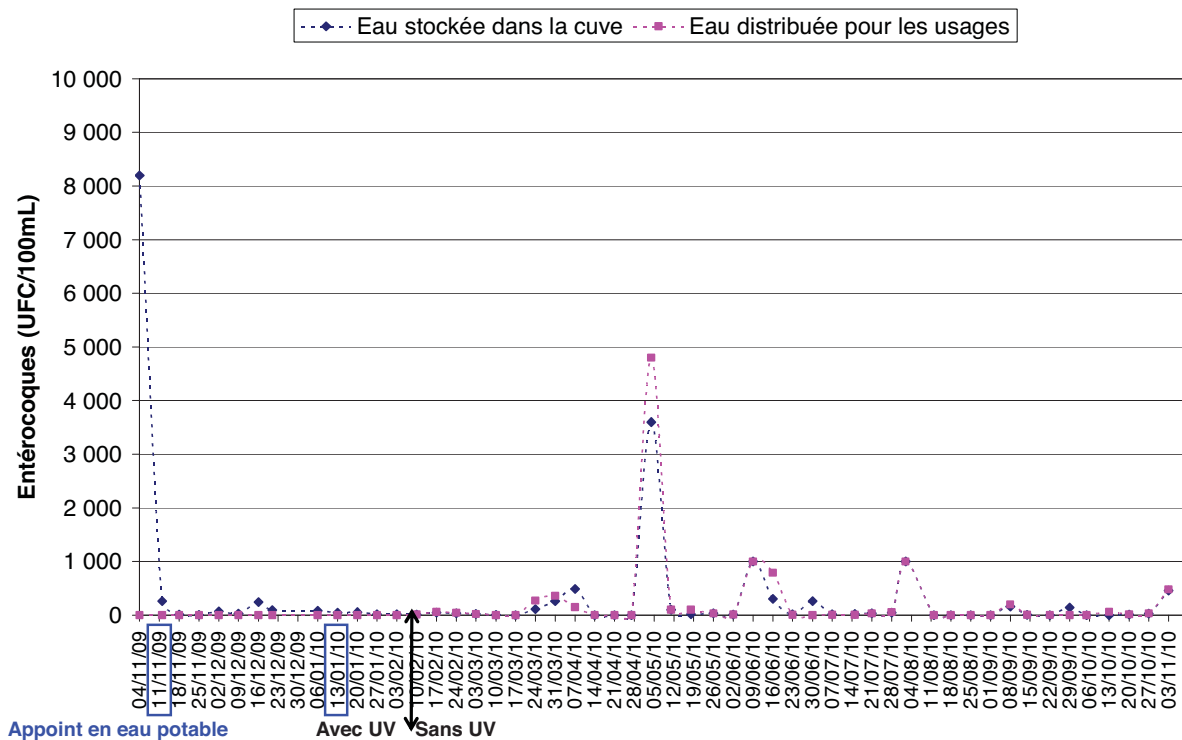


Figure VII-44. Evolution des concentrations en entérocoques sur le site 2

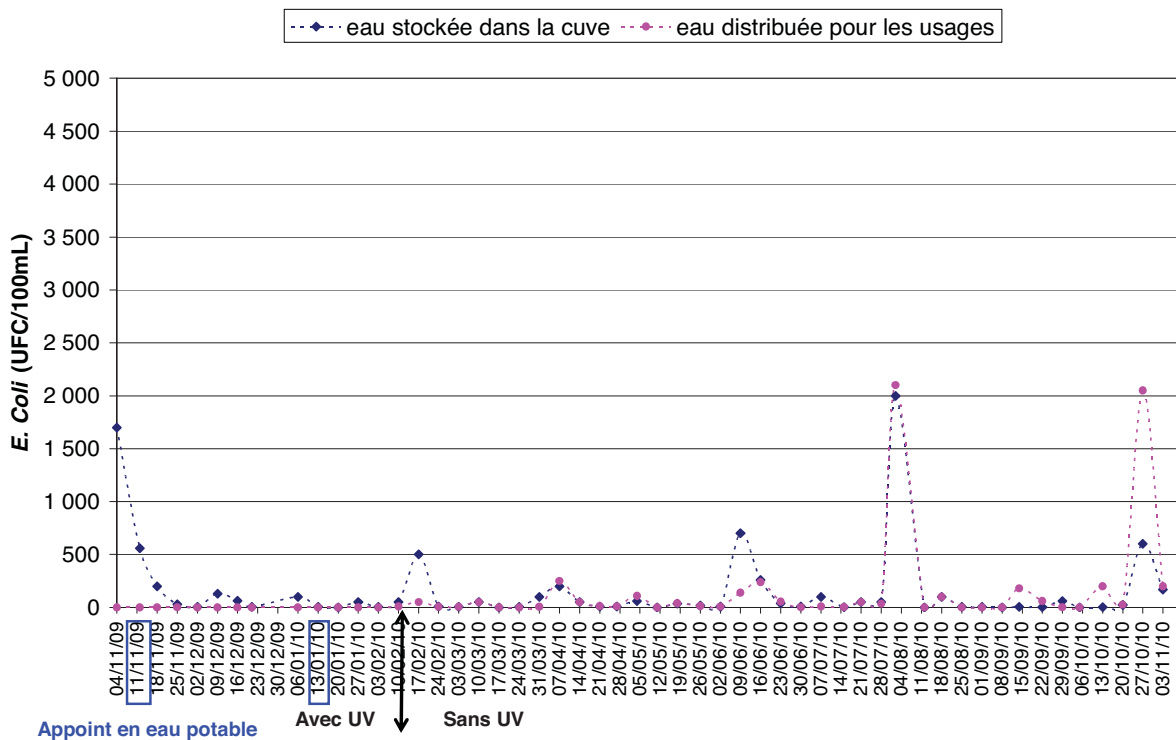


Figure VII-45. Evolution des concentrations en *Escherichia coli* sur le site 2

IV QUALITE DES EAUX METEORIQUES ET DE RUISSELLEMENT

Le Tableau VII-15 et Tableau VII-16 présentent les résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques réalisées sur les eaux météorites et de ruissellement respectivement prélevées sur la maison individuelle et le bâtiment collectif. Les concentrations en éléments traces métalliques sont également fournies.

Tableau VII-15. Qualité des eaux météorites (EM) et de ruissellement de toitures (ER) du site 1

		07/04/09	07/04/09	25/08/09	25/08/09	05/11/09	05/11/09
		EM	ER	EM	ER	EM	ER
pH	-	6,6	6,5	6,6	6,6	6,5	6,4
Conductivité	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	9,5	10,1	42,3	56,7	10,0	43,9
Couleur	mg Pt.L^{-1}	24	13	15	60	<5	6
Turbidité	NTU	3,9	1,7	12,4	16,8	2,7	3,5
DBO ₅	mg.L^{-1}	<3	5	-	8	4	4
DCO	mg.L^{-1}			<30	37	<30	<30
Nt	mg.L^{-1}			4,6	5,5	<1	<1
Pt	mg.L^{-1}			<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
COT	mg.L^{-1}	2,05	2,94	8,30	12,00	2,10	5,20
Dureté	°F	0,4	0,3	1,3	1,2	0,5	1,0
TA	°F	<1	<1	<1	<1	<1	<1
TAC	°F	<2	<2	1,3	<2	<2	<2
Bactéries coliformes	ufc/100mL	<100	<100	10	3 500	<100	ILLISIB
<i>Escherichia Coli</i>	ufc/100mL	<10	<10	10	700	<10	4 100
Entérocoques	ufc/100mL	0	3	<10	1 400	0	96 000
Micro-org. reviv. à 22°C	ufc/mL	490	1 200	25 800	>300 000	227	49 000
Micro-org. reviv. à 36°C	ufc/mL	117	191	71 000	116 000	182	41 000
<i>Aeromonas</i>	ufc/100mL	<10	10		160	3 275	INCOMPT
<i>Legionella sp</i> (culture)	ufc/L	<500	<25 000	<25 000	<25 000	<250	<500
<i>Legionella pneumo</i>	ufc/L	<500	<25 000	<25 000	<25 000	<250	<500
<i>Legionella spp</i> (PCR)	ug/L		49 000		49 000	<8 300	180 000
<i>Legionella pneumo</i>	ug/L		<1 700		<680	<1 700	<680
<i>Pseudomonas aerugi.</i>	n/100mL	0	0		0	0	0
Al	$\mu\text{g.L}^{-1}$	67,47	22,38	37,55	231,66	8,62	21,59
Cd	$\mu\text{g.L}^{-1}$	0,012	0,028	0,036	0,052	<0,001	0,042
Cr	$\mu\text{g.L}^{-1}$	0,19	0,12	0,3	0,54	0,038	0,1
Cu	$\mu\text{g.L}^{-1}$	0,79	1,09	3,39	8,92	1,63	2,28
Fe	$\mu\text{g.L}^{-1}$	49,55	20,67	58,63	171,13	11,87	21,75
Ni	$\mu\text{g.L}^{-1}$	0,21	0,08	1,03	0,58	<0,5	<0,5
Zn	$\mu\text{g.L}^{-1}$	12,7	395,17	16,15	1 472,97	<6	1 006,25
Pb	$\mu\text{g.L}^{-1}$	0,6	0,67	1,17	1,16	0,13	0,47
Hg	$\mu\text{g.L}^{-1}$	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Tableau VII-16. Qualité des eaux météorites (EM) et de ruissellement de toitures (ER) du site 2

		30/03/10	30/03/10	04/05/10	04/05/10	11/01/11	11/01/11	14/02/11	14/02/11	03/05/11	03/05/11
		EM	ER	EM	ER	EM	ER	EM	ER	EM	ER
pH	-	6,0	6,3	5,7	6,2	5,7	6,0	6,6	6,6	5,7	6,0
Conductivité	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	28,7	20,2	9,2	10,4	3,9	12,2	15,9	41,5	24,6	39,1
Couleur	mg Pt.L^{-1}	26	79	x	x	6,2	22	<5	120	8,5	150
Turbidité	NTU	1,7	2,0	1,9	2,8	1,6	1,6	1,8	2,7	3,8	3,6
DBO ₅	mg.L^{-1}	7	<3	5	<3	14	<3	<3	4	7	4
DCO	mg.L^{-1}	38,0	<30	<30	<30	35,0	<30	<30	59,0	<30	<30
Nt	mg.L^{-1}	1,3	0,02	1,6	0,01	<1	<1	1,5	2,44	2,4	4,34
Pt	mg.L^{-1}	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	<0,10	<0,10
COT	mg.L^{-1}	8,20	7,40	1,10	1,40	1,20	3,10	2,00	16,00	2,90	19,00
Dureté	°F	<0,1	0,8	<0,1	0,4	<1	<1	<1	1,7	<1	<1
TA	°F	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
TAC	°F	2,5	2,7	<2	<2	<2	<2	2	2,5	<2	<2
Bactéries coliformes	ufc/100mL	>10 000	<100	<100	50	0	ILLISIB	<100	<100	<10	0
<i>Escherichia Coli</i>	ufc/100mL	0	40	570	6	0	100	0	0	<10	200
Entérocoques	ufc/100mL	0	1 700	10 000	9	0	>1000	1	670	0	1 000
Micro-org. reviv. à 22°C	ufc/mL	>3 000	84 000			182	8 500	1 100	13 500	370	52 000
Micro-org. revivifiables à 36°C	ufc/mL	>3 000	27 000			40	1 760	1 000	2 010	180	27 000
<i>Aeromonas</i>	ufc/100mL	INCOMPT	INCOMPT	20	10	0	0	0	0	0	0
<i>Legionella sp</i> (culture)	ufc/L	<680	<500	<250	<250	<250	2 700	x	<500		<500
<i>Legionella pneumo</i>	ufc/L	<680	<500	<250	<250	<250	2 700	x	<500		<500
<i>Legionella spp</i> (PCR)	ug/L	x	170 000	28 000	3 000	50 000	1 300 000	34 000	34 000		65 000
<i>Legionella pneumo</i>	ug/L	x	<3 300	<8300	<170	<680	9 000	<680	4 800		<680
<i>Pseudomonas aerugi.</i>	n/100mL	INCOMPT	0	4	0	65	100	0	0	1 800	5 900
Al	$\mu\text{g.L}^{-1}$	14,30	39,57	15,47	67,06	18,77	10,08	24,87	56,24		
Cd	$\mu\text{g.L}^{-1}$	<0,1	<0,1	0,011	0,024	<0,02	<0,02	<0,02	0,053		
Cr	$\mu\text{g.L}^{-1}$	0,14	0,28	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	0,094	0,34		
Cu	$\mu\text{g.L}^{-1}$	1,35	5,31	0,657	1,70	0,55	1,66	0,87	9,01		
Fe	$\mu\text{g.L}^{-1}$	15,11	43,93	17,44	86,21	16,47	7,8	26,56	78,08		
Ni	$\mu\text{g.L}^{-1}$	0,29	0,85	0,46	0,32	0,15	0,25	0,17	1,4		
Zn	$\mu\text{g.L}^{-1}$	21,88	203,86	16,55	105,7	29,93	123,87	16,64	491,82		
Pb	$\mu\text{g.L}^{-1}$	0,75	13,49	0,55	3,92	0,42	4,95	0,48	23,04		
Hg	$\mu\text{g.L}^{-1}$	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05		

V QUALITE DES SEDIMENTS

Les résultats des analyses réalisées sur les sédiments sont présentés dans le Tableau IV-17, le Tableau VII-18, le Tableau VII-19 et le Tableau VII-20.

Tableau IV-17. Concentrations en métaux dans les sédiments de fond de cuve des deux sites

	Maison individuelle Cuve de 5 m ³	Bâtiment collectif Cuve de 30 m ³
	Concentrations (mg.kg ⁻¹ MS)	
Al	58 106,96 ± 3 560,60	34 980,45 ± 2 295,23
Cd	2,66 ± 0,23	0,88 ± 0,50
Cr	63,28 ± 5,67	68,48 ± 3,73
Cu	145,40 ± 23,84	94,84 ± 5,14
Fe	21 696,31 ± 3 451,07	21 888,13 ± 4 077,55
Ni	29,16 ± 2,65	39,00 ± 3,67
Zn	3 825,70 ± 340,37	3 044,12 ± 152,76
Pb	105,88 ± 8,91	308,02 ± 51,93
Hg	0,27 ± 0,08	0,65 ± 0,43

Tableau VII-18. Concentrations en hydrocarbures lourds et légers dans les sédiments des cuves des deux sites

	Maison individuelle	Bâtiment collectif
	Concentrations (mg.kg ⁻¹ MS)	
Equivalent huiles minérales	490	1 536
Equivalent hydrocarbures totaux	754	2 199
Indice hydrocarbure	753	2 194
Indice C5 à C11	1,397	4,983
Toluène	2,038	4,983

Tableau VII-19. Concentrations en hydrocarbures légers et BTEX dans les sédiments de fond de cuve des deux sites

	Maison individuelle Cuve de 5 m ³	Bâtiment collectif Cuve de 30 m ³
	Concentrations (µg.kg ⁻¹ MS)	
Benzène	43	48
Cyclohexane	22	16
Ethylbenzène	20	34
Ethyltoluènes	16	22
Isopropyltoluène (cumène)		10
Isopropyltoluène p (p cymène)	15	16
Naphtalène	40	
Styrène	40	117
Triméthylbenzène 1,2,3		14
Triméthylbenzène 1,2,4	20	36
Triméthylbenzène 1,3,5		5
Xylènes (ortho, méta, para)	64	125

Tableau VII-20. Concentrations en hydrocarbures polycycliques aromatiques dans les sédiments de fond de cuve des deux sites

	Maison individuelle Cuve de 5 m ³	Bâtiment collectif Cuve de 30 m ³
	Concentrations ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ MS)	
Acénaphène	<	35
Anthracène	852	<
Benzo(a)anthracène	240	142
Benzo(a)pyrène	306	167
Benzo(b)fluoranthène	410	209
Benzo(ghi)perylène	222	<
Benzo(k)fluoranthène	185	83
Chrysène	562	442
Dibenzo(a,h)anthracène	93	<
Fluoranthène	1 350	100
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	231	<
Méthyl 2 naphthalène	<	185
Phénanthrène	579	155
Pyrène	1 046	89

ANNEXE 3. BILAN ECONOMIQUE

Il convient de rappeler en préambule que les coûts présentés dans cette partie concernent des installations de récupération des eaux de pluie en aval des toitures destinées à des usages dans l'habitat. Ces installations ont été mise en place à posteriori sur des bâtiments déjà existants. Les dépenses liées à ces systèmes comprennent l'investissement de départ pour leur mise en place puis les coûts liés à leur fonctionnement et à leur entretien. Les deux sites étudiés permettent de réaliser un bilan financier à deux échelles différentes : celle de la maison individuelle et celle du bâtiment collectif.

I PRESENTATION DES RESULTATS

I.1 Maison individuelle

Les coûts d'investissement et de fonctionnement liés à l'installation de récupération des eaux de pluie sur la maison individuelle sont présentés dans le Tableau VII-21.

Tableau VII-21. Coûts liés à l'installation de récupération des eaux de pluie sur le site 1

	Prix (€TTC)	TOTAL
Matériel		
Cuve	1 794	4 964
Système de pompage	2 153	
Filtration secondaire	419	
Désinfection	598	
Main d'œuvre		
Terrassement	2 990	4 425
Plomberie - Electricité	1 435	
Maintenance		
Charbon actif	17	282
Tamis filtrant	5	
Désinfection UV	117	
Vidange	144	
Consommation électrique		
Pompe	3	41
Désinfection UV	38	

I.1.1 Coûts d'investissement

La première installation est un système de récupération des eaux de pluie avec réutilisation dans l'habitat à l'échelle d'une maison individuelle. La mise en place d'une désinfection n'est exigée par la réglementation qu'en cas d'usage des eaux de pluie pour l'alimentation des lave-linge (Arrêté du 21 août 2008). Néanmoins, sa mise en place permet de garantir une qualité d'eau distribuée (voir partie 3 de ce manuscrit). Les coûts d'investissement se répartissent en coûts de matériel et coûts de main-d'œuvre.

I.1.2 Coûts de fonctionnement

Les coûts de fonctionnement comprennent la consommation électrique et la maintenance de l'installation. Il est recommandé de changer le tamis filtrant et le charbon actif deux fois par an. L'efficacité de la lampe UV est garantie pour 8 000 h de fonctionnement. Il convient donc

de la remplacer tous les ans. La législation impose également une vidange et une désinfection annuelle de la cuve (Arrêté du 21 août 2008). Les dépenses présentées correspondent à la réalisation de la vidange par un organisme extérieur, telle que décrite dans la partie II de ce manuscrit.

Les éléments consommant de l'électricité sont le système de pompage et la désinfection UV. La pompe a une puissance de 800 W. La consommation journalière pour l'alimentation des chasses d'eau de 120 L correspond à environ 12 chasses d'eau. La durée moyenne de fonctionnement de la pompe est alors de 30 s, ce qui correspond à un fonctionnement annuel de 37 h. Le point de fonctionnement de la pompe pour chaque déclenchement est inconnu. Il est donc considéré pour les calculs que la pompe fonctionne à pleine puissance à chaque sollicitation. La puissance de la lampe UV est 40 W. Elle fonctionne 24h/24h, soit une durée de fonctionnement annuelle de 8 766 h. Le prix du KWh utilisé pour les calculs est de 0,1081 € TTC. Il correspond à l'option de base d'EDF pour un abonnement de 6 KWh pour un disjoncteur de 30 A.

I.1.3 Economies en eau potable

D'après l'étude des volumes consommés par l'installation, les volumes annuels d'eau potable du réseau public substitué par de l'eau de pluie sont connus. Seuls le prix de l'eau correspondant à la part eau potable a été considéré comme économisé. En effet, le premier site est équipé d'un assainissement non collectif.

Tableau VII-22. Economies d'eau potable réalisables pour le site 1

Economies	Volume d'eau potable substituée (m³)	Prix de l'eau potable (€/m³)	Economie réalisée (€TTC)
Maison individuelle	42	1,45	61,5

I.2 Bâtiment collectif

Les coûts d'investissement et de fonctionnement liés à l'installation de récupération des eaux de pluie sur le bâtiment collectif sont présentés dans le Tableau VII-23.

Tableau VII-23. Coûts liés à l'installation de récupération des eaux de pluie sur le site 2

	Prix (€TTC)	TOTAL
Matériel		
Cuve	17 691	38 081
Filtration primaire	9 994	
Système de pompage	6 040	
Filtration secondaire	2 684	
Désinfection	1 672	
Main d'œuvre		
Terrassement	33 471	42 460
Plomberie - Electricité	8 989	
Maintenance		
Charbon actif	67	2 229
Tamis filtrant	17	
Désinfection UV	145	
Vidange	2 000	
Consommation électrique		
Pompe	98	202
Désinfection UV	104	

I.2.1 Coûts d'investissement

La deuxième installation est un système de récupération des eaux de pluie avec réutilisation dans l'habitat à l'échelle d'un bâtiment collectif. La mise en place d'une désinfection n'est pas exigée par la réglementation dans le cas où les seuls usages sont l'alimentation des chasses d'eau (Arrêté du 21 août 2008). Néanmoins, cette désinfection permet de garantir une qualité d'eau distribuée. Les coûts d'investissement se répartissent en coûts de matériel et coûts de main-d'œuvre.

I.2.2 Coûts de fonctionnement

Les coûts de fonctionnement comprennent la consommation électrique et la maintenance de l'installation. Il est recommandé de changer le tamis filtrant et le charbon actif tous les trois mois. L'efficacité de la lampe UV est garantie pour 8 000 h de fonctionnement. Il convient donc de la remplacer tous les ans. La législation impose également une vidange et une désinfection annuelle de la cuve (Arrêté du 21 août 2008). Les dépenses présentées correspondent à la réalisation de la vidange et de la désinfection par un organisme extérieur, telle que décrite dans la partie 2 de ce manuscrit.

Les éléments consommant de l'électricité sont le système de pompage et la désinfection UV. Les pompes ont une puissance de 1 100 W. La consommation journalière pour l'alimentation des chasses d'eau de 846 L correspond à environ 71 chasses d'eau. La durée moyenne de fonctionnement de la pompe est alors de 1 min 55 s ce qui correspond à un fonctionnement

annuel de 823 h. Le point de fonctionnement de la pompe pour chaque déclenchement est inconnu. Il est donc considéré pour les calculs que les deux pompes fonctionnent à pleine puissance à chaque sollicitation et que le fonctionnement simultané des deux pompes est équivalent à deux déclenchements successifs d'une seule pompe.

L'installation étant équipée d'un compteur électrique, cette hypothèse a été vérifiée. Les calculs réalisés selon les hypothèses énoncées ci-dessus ont donc été comparés aux consommations électriques réelles relevées pour la période du 10/02/10 au 08/09/10. Les résultats sont présentés dans le Tableau VII-24. Un écart de l'ordre de 13 % a été constaté pour cette période de 7 mois.

Tableau VII-24. Comparaison des consommations électriques réelles et estimées pour le site 2

Consommation électrique réelle (KWh)	Volume consommée pour l'alimentation des chasses d'eau (L)	Nombre de chasses d'eau	Consommation électrique calculée (KWh)
394	152 301	12 692	446

La puissance de la lampe UV est 110 W. Elle fonctionne 24h/24h soit une durée de fonctionnement annuelle de 8 766 h. Le prix du KWh utilisé pour les calculs est de 0,1081 € TTC. Il correspond à l'option de base d'EDF pour un abonnement de 6 KWh pour un disjoncteur de 30 A.

I.2.3 Economies en eau potable

D'après l'étude des volumes consommés par l'installation, les volumes annuels d'eau potable du réseau public substitué par de l'eau de pluie sont connus. Seuls le prix de l'eau correspondant à la part eau potable a été considéré comme économisé. En effet, le deuxième site est situé en zone desservie par un assainissement collectif. Le prix de l'eau comprend donc également une part correspondante au financement de l'assainissement. Seulement seule la part eau potable est réellement économisée, car les volumes utilisés pour l'alimentation des chasses d'eau sont rejetés au réseau d'eaux usées et donc soumis à facturation.

Tableau VII-25. Economies d'eau potable réalisables pour les deux sites

Economies	Volume d'eau potable substituée (m³)	Prix de l'eau potable (€/m³)	Economie réalisée (€TTC)
Bâtiment collectif	296	1,37	404,8

II DISCUSSION SUR L'EFFET D'ECHELLE

II.1 Comparaison des investissements

L'investissement total nécessaire à la mise en place des systèmes de récupération-réutilisation des eaux de pluie a été rapporté au volume de la cuve installée. Les résultats sont présentés dans le Tableau VII-26. Le coût d'investissement rapporté au m³ est 1,5 fois plus élevé pour le bâtiment collectif que pour la maison individuelle. Seulement, il convient de distinguer le volume commercial de la cuve et celui réellement disponible pour le stockage des eaux usées. Du fait de la présence d'un volume mort non négligeable, le volume de stockage sur le premier site n'est en fait que de 3,8 m³. Les coûts d'investissement sont alors comparables pour les deux échelles étudiées.

Tableau VII-26. Comparaison de l'investissement pour les deux sites

	Investissement (€TTC)	Volume de la cuve (m³)	Investissement ramené à la taille de stockage (€TTC /m³)
Maison individuelle	9 389	5 (3,8)	1 878 (2 471)
Bâtiment collectif	80 541	30	2 685

→ Les valeurs entre parenthèses correspondent au volume de stockage réellement disponible dans la cuve, lequel est différent du volume commercial du fait de la présence d'un volume mort.

II.2 Comparaison du prix de revient de la désinfection

La mise en place d'une désinfection UV est coûteuse car consommatrice d'électricité. De plus, la lampe doit être remplacée tous les ans. Or elle n'est pas exigée par la réglementation dans le cas d'un usage des eaux de pluie pour l'alimentation des chasses d'eau. Néanmoins, l'étude de la qualité de l'eau dans le système de récupération, qui a fait l'objet de la partie 3 de ce manuscrit, a mis en évidence la présence ponctuelle de pathogènes dans les eaux stockées dans la cuve et dans les eaux distribuées. Une désinfection UV est donc préconisée pour s'assurer de l'absence de risques sanitaires. La désinfection UV fonctionne en continu quel que soit la taille du site. La lampe UV sur le bâtiment collectif est plus puissante que celle installée sur la maison individuelle, mais la consommation journalière étant très différente pour les deux échelles étudiées (Tableau VII-27), le prix de revient de la désinfection UV ramené à la consommation d'eau est moins élevé sur le bâtiment collectif que sur la maison individuelle (Tableau VII-28).

Tableau VII-27. Caractéristiques de la désinfection sur les deux sites

	Puissance lampe UV (W)	Temps de fonctionnement (h)	Consommation moyenne journalière pour l'alimentation des chasses d'eau (L)
Maison individuelle	45	8 766	120
Bâtiment collectif	110		846

Tableau VII-28. Comparaison du prix de revient de la désinfection sur les deux sites

	Prix pour le remplacement (€TTC/an)	Consommation électrique (€TTC/an)	Prix de revient (€TTC/L)
Maison individuelle	117	38	1,3
Bâtiment collectif	145	104	0,3

II.3 Comparaison de la rentabilité

Pour les deux installations de récupération-réutilisation des eaux de pluie étudiées, le Tableau VII-29 récapitule les coûts de fonctionnement avec ou sans désinfection et les économies réalisables.

Pour les deux systèmes de récupération des eaux de pluie étudiés, les usages sont limités à l'alimentation des chasses d'eau. Lorsqu'une désinfection UV est mise en place, les coûts de fonctionnement sont plus élevés que les économies d'eau réalisables pour la maison individuelle. Dans le cas du bâtiment collectif, les économies réalisables couvrent les coûts de fonctionnement. Dans les deux cas, il n'y a pas d'amortissement de l'investissement de départ. La désinfection UV n'étant pas exigée par la réglementation, le calcul des coûts de fonctionnement en son absence a également été effectué. Les économies réalisables par substitution de l'eau potable par de l'eau de pluie sont alors supérieures aux coûts de fonctionnement des installations pour les deux échelles considérées. Néanmoins, l'amortissement de l'investissement est très faible si bien qu'il nécessite plus de 200 ans.

Tableau VII-29. Comparaison des coûts de fonctionnement et des économies réalisées pour les deux sites

	Coûts de fonctionnement avec désinfection (€TTC)	Coûts de fonctionnement sans désinfection (€TTC)	Economies en eau potable (€TTC)
Maison individuelle	180	24	62
Bâtiment collectif	431	182	405

→ *Le prix de la vidange n'a pas été comptabilisé car celle-ci peut être effectuée à moindre coût par le propriétaire de l'installation.*

III CONCLUSIONS

Les principaux résultats de l'évaluation économique des deux systèmes de récupération d'eaux de toiture et réutilisation pour l'alimentation des chasses d'eau et du bilan économique sont résumés dans le tableau ci-dessous.

Tableau VII-30. Principaux résultats de l'évaluation économique des deux systèmes de récupération et réutilisation des eaux de pluie pour l'alimentation des chasses d'eau

	Maison individuelle	Bâtiment collectif
Besoins en eau	48 m ³ /an	311 m ³ /an
Volume d'eau potable substitué par de l'eau de pluie	43 m ³ /an	296 m ³ /an
Taux de couverture des besoins en eau	87 %	95 %
Economie brute en eau potable	62 €/an	405 €/an
AVEC désinfection		
Investissement	~ 9 400 €	~ 80 500 €
Fonctionnement	180 €/an	431 €/an
Economie réalisable sans désinfection	Pas d'économie	
Amortissement	Pas d'amortissement	
SANS désinfection		
Investissement	~ 8 800 €	~ 79 000 €
Fonctionnement	24 €/an	182 €/an
Economie réalisable sans désinfection	38 €/an	223 €/an
Amortissement	Amortissement > durée de vie de l'installation	

Les coûts d'investissement sont proportionnels au volume de stockage utilisé. Lors de l'inventaire des coûts, la maintenance ne doit pas être négligée car elle est le garant de la qualité de l'eau. Pour s'affranchir de tous risques sanitaires lors de la réutilisation des eaux de pluie dans l'habitat, la mise en place d'une désinfection est préconisée. Or en présence d'une désinfection UV, les installations ne sont économiquement pas rentables. En l'absence de désinfection UV, le bilan économique est positif mais ne permet pas un amortissement de l'investissement de départ. La démarche associée à la récupération des eaux de pluie ne doit donc pas être entamée seulement en vue d'une rentabilité économique du système.

ANNEXE 4. ETUDE D'IMPACT

I PRESENTATION DU FICHIER EXCEL POUR LA COLLECTE DES DONNES D'INTRANTS ET SORTANTS

Les analyses de cycle de vie réalisées ont nécessité la réalisation d'un fichier excel pour la collecte des données d'intrants et des déchets. Ce fichier contient sept feuilles :

- **Feuille « UF_&Paramètres »** : Cette feuille fournit une description du système étudié ainsi que les principaux paramètres. Elle rappelle l'unité fonctionnelle et la durée de fonctionnement considérée. La Figure VII-46 présente une copie d'écran de cette feuille.

Système étudié	Unité Fonctionnelle	Quantité de l'UF	Durée de fonctionnement du système (en années)	Nombre d'unités fonctionnelles produites par le système pendant sa durée de fonctionnement	Hypothèses
Système de récupération des eaux de pluie te réutilisation - Maison individuelle	Fournir l'eau pour l'alimentation des chasses d'eau pour une personne par jour	30	50	80398	La consommation annuelle d'eau pour l'alimentation des chasses d'eau est de 48 239 L

Paramètres	Valeur	Unité	Remarques
Surface toiture	204	m ²	
Occupation	4	personnes	
Volume cuve	5	m ³	
Nombre WC	2		

Figure VII-46. Feuille « UF_&Paramètres » du fichier excel (copie d'écran)

- **Feuille « Arbre_des_processus »** : Cette feuille présente l'arbre des processus qui a servi de support à la collecte des données. La Figure VII-47 présente une copie d'écran de cette feuille.

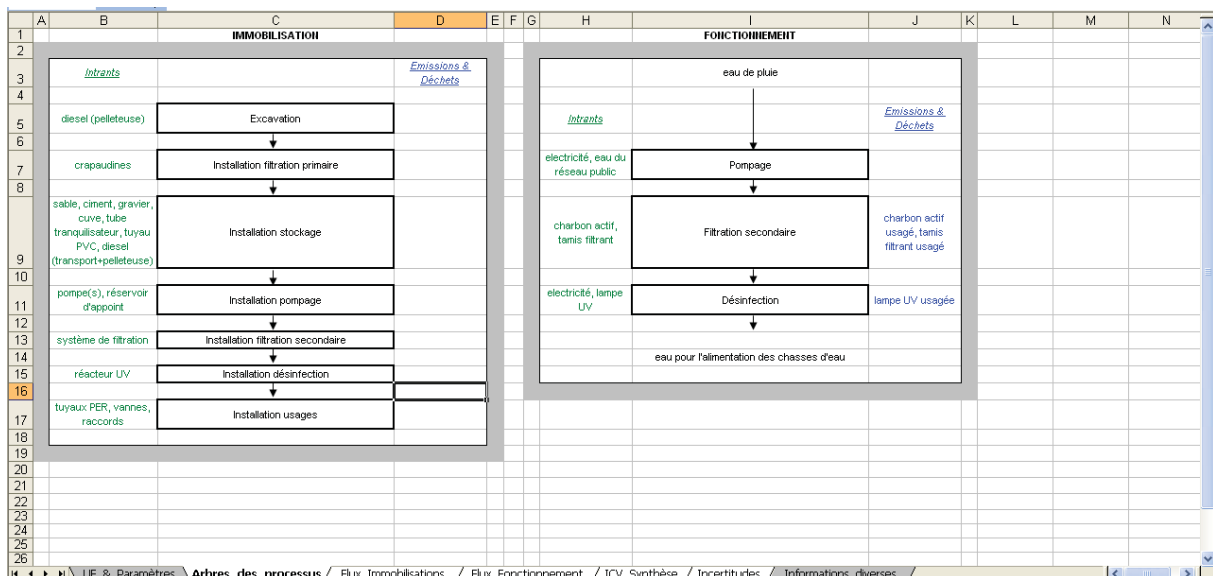


Figure VII-47. Feuille « Arbre_des_processus » du fichier excel (copie d'écran)

- **Feuille « Flux_Immobilisations » et « Flux_Fonctionnement »** : Ces feuilles sont construites de la même façon. Elles regroupent respectivement les résultats de l'inventaire du cycle de vie pour les processus n'intervenant que ponctuellement (immobilisations) et les processus qui interviennent régulièrement (fonctionnement) lors de la durée de vie du système. Pour chaque processus, l'ensemble des flux est listé (intrants, émissions ou déchets). Pour chaque flux, les principales hypothèses sont décrites, les quantités sont fournies puis exprimées par unité fonctionnelle. La Figure VII-48 présente une copie d'écran de l'une de ces feuilles.

Processus	Durée de vie de l'immobilisation (en années)	Flux	Composition du flux	Origine/Description du flux	Hypothèses	Unité	Quantité par unité fonctionnelle	Min par Unité Fonctionnelle	Max par Unité Fonctionnelle	Exemple 1 par Unité Fonctionnelle	Exemple 2 par Unité Fonctionnelle	Unité	Quantité	Min	Max	Ecart type 1	Ecart type 2
Excavation	50	Intrants	Composition de l'intrant	Origine	Diesel utilisé par la pelleuse qui creuse les tranchées pour passer les tuyaux - durée d'utilisation de la pelleuse estimée à environ 1,5 jour Consommation de 30 L/jr (Valgo) Densité du diesel : 0,84 Pouvoir calorifique diesel 42 MJ/kg	MJ/UF	1,97E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	MJ	1587,6			0	0
		Emissions	Composition de l'émission	Compartment		MJ/UF	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					0	0
		Déchets	Composition du déchet	Destination		MJ/UF	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					0	0
Filtration primaire	50	Intrants	Composition de l'intrant	Origine	5 éléments	kg/UF	1,24E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	kg	0,1			0	0
		Emissions	Composition de l'émission	Compartment		MJ/UF	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					0	0
		Déchets	Composition du déchet	Destination		MJ/UF	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					0	0
Stockage	50	Intrants	Composition de l'intrant	Origine	Transport tube PVC par camion benne 10 T Distance Lieu d'achat Abbi - Ribastens = 30 km	tkm/UF	1,91E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	tkm	0,32193			0	0

Figure VII-48. Feuille « Flux_Immobilisations » du fichier excel (copie d'écran)

Feuille « ICV_Synthèse » : Cette feuille récapitule les flux par unité fonctionnelle sur l'ensemble du cycle de vie pour tous les intrants, émissions et déchets précédemment calculés. Les valeurs sont également disponibles par processus, les flux d'immobilisation ou de fonctionnement étant distingués. La Figure VII-49 présente une copie d'écran de l'une de ces feuilles.

Processus unitaire	Unité	Total	Travaux		Filtration primaire		Stockage		Pompage		Filtration secondaire		Désinfection		Usages	
			Immo	Fonct'nt	Immo	Fonct'nt	Immo	Fonct'nt	Immo	Fonct'nt	Immo	Fonct'nt	Immo	Fonct'nt	Immo	Fonct'nt
Intrants																
Diesel	MJ/UF	1,97E-02		1,97E-02												
Electricité	kWh/UF	2,63E-01								4,54E-02				2,18E-01		
Quartz	kg/UF	1,55E-04												1,55E-04		
PEHD	kg/UF	2,56E-03					2,56E-03									
PVC	kg/UF	4,16E-04					3,82E-04								3,37E-05	
PP	kg/UF	1,74E-05			1,24E-06						1,62E-05				3,37E-05	
PER	kg/UF	3,37E-05														
ABS	kg/UF	1,74E-05											1,74E-05			
Acier inox	kg/UF	3,82E-04					3,73E-06		3,23E-04				3,48E-05			
PE	kg/UF	6,22E-05					3,73E-05		2,49E-05							
Acier chromé	kg/UF	4,13E-06													4,13E-06	
SAN	kg/UF	1,82E-05									1,62E-05					
Laiton chromé	kg/UF	1,90E-05													1,90E-05	
Charbon actif	kg/UF	3,89E-04										3,89E-04				
Polyester	kg/UF	8,71E-06										8,71E-06				
Sable	kg/UF	3,71E-02					3,71E-02									
Ciment	kg/UF	5,85E-03					5,85E-03									
Eau	kg/UF	3,82E+00							3,82E+00							
Gravier	kg/UF	2,49E-03					2,49E-03									
Quartz	kg/UF	2,49E-06											2,49E-06			
Transports camion 25 t	tkm/UF	1,91E-03					1,91E-03									
Emissions																
Déchets																
Verre	kg/UF	1,55E-04											1,55E-04			
Charbon actif	kg/UF	3,89E-04										3,89E-04				
Polyester	kg/UF	8,71E-06										8,71E-06				

Figure VII-49. Feuille « ICV_Synthèse » du fichier excel (copie d'écran)

- **Feuille « Incertitudes »** : Cette feuille est destinée à l'évaluation de la qualité des données. Elle liste la fiche de la base de données Ecoinvent qui a été associée à chaque intrant, émission ou déchet figurant dans l'analyse d'inventaire. Ensuite, elle fournit les valeurs des indicateurs de qualité de données (fiabilité, exhaustivité, corrélation temporelle, corrélation géographique, corrélation technologique, taille de l'échantillon), les facteurs d'incertitudes correspondants et permet ainsi le calcul de la variance (intervalle de confiance 95%). La Figure VII-50 présente une copie d'écran de l'une de ces feuilles.

ICV	ECOINVENT	Fiabilité	Exhaustivité	Corrélation temporelle	Corrélation géographique	Corrélation technologique	Taille de l'échantillon	Score de qualité	Fiabilité	Exhaustivité	Corrélation temporelle	Corrélation géographique	Corrélation technologique	Taille de l'échantillon	Incertitude de base (intervalle de confiance de 95%)
Diesel	Diesel, burned in building machine/GLO U	3	1	3	2	1	1	11	1,10	1,00	1,10	1,01	1,00	1,00	1,05
Electricité	Electricity, low voltage, production FR, at grid/FR U	3	1	2	1	1	1	9	1,10	1,00	1,03	1,00	1,00	1,00	1,05
Quartz	Glass tube, borosilicate, at plant/DE U	4	1	3	3	5	1	17	1,20	1,00	1,10	1,02	2,00	1,05	2,06
PEHD	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER U	1	1	1	2	1	1	7	1,00	1,00	1,00	1,01	1,00	1,05	1,05
PVC	Polyvinylchloride, suspension polymerised, at plant/RER U	2	1	1	2	1	1	8	1,05	1,00	1,00	1,01	1,00	1,05	1,07
PP	Polypropylene, granulate, at plant/RER U	3	1	1	2	1	1	9	1,10	1,00	1,00	1,01	1,00	1,05	1,11
PER	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER U	2	1	1	2	3	1	10	1,05	1,00	1,00	1,01	1,20	1,05	1,22
ABS	Acrylonitrile-butadiene-styrene copolymer, ABS, at plant/RER U	4	1	1	2	1	1	10	1,20	1,00	1,00	1,01	1,00	1,05	1,21
Acier inox	Iron-nickel-chromium alloy, at plant/RER U	3	1	2	2	1	1	10	1,10	1,00	1,03	1,01	1,00	1,05	1,12
PE	Polyethylene, LDPE, granulate, at plant/RER U	3	1	1	2	1	1	9	1,10	1,00	1,00	1,01	1,00	1,05	1,11
Acier chromé	Chromium steel 18/8, at plant/RER U	3	1	2	2	1	1	10	1,10	1,00	1,03	1,01	1,00	1,05	1,12
SAN	Styrene-acrylonitrile copolymer, SAN, at plant/RER U	3	1	1	2	1	1	9	1,10	1,00	1,00	1,01	1,00	1,05	1,11
Laiton chromé	Brass, at plant/CH U	3	1	3	3	3	1	14	1,10	1,00	1,10	1,02	1,20	1,05	1,26
Charbon actif	Charcoal, at plant/GLO U	2	1	2	2	3	1	11	1,05	1,00	1,03	1,01	1,20	1,05	1,22
Polyester	Polyester resin, unsaturated, at plant/RER U	2	1	3	2	3	1	12	1,05	1,00	1,10	1,01	1,20	1,05	1,24
Sable	Sand, at mine/CH U	3	1	1	3	1	1	10	1,10	1,00	1,00	1,02	1,00	1,05	1,12
Ciment	Cement mortar, at plant/CH U	3	1	3	3	1	1	12	1,10	1,00	1,10	1,02	1,00	1,05	1,16
Eau	Tap water, at user/RER U	1	1	3	2	1	1	9	1,00	1,00	1,10	1,01	1,00	1,05	1,11
Gravier	Gravel, unspecified, at mine/CH U	3	1	3	3	1	1	12	1,10	1,00	1,10	1,02	1,00	1,05	1,16
Quartz	Glass tube, borosilicate, at plant/DE U	4	1	3	3	5	1	17	1,20	1,00	1,10	1,02	2,00	1,05	2,06
Transports camion 25 t	Transport, lorry 16-32t, EURO5/RER U	3	1	2	2	1	1	10	1,10	1,00	1,03	1,01	1,00	1,00	2,00
Verre	Recycling glass/RER U	3	1	2	2	5	1	14	1,10	1,00	1,03	1,01	2,00	1,05	2,02
Charbon actif	Disposal, hard coal ash from stove, 0% water, to sanitary landfill/CH U	3	1	3	3	3	1	14	1,10	1,00	1,10	1,02	1,20	1,05	1,26
Polyester	Sensal_municipal.solid.waste_22.9%_water_to_municipal.incineration/CH U	3	1	3	3	3	1	14	1,10	1,00	1,10	1,02	1,20	1,05	1,26

Figure VII-50. Feuille « Incertitudes » du fichier excel (copie d'écran)

- **Feuille « Informations diverse »** : Cette feuille comprend un glossaire, les listes d'unités ainsi que la présentation des indicateurs utilisés pour évaluer la qualité des données et de la matrice des facteurs d'incertitudes correspondants. La Figure VII-51 présente une copie d'écran de l'une de ces feuilles.

Unités	Indicateurs de qualité	Indicateurs de qualité corrélation géo	Indicateurs de qualité corrélation techno
l	lUF	1	1
kg	kgUF	2	2
MJ	MJUF	3	3
Wh	WhUF	4	5
m3	m3UF	5	
tkm	tkmUF		
perskm	perskmUF		

Facteurs d'incertitude correspondant au score de qualité (Joliet et al. 2010)						
Score de qualité	Fiabilité	Exhaustivité	Corrélation temporelle	Corrélation géographique	Corrélation technologique	Taille de l'échantillon
1	1	1	1	1	1	1
2	1,05	1,02	1,03	1,01		1,02
3	1,1	1,05	1,1	1,02		1,05
4	1,2	1,1	1,2		1,5	1,1
5	1,5	1,2	1,5	1,1		1,2

Matrice avec 6 indicateurs de qualité des données récoltés (Joliet et al., 2010)					
Score de qualité	1	2	3	4	5
1	1				
2		1			
3			1		
4				1	
5					1

Figure VII-51. Feuille « Informations diverses » du fichier excel (copie d'écran)

II DONNEES D'INTRANTS ET SORTANTS

II.1 Systemes de récupération des eaux de pluie

Les caractéristiques des différents éléments des deux systèmes de récupération des eaux de pluie ont été fournies par Sotralentz Habitat via de la documentation technique. Les flux de référence pour le calcul d'inventaire sont présentés dans le Tableau VII-31 pour la maison individuelle et dans le Tableau VII-32 pour le bâtiment collectif. L'évaluation de la qualité des données est dans le Tableau VII-33 et le Tableau VII-34.

Tableau VII-31. Flux de référence pour le système de récupération des eaux de pluie sur la maison individuelle

	Unité	Total	Processus unitaire													
			Travaux		Filtration primaire		Stockage		Pompage		Filtration secondaire		Désinfection		Usages	
			I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F
Intrants																
Eau de pluie	kg/UF	26,18														
Diesel	MJ/UF	$1,97.10^{-2}$	$1,97.10^{-2}$													
Electricité	kWh/UF	$2,63.10^{-1}$							$4,54.10^{-2}$					$2,18.10^{-1}$		
Quartz	kg/UF	$1,55.10^{-4}$												$1,55.10^{-4}$		
PEHD	kg/UF	$2,56.10^{-3}$				$2,56.10^{-3}$										
PVC	kg/UF	$4,16.10^{-4}$				$3,82.10^{-4}$									$3,37.10^{-5}$	
PP	kg/UF	$1,74.10^{-5}$			$1,24.10^{-6}$						$1,62.10^{-5}$					
PER	kg/UF	$3,37.10^{-5}$													$3,37.10^{-5}$	
ABS	kg/UF	$1,74.10^{-5}$											$1,74.10^{-5}$			
Acier inox	kg/UF	$3,62.10^{-4}$				$3,73.10^{-6}$		$3,23.10^{-4}$					$3,48.10^{-5}$			
PE	kg/UF	$6,22.10^{-5}$				$3,73.10^{-5}$		$2,49.10^{-5}$								
Acier chromé	kg/UF	$4,13.10^{-6}$													$4,13.10^{-6}$	
SAN	kg/UF	$1,62.10^{-5}$									$1,62.10^{-5}$					
Laiton chromé	kg/UF	$1,90.10^{-5}$													$1,90.10^{-5}$	
Charbon actif	kg/UF	$3,89.10^{-4}$										$3,89.10^{-4}$				
Polyester	kg/UF	$8,71.10^{-6}$										$8,71.10^{-6}$				
Sable	kg/UF	$3,71.10^{-2}$				$3,71.10^{-2}$										
Ciment	kg/UF	$5,85.10^{-3}$				$5,85.10^{-3}$										
Eau potable	kg/UF	3,82							3,82							
Gravier	kg/UF	$2,49.10^{-3}$				$2,49.10^{-3}$										
Quartz	kg/UF	$2,49.10^{-6}$											$2,49.10^{-6}$			
Transport camion 25 t	tkm/UF	$1,91.10^{-3}$				$1,91.10^{-3}$										
Sortants																
Quartz	kg/UF	$1,55.10^{-4}$												$1,55.10^{-4}$		
Charbon actif	kg/UF	$3,89.10^{-4}$									$3,89.10^{-4}$					
Polyester	kg/UF	$8,71.10^{-6}$									$8,71.10^{-6}$					

→ I désigne les flux d'immobilisation et F les flux de fonctionnement.

Tableau VII-32. Flux de référence pour le système de récupération des eaux de pluie sur le bâtiment collectif

			Processus unitaire													
Unité	Total	Travaux		Filtration primaire		Stockage		Pompage		Filtration secondaire		Désinfection		Usages		
		I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	
Intrants																
Eau de pluie	kg/UF	28,59														
Diesel	MJ/UF	$1,09.10^{-2}$	$1,09.10^{-2}$													
Electricité	kWh/UF	$1,85.10^{-1}$							$8,78.10^{-2}$					$9,71.10^{-2}$		
Quartz	kg/UF	$2,90.10^{-5}$												$2,90.10^{-5}$		
PEHD	kg/UF	$3,24.10^{-3}$				$3,24.10^{-3}$										
PVC	kg/UF	$5,94.10^{-4}$				$5,83.10^{-4}$									$1,16.10^{-5}$	
Polyester	kg/UF	$5,79.10^{-6}$									$5,79.10^{-6}$					
PER	kg/UF	$1,16.10^{-5}$													$1,16.10^{-5}$	
ABS	kg/UF	$3,24.10^{-6}$											$3,24.10^{-6}$			
Acier inox	kg/UF	$2,68.10^{-4}$				$1,26.10^{-4}$		$1,35.10^{-4}$			$7,73.10^{-7}$		$6,49.10^{-6}$			
Acier galvanisé	kg/UF	$1,27.10^{-4}$			$1,08.10^{-6}$	$1,26.10^{-4}$										
Acier cage	kg/UF	$1,34.10^{-3}$				$1,34.10^{-3}$										
Acier	kg/UF	$4,44.10^{-5}$						$4,44.10^{-5}$								
Acier chromé	kg/UF	$4,69.10^{-7}$													$4,69.10^{-7}$	
PP	kg/UF	$7,73.10^{-6}$									$7,73.10^{-6}$					
PE	kg/UF	$1,39.10^{-4}$				$1,37.10^{-4}$									$1,62.10^{-6}$	
SAN	kg/UF	$3,86.10^{-6}$									$3,86.10^{-6}$					
Quartz	kg/UF	$4,64.10^{-7}$											$4,64.10^{-7}$			
Laiton chromé	kg/UF	$8,15.10^{-6}$						$1,16.10^{-6}$							$7,00.10^{-6}$	
Charbon actif	kg/UF	$6,04.10^{-4}$									$6,04.10^{-4}$					
Noryl	kg/UF	$1,16.10^{-5}$						$1,16.10^{-5}$								
Sable	kg/UF	$1,31.10^{-2}$				$1,31.10^{-2}$										
Ciment	kg/UF	$1,55.10^{-3}$				$1,55.10^{-3}$										
Eau	kg/UF	1,41									1,41					
Fonte	kg/UF	$3,09.10^{-4}$				$3,09.10^{-4}$										
Transport camion 16 t	tkm/UF	$4,09.10^{-4}$				$4,09.10^{-4}$										
Transport camion 25 t	tkm/UF	$3,94.10^{-3}$				$3,94.10^{-3}$										
Sortants																
Quartz	kg/UF	$2,90.10^{-5}$												$2,90.10^{-5}$		
Charbon actif	kg/UF	$6,04.10^{-4}$									$6,04.10^{-4}$					
Polyester	kg/UF	$5,79.10^{-6}$									$5,79.10^{-6}$					

→ I désigne les flux d'immobilisation et F les flux de fonctionnement.

Tableau VII-33. Qualité des données pour le système de récupération des eaux de pluie sur la maison individuelle

		Fiabilité	Exhaustivité	Corrélation temporelle	Corrélation géographique	Corrélation technologique	Taille de l'échantillon	Fiabilité	Exhaustivité	Corrélation temporelle	Corrélation géographique	Corrélation technologique	Taille de l'échantillon	Incertitude de base	Variance (intervalle de confiance de 95%)
Intrants	Fiche ECOINVENT utilisée pour les données d'émissions et d'extractions														
Eau de pluie	Water, unspecified natural origin/m3	3	1	1	1	3	1	1,10	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	1,24
Diesel	Diesel, burned in building machine/GLO U	3	1	3	2	1	1	1,10	1,00	1,10	1,01	1,00	1,00	1,05	1,15
Electricité	Electricity, low voltage, production FR, at grid/FR U	3	1	2	1	1	1	1,10	1,00	1,03	1,00	1,00	1,00	1,05	1,12
Quartz	Glass tube, borosilicate, at plant/DE U	4	1	3	3	5	1	1,20	1,00	1,10	1,02	2,00	1,00	1,05	2,06
PEHD	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER U	1	1	1	2	1	1	1,00	1,00	1,00	1,01	1,00	1,00	1,05	1,05
PVC	Polyvinylchloride, suspension polymerised, at plant/RER U	2	1	1	2	1	1	1,05	1,00	1,00	1,01	1,00	1,00	1,05	1,07
PP	Polypropylene, granulate, at plant/RER U	3	1	1	2	1	1	1,10	1,00	1,00	1,01	1,00	1,00	1,05	1,11
PER	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER U	2	1	1	2	3	1	1,05	1,00	1,00	1,01	1,20	1,00	1,05	1,22
ABS	Acrylonitrile-butadiene-styrene copolymer, ABS, at plant/RER U	4	1	1	2	1	1	1,20	1,00	1,00	1,01	1,00	1,00	1,05	1,21
Acier inox	Iron-nickel-chromium alloy, at plant/RER U	3	1	2	2	1	1	1,10	1,00	1,03	1,01	1,00	1,00	1,05	1,12
PE	Polyethylene, LDPE, granulate, at plant/RER U	3	1	1	2	1	1	1,10	1,00	1,00	1,01	1,00	1,00	1,05	1,11
Acier chromé	Chromium steel 18/8, at plant/RER U	3	1	2	2	1	1	1,10	1,00	1,03	1,01	1,00	1,00	1,05	1,12
SAN	Styrene-acrylonitrile copolymer, SAN, at plant/RER U	3	1	1	2	1	1	1,10	1,00	1,00	1,01	1,00	1,00	1,05	1,11
Laiton chromé	Brass, at plant/CH U	3	1	3	3	3	1	1,10	1,00	1,10	1,02	1,20	1,00	1,05	1,26
Charbon actif	Charcoal, at plant/GLO U	2	1	2	2	3	1	1,05	1,00	1,03	1,01	1,20	1,00	1,05	1,22
Polyester	Polyester resin, unsaturated, at plant/RER U	2	1	3	2	3	1	1,05	1,00	1,10	1,01	1,20	1,00	1,05	1,24
Sable	Sand, at mine/CH U	3	1	1	3	1	1	1,10	1,00	1,00	1,02	1,00	1,00	1,05	1,12
Ciment	Cement mortar, at plant/CH U	3	1	3	3	1	1	1,10	1,00	1,10	1,02	1,00	1,00	1,05	1,16
Eau potable	Tap water, at user/RER U	1	1	3	2	1	1	1,00	1,00	1,10	1,01	1,00	1,00	1,05	1,11
Gravier	Gravel, unspecified, at mine/CH U	3	1	3	3	1	1	1,10	1,00	1,10	1,02	1,00	1,00	1,05	1,16
Quartz	Glass tube, borosilicate, at plant/DE U	4	1	3	3	5	1	1,20	1,00	1,10	1,02	2,00	1,00	1,05	2,06
Transport camion 25 t	Transport, lorry 16-32t, EURO5/RER U	3	1	2	2	1	1	1,10	1,00	1,03	1,01	1,00	1,00	2,00	2,01
Sortants	Fiche ECOINVENT utilisée pour les données d'émissions et d'extractions														
Verre	Recycling glass/RER U	3	1	2	2	5	1	1,10	1,00	1,03	1,01	2,00	1,00	1,05	2,02
Charbon actif	Disposal, hard coal ash from stove, 0% water, to sanitary landfill/CH U	3	1	3	3	3	1	1,10	1,00	1,10	1,02	1,20	1,00	1,05	1,26
Polyester	Disposal, municipal solid waste, 22.9% water, to municipal incineration/CH U	3	1	3	3	3	1	1,10	1,00	1,10	1,02	1,20	1,00	1,05	1,26

Tableau VII-34. Qualité des données pour le système de récupération des eaux de pluie sur le bâtiment collectif

		Fiabilité	Exhaustivité	Corrélation temporelle	Corrélation géographique	Corrélation technologique	Taille de l'échantillon	Fiabilité	Exhaustivité	Corrélation temporelle	Corrélation géographique	Corrélation technologique	Taille de l'échantillon	Incertitude de base	Variance (avec un intervalle de confiance de 95%)
Intrants	Fiche ECOINVENT utilisée pour les données d'émissions et d'extractions														
Eau de pluie	Water, unspecified natural origin/m3	3	1	1	1	3	1	1,10	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	1,24
Diesel	Diesel, burned in building machine/GLO U	3	1	3	2	1	1	1,10	1,00	1,10	1,01	1,00	1,00	1,05	1,15
Electricité	Electricity, low voltage, production FR, at grid/FR U	3	1	2	1	1	1	1,10	1,00	1,03	1,00	1,00	1,00	1,05	1,12
Quartz	Glass tube, borosilicate, at plant/DE U	4	1	3	3	5	1	1,20	1,00	1,10	1,02	2,00	1,00	1,05	2,06
PEHD	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER U	1	1	1	2	1	1	1,00	1,00	1,00	1,01	1,00	1,00	1,05	1,05
PVC	Polyvinylchloride, at regional storage/RER U	2	1	1	2	1	1	1,05	1,00	1,00	1,01	1,00	1,00	1,05	1,07
Polyester	Polyester resin, unsaturated, at plant/RER U	2	1	3	2	3	1	1,05	1,00	1,10	1,01	1,20	1,00	1,05	1,24
PER	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER U	2	1	1	2	3	1	1,05	1,00	1,00	1,01	1,20	1,00	1,05	1,22
ABS	Acrylonitrile-butadiene-styrene copolymer, ABS, at plant/RER U	4	1	1	2	1	1	1,20	1,00	1,00	1,01	1,00	1,00	1,05	1,21
Acier inox	Iron-nickel-chromium alloy, at plant/RER U	3	1	2	2	1	1	1,10	1,00	1,03	1,01	1,00	1,00	1,05	1,12
Acier galvanisé	Steel, converter, unalloyed, at plant/RER U	3	1	2	2	1	1	1,10	1,00	1,03	1,01	1,00	1,00	1,05	1,12
Acier cage	Steel, converter, unalloyed, at plant/RER U	3	1	2	2	5	1	1,10	1,00	1,03	1,01	2,00	1,00	1,05	2,02
Acier	Reinforcing steel, at plant/RER U	3	1	2	2	3	1	1,10	1,00	1,03	1,01	1,20	1,00	1,05	1,24
Acier chromé	Chromium steel 18/8, at plant/RER U	3	1	2	2	1	1	1,10	1,00	1,03	1,01	1,00	1,00	1,05	1,12
PP	Polypropylene, granulate, at plant/RER U	3	1	1	2	1	1	1,10	1,00	1,00	1,01	1,00	1,00	1,05	1,11
PE	Polyethylene, LDPE, granulate, at plant/RER U	3	1	1	2	1	1	1,10	1,00	1,00	1,01	1,00	1,00	1,05	1,11
SAN	Styrene-acrylonitrile copolymer, SAN, at plant/RER U	3	1	1	2	1	1	1,10	1,00	1,00	1,01	1,00	1,00	1,05	1,11
Quartz	Glass tube, borosilicate, at plant/DE U	4	1	3	2	5	1	1,20	1,00	1,10	1,01	2,00	1,00	1,05	2,06
Laiton chromé	Brass, at plant/CH U	3	1	3	3	3	1	1,10	1,00	1,10	1,02	1,20	1,00	1,05	1,26
Charbon actif	Charcoal, at plant/GLO U	2	1	2	2	3	1	1,05	1,00	1,03	1,01	1,20	1,00	1,05	1,22
Noryl	Polypropylene, granulate, at plant/RER U	3	1	1	2	5	1	1,10	1,00	1,00	1,01	2,00	1,00	1,05	2,02
Sable	Sand, at mine/CH U	3	1	1	3	1	1	1,10	1,00	1,00	1,02	1,00	1,00	1,05	1,12
Ciment	Cement mortar, at plant/CH U	3	1	3	3	1	1	1,10	1,00	1,10	1,02	1,00	1,00	1,05	1,16
Eau potable	Tap water, at user/RER U	1	1	2	2	1	1	1,00	1,00	1,03	1,01	1,00	1,00	1,05	1,06
Fonte	Cast iron, at plant/RER U	3	1	2	2	1	1	1,10	1,00	1,03	1,01	1,00	1,00	1,05	1,12
Transport camion 16 t	Transport, lorry 7.5-16t, EURO5/RER U	3	1	2	2	1	1	1,10	1,00	1,03	1,01	1,00	1,00	2,00	2,01
Transport camion 25 t	Transport, lorry 16-32t, EURO5/RER U	3	1	2	2	1	1	1,10	1,00	1,03	1,01	1,00	1,00	2,00	2,01
Sortants	Fiche ECOINVENT utilisée pour les données d'émissions et d'extractions														
Quartz	Recycling glass/RER U	3	1	2	2	5	1	1,10	1,00	1,03	1,01	2,00	1,00	1,05	2,02
Charbon actif	Disposal, hard coal ash from stove, 0% water, to sanitary landfill/CH U	3	1	3	3	3	1	1,10	1,00	1,10	1,02	1,20	1,00	1,05	1,26
Polyester	Disposal, municipal solid waste, 22.9% water, to municipal incineration/CH U	3	1	3	3	3	1	1,10	1,00	1,10	1,02	1,20	1,00	1,05	1,26

II.2 Production d'eau potable

Les données techniques relatives à la production d'eau potable ont été obtenues lors d'un entretien réalisé le 28 septembre 2010 avec un expert de Veolia Eau dans le Tarn. Elles ont ensuite été validées par d'autres pairs de Veolia Eau. Les résultats du questionnaire support sont présentés dans le Tableau VII-35 et le Tableau VII-36. Les flux de référence pour le calcul d'inventaire sont fournis dans le Tableau VII-37. L'évaluation de la qualité des données est disponible dans le Tableau VII-38.

Tableau VII-35. Collecte des données pour la production d'eau potable pour la maison individuelle - Intrants

Intrants	Processus concernés	Origine de l'intrant	Quantité de référence				Méthode d'échantillonnage	Commentaires	
			unité	min	max	moyenne			écart-type
électricité		Réseau français moyenne tension	kWh/an			1,20.10 ⁶	10%	estimation expert	consommation annuelle de l'ensemble de l'installation
pompes	pompage		nombre			3		estimation expert	20 kWh
	distribution		nombre			3			75 kWh
eau	pompage	rivière Tarn	m ³ /h			550		estimation expert	le pompage est réalisé à la demande
			m ³ /an			1,40.10 ⁶			
floculant	floculation	Espagne environ 500 km en camion citerne	g/m ³	40		70	10%	estimation expert	polychlorures d'aluminium
sables de décantation	décantation	Landes	kg/jr			10		estimation expert	
sables	filtration	Landes	t			80	10%	estimation expert	quartzite (changé tous les 10 - 15 ans)
charbon actif en grain	traitement des pesticides	Nord de la France (environ 800km + ou - 50 km)	m ³			50	10%	estimation expert	50 m ³ répartis en 5 filtres; changé tous les 5 ans
soude	ajustement du pH	Lyon	g/m ³			1	200%	estimation expert	
H ₂ SO ₄	ajustement du pH	Lyon	g/m ³			0,5	200%	estimation expert	
chlore	stérilisation (chloration)	Lyon	g/m ³			0,5	10%	estimation expert	dichlore gazeux sous pression
ozone	stérilisation (ozonation)	interozonation	g/m ³			1,5	10%	estimation expert	produit sur place donc consommation énergétique comprise dans la quantité d'électricité produite annuellement
Réacteurs + lampes UV	stérilisation		nombre			3		estimation expert	3 réacteurs qui contiennent 12 lampes UV basse pression chacun; changement de 4 lampes par an par réacteurs et des réacteurs tous les 8 ans
tuyaux du réseau	distribution		km			1400		estimation expert	fonte 100 ans; plastique 50-60 ans
nombre de foyers reliés	distribution		nombre			8000		estimation expert	1 foyer = 2,3 personnes

Tableau VII-36. Collecte des données pour la production d'eau potable - Sortants

<i>Sortants/ émissions</i>	<i>Processus concernés</i>	<i>Destination du sortant/compartim ent d'émission</i>	<i>Quantité de référence</i>				<i>Méthode d'échantillonnage</i>	<i>Commentaires</i>	
			<i>unité</i>	<i>min</i>	<i>max</i>	<i>moyenne</i>			<i>écart-type</i>
sables de décantation souillés	filtration	épandage en champ ou remblais	t			80		estimation expert	tous les 10 ou 15 ans
charbon actif en grain	traitement des pesticides	mise en décharge à 80 km	m ³			50		estimation expert	tous les 5 ans
boues + sables de décantation	floculation	mise en décharge à 80 km	t/an			300		estimation expert	20% de siccité; 10 t par chargement
lampes UV usagées	stérilisation		nombre/an			4		estimation expert	
réacteurs UV	stérilisation		nombre			3		estimation expert	tous les 8 ans
eau potable	distribution	réseau	m ³ /an			1,40.10 ⁶		estimation expert	
eau de process		dans le Tarn	m ³ /an			1,40.10 ⁵		estimation expert	

Tableau VII-37. Flux de référence pour la production d'eau potable pour la maison individuelle

		Processus unitaire															
Unité	Total	Pompage		Décantation Floculation		Filtration		Traitement des pesticides		Ajustement du pH		Stérilisation Ozonation		Désinfection		Distribution	
		I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F
Intrants																	
Eau de surface	kg/UF	30		30													
Fonte	kg/UF	1,77.10 ⁻⁶	5,93.10 ⁻⁷														1,18.10 ⁻⁶
Quartzite	kg/UF	1,71.10 ⁻⁴				1,71.10 ⁻⁴											
Transport par camion 25 t	tkm/UF	2,02.10 ⁻³	2,37.10 ⁻⁷		1,59.10 ⁻³	3,77.10 ⁻⁴		5,14.10 ⁻⁵				8,04.10 ⁻⁷					4,70.10 ⁻⁷
Transport par utilitaire <3,5t	tkm/UF	3,30.10 ⁻⁵								2,48.10 ⁻⁵		1,29.10 ⁻⁸		8,25.10 ⁻⁶			
Charbon de coco (actif)	kg/UF	6,43.10 ⁻⁵						6,43.10 ⁻⁵									
Acier Inox 316L	kg/UF	2,01.10 ⁻⁶										2,01.10 ⁻⁶					
Electricité	kg/UF	2,57.10 ⁻²															2,57.10 ⁻²
Polychlorure d'aluminium	kg/UF	2,10.10 ⁻³			2,10.10 ⁻³												
Sable	kg/UF	7,82.10 ⁻⁵			7,82.10 ⁻⁵												
NaOH	kg/UF	3,00.10 ⁻⁵								3,00.10 ⁻⁵							
H ₂ SO ₄	kg/UF	1,50.10 ⁻⁵								1,50.10 ⁻⁵							
Cl ₂	kg/UF	1,50.10 ⁻⁵												1,50.10 ⁻⁵			
Quartz	kg/UF	2,57.10 ⁻⁷										2,57.10 ⁻⁷					
Sortants																	
Quartzite	kg/UF	1,71.10 ⁻⁴				1,71.10 ⁻⁴											
Transport par utilitaire <3,5t	tkm/UF	1,29.10 ⁻⁸										1,29.10 ⁻⁸					
Transport par camion 25 t	tkm/UF	5,33.10 ⁻⁴			5,14.10 ⁻⁴	1,37.10 ⁻⁵		5,14.10 ⁻⁶				1,61.10 ⁻⁷					
Charbon de coco (actif)	kg/UF	6,43.10 ⁻⁵						6,43.10 ⁻⁵									
Acier Inox 316L	kg/UF	2,01.10 ⁻⁶										2,01.10 ⁻⁶					
Boues minérales	kg/UF	6,43.10 ⁻³			6,43.10 ⁻³												
Quartz	kg/UF	2,57.10 ⁻⁷										2,57.10 ⁻⁷					

→ I désigne les flux d'immobilisation et F les flux de fonctionnement.

Tableau VII-38. Qualité des données pour la production d'eau potable pour la maison individuelle

		Fiabilité	Exhaustivité	Corrélation temporelle	Corrélation géographique	Corrélation technologique	Taille de l'échantillon	Fiabilité	Exhaustivité	Corrélation temporelle	Corrélation géographique	Corrélation technologique	Taille de l'échantillon	Incertitude de base	Variance (intervalle de confiance de 95%)
Intrants	Fiche ECOINVENT utilisée pour les données d'émissions et d'extractions														
Eau de surface	Water, river	1	1	1	1	1	1	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05
Fonte	Cast iron, at plant/RER U	4	1	2	2	1	1	1,20	1,00	1,03	1,01	1,00	1,00	1,05	1,21
Quartzite	Sand, at mine/CH U	4	1	1	3	5	1	1,20	1,00	1,00	1,02	2,00	1,00	1,05	2,05
Transport par camion 25 t	Transport, lorry 16-32t, EURO5/RER U	4	1	2	2	1	1	1,20	1,00	1,03	1,01	1,00	1,00	2,00	2,05
Transport par utilitaire <3,5t	Transport, van <3.5t/RER U	4	1	2	2	1	1	1,20	1,00	1,03	1,01	1,00	1,00	2,00	2,05
Charbon de coco (actif)	Charcoal, at plant/GLO U	4	1	2	2	3	1	1,20	1,00	1,03	1,01	1,20	1,00	1,05	1,30
Acier Inox 316L	Steel, converter, chromium steel 18/8, at plant/RER U	4	1	2	2	1	1	1,20	1,00	1,03	1,01	1,00	1,00	1,05	1,21
Electricité	Electricity, medium voltage, production FR, at grid/FR U	1	1	2	1	1	1	1,00	1,00	1,03	1,00	1,00	1,00	1,05	1,06
Polychlorure d'aluminium	Aluminium sulphate, powder, at plant/RER U	4	1	3	2	1	1	1,20	1,00	1,10	1,01	1,00	1,00	1,05	1,24
Sable	Sand, at mine/CH U	4	1	1	3	1	1	1,20	1,00	1,00	1,02	1,00	1,00	1,05	1,21
NaOH	Sodium hydroxide, 50% in H ₂ O, production mix, at plant/RER U	4	1	3	2	3	1	1,20	1,00	1,10	1,01	1,20	1,00	1,05	1,32
H ₂ SO ₄	Sulphuric acid, liquid, at plant/RER U	4	1	3	2	1	1	1,20	1,00	1,10	1,01	1,00	1,00	1,05	1,24
Cl ₂	Chlorine, gaseous, diaphragm cell, at plant/RER U	4	1	3	2	5	1	1,20	1,00	1,10	1,01	2,00	1,00	1,05	2,06
Quartz	Glass tube, borosilicate, at plant/DE U	4	1	3	3	5	1	1,20	1,00	1,10	1,02	2,00	1,00	1,05	2,06
Sortants	Fiche ECOINVENT utilisée pour les données d'émissions et d'extractions														
Quartzite	Disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill/CH U	4	1	3	3	3	1	1,20	1,00	1,10	1,02	1,20	1,00	1,05	1,32
Transport par utilitaire <3,5t	Transport, van <3.5t/RER U	4	1	2	2	3	1	1,20	1,00	1,03	1,01	1,20	1,00	2,00	2,10
Transport par camion 25 t	Transport, lorry 16-32t, EURO5/RER U	4	1	2	2	3	1	1,20	1,00	1,03	1,01	1,20	1,00	2,00	2,10
Charbon de coco (actif)	Disposal, hard coal ash from stove, 0% water, to municipal incineration/CH U	4	1	3	3	3	1	1,20	1,00	1,10	1,02	1,20	1,00	1,05	1,32
Acier Inox 316L	Disposal, steel, 0% water, to municipal incineration/CH U	4	1	3	3	3	1	1,20	1,00	1,10	1,02	1,20	1,00	1,05	1,32
Boues minérales	Disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill/CHU	4	1	3	3	3	1	1,20	1,00	1,10	1,02	1,20	1,00	1,05	1,32
Quartz	Recycling glass/RER U	4	1	2	2	5	1	1,20	1,00	1,03	1,01	2,00	1,00	1,05	2,05

III RESULTATS D'INVENTAIRE

III.1 ACV1 : Inventaire du cycle de vie de la récupération des eaux de pluie pour l'alimentation des chasses d'eau à deux échelles différentes

Le Tableau VII-39 présente les résultats de l'inventaire des matières premières concernant les consommations énergétiques, dans le cadre de la première ACV réalisée.

Tableau VII-39. Résultats de l'inventaire des matières premières pour les consommations énergétiques pour les différents scénarios

Substance	Unité	RS0	RS1	RS2	RS3	BS0	BS1	BS2	BS3
Energie issue de la biomasse	kJ	46,7	32,2	44,8	30,3	54,9	48,4	53	46,6
Energie issue de la biomasse des forêts primaires	J	0,466	0,263	0,249	0,0503	0,312	0,224	0,17	0,0828
Energie éolienne	kJ	2,15	0,56	2,04	0,464	1,5	0,802	1,37	0,679
Energie hydraulique	kJ	136	30,5	128	22,8	96,7	50	89,2	42,6
Energie solaire	J	6,76	4,25	4,81	2,42	4,41	3,5	2,4	1,51
TOTAL	kJ	185	63	175	54	153	99	144	90

→ RS0 - Maison individuelle - Immobilisation + Fonctionnement - Avec désinfection

→ RS1 - Maison individuelle - Immobilisation + Fonctionnement - Sans désinfection

→ RS2 - Maison individuelle - Fonctionnement - Avec désinfection

→ RS3 - Maison individuelle - Fonctionnement - Sans désinfection

→ BS0 - Bâtiment collectif - Immobilisation + Fonctionnement - Avec désinfection

→ BS1 - Bâtiment collectif - Immobilisation + Fonctionnement - Sans désinfection

→ BS2 - Bâtiment collectif - Fonctionnement - Avec désinfection

→ BS3 - Bâtiment collectif - Fonctionnement - Sans désinfection

III.2 ACV2 : Inventaire du cycle de vie de la production d'eau pour l'alimentation de la maison individuelle

Le Tableau VII-40 présente les résultats de l'inventaire des matières premières concernant les consommations énergétiques, dans le cadre de la deuxième ACV réalisée.

Tableau VII-40. Résultats de l'inventaire des matières premières pour les consommations énergétiques pour les scénarios RS et ES

Substance	Unité	RS0	RS1	RS2	RS3	ES1
Energie issue de la biomasse	kJ	46,7	32,2	44,8	30,3	5,94
Energie issue de la biomasse des forêts primaires	J	0,466	0,263	0,249	0,0503	0,0583
Energie éolienne	kJ	2,15	0,56	2,04	0,464	0,275
Energie hydraulique	kJ	136	30,5	128	22,8	12
Energie solaire	J	6,76	4,25	4,81	2,42	1,8
TOTAL	J	185	63	175	54	18

→ ES1 - Production d'eau potable

IV PRESENTATION DES METHODES D'EVALUATION D'IMPACT UTILISEES

IV.1 IMPACT 2002+

La méthode IMPACT 2002+ innove tout spécialement dans l'évaluation des dommages sur la santé humaine et sur la qualité des écosystèmes en adaptant les derniers concepts de l'analyse de risque aux spécificités de l'ACV (Impact Assessment of Chemicals Toxicants). La modélisation des impacts des substances toxiques sur l'homme et l'écosystème fait appel à IMPACT 2002, un modèle multi-lieux et multi-voies d'exposition développée en Europe de l'Ouest. Pour les autres catégories, IMPACT 2002+ reprend des éléments des méthodes Ecoindicateur 99 et du Guide hollandais sur les ACV

Cette méthode rassemble quatorze catégories d'impact intermédiaire, qui peuvent ensuite être affectées à quatre catégories de dommage. Les principales caractéristiques de cette méthode sont fournies dans le Tableau VII-41. Les catégories intermédiaires « formation de photo-oxydants » et « destruction de la couche d'ozone » contribuent potentiellement aux impacts totaux sur les écosystèmes mais le manque d'information scientifique adéquate ne permet pas, pour le moment, de quantifier leur contribution.

Sur le plan temporel, cette méthode considère l'ensemble des effets d'une émission ou d'une extraction, intégrés sur le long terme.

Tableau VII-41. Catégories intermédiaires, substances de référence, catégories de dommages et unités de dommages utilisées dans IMPACT 2002+

Nombre de résultats d'inventaire concernés	Catégorie d'impact intermédiaire	Substance de référence intermédiaire	Facteur de caractérisation de dommage	Catégorie de dommages	Unité de dommage
769	Effets cancérigènes	kg C ₂ H ₃ Cl éq. dans l'air	1,45.10 ⁻⁶	Santé humaine	DALYs
	Effets non cancérigènes	kg C ₂ H ₃ Cl éq. dans l'air	1,45.10 ⁻⁶	Santé humaine	
12	Effets respiratoires	kg PM _{2,5} éq dans l'air	7,00.10 ⁻⁴	Santé humaine	
25	Radiation ionisantes	Bq C-14 éq. dans l'air	2,10.10 ⁻¹⁰	Santé humaine	
22	Destruction de la couche d'ozone	kg CFC-11 éq. dans l'air	1,05.10 ⁻³	Santé humaine	
130	Formation de photo-oxydants	kg C ₂ H ₄ éq dans l'air	2,13.10 ⁻⁶	Santé humaine	
			-	Qualité de l'écosystème	Non disponible
393	Ecotoxicité aquatique	kg TEG éq. dans l'eau	5,02.10 ⁻⁵	Qualité de l'écosystème	PDF.m ² .an
393	Ecotoxicité terrestre	kg TEG éq. dans l'eau	7,91.10 ⁻³	Qualité de l'écosystème	
5	Acidification/eutrophisation terrestre	kg SO ₂ éq. dans l'air	1,04	Qualité de l'écosystème	
15	Occupation des sols	m ² terre éq.	1,09	Qualité de l'écosystème	
10	Acidification aquatique	kg SO ₂ éq dans l'air	1,00	Qualité de l'écosystème	En développement
10	Eutrophisation aquatique	kg PO ₄ ³⁻ éq. dans l'eau	1,00	Qualité de l'écosystème	En développement

Tableau VII-41 (suite). Catégories intermédiaires, substances de référence, catégories de dommages et unités de dommages utilisées dans IMPACT 2002+

Catégorie d'impact intermédiaire	Substance de référence intermédiaire	Catégorie de dommages	Unité de dommage
Changement climatique	kg CO ₂ éq. dans l'air	Changement climatique	kg CO ₂ éq. dans l'air
Energie non-renouvelable	MJ totaux d'énergie non renouvelable ou kg de pétrole brut éq.	Ressources	MJ
Extraction de minerai	MJ d'énergie supplémentaire ou kg Fe éq.	Ressources	

→ DALY (*Disability Adjusted life Years*) = *Années équivalentes de vie perdue*

→ PDF *m² an* (*Potentially Disappeared Fraction of species*) = *Fraction d'Espèce Disparue sur un mètre carré pour une année*

IV.2 ReCiPe 2008

La méthode ReCiPe 2008 est issue d'une part de la méthode CML, décrite dans le guide ACV hollandais, comme approche d'impact intermédiaire et d'autre part de la méthode Ecoindicateur 99, qui faisait référence parmi les méthodes pleinement orientées dommages.

Cette méthode comprend dix-huit catégories intermédiaires. La plupart de ces catégories sont converties et agrégées en trois catégories de dommage : dommage sur la santé humaine, dommage sur la diversité des écosystèmes et dommage sur la disponibilité de la ressource (Tableau VII-42).

Certains facteurs (catégories intermédiaires et catégories de dommage) sont proposés selon trois perspectives culturelles différentes. La première est basée sur du court terme en supposant que les technologies futures permettront d'éviter la plupart des problèmes à venir (Individualist : I). La seconde est basée sur un modèle consensuel et est souvent utilisée par défaut (Hierarchist : H). C'est celle qui a été retenue dans le cadre de ce projet. La dernière applique le principe de précaution et traite donc du long terme (Egalitarian : E).

Certains mécanismes environnementaux tels que l'acidification ou l'eutrophisation dépendent des conditions régionales. Or dans la méthode ReCiPe 2008, des modèles généralisées à l'échelle européenne ont été implémentés. La validité de la méthode se limite donc aux pays développés en région tempérée.

Concernant les faiblesses de la méthode, aucune catégorie d'impact intermédiaire ne correspond aux importants aspects suivants : érosion, salinisation, bruit, lumière. Il n'y a pas de catégorie de dommage concernant les dommages sur l'environnement anthropique. Tous les liens entre catégories d'impacts et catégories de dommages n'ont pas été effectués. Le principal inconvénient de cette méthode est en effet l'absence de catégories de dommage correspondante à l'eutrophisation marine. Les autres manques identifiés concernent les impacts de la diminution de la couche d'ozone, de la formation de photo oxydants chimiques et des radiations ionisantes sur la diversité de l'écosystème et la diminution de la ressource en eau. Enfin, certains liens existants ont été établis de façon incomplète.

Tableau VII-42. Classification des résultats d'inventaire, catégories intermédiaires, substances de référence, facteurs de caractérisation de dommages, catégories de dommages et unités de dommages utilisées dans ReCiPe 2008

Résultats d'inventaire	Catégorie d'impact intermédiaire	Substance de référence intermédiaire	Facteur de caractérisation de dommages (H : hierarchist)	Catégorie de dommages	Unité de dommages
CFC, HCFC, Halons,...	Destruction d'ozone	kg CFC-11 éq. dans l'air	CFC : $1,76.10^{-3}$ CCL ₄ : $3,30.10^{-6}$ CH ₃ CCL ₃ : $4,41.10^{-6}$ Halons : $2,64.10^{-6}$ HCFC : $3,65.10^{-6}$ CH ₃ Br : $4,72.10^{-6}$	Santé humaine	DALY
Substances toxiques et écotoxiques	Toxicité humaine	kg 14DCB éq. dans l'air urbain	$7,0.10^{-7}$	Santé humaine	
PM ₁₀ , NH ₃ , SO ₂ , NO _x , NMVOC	Formation d'ozone photochimique	kg 14NMVOC éq. dans l'air urbain	$3,9.10^{-8}$	Santé humaine	
PM ₁₀ , NH ₃ , SO ₂ , NO _x , NMVOC	Formation de particules	kg PM ₁₀ éq. dans l'air	$2,6.10^{-4}$	Santé humaine	
Radionucléides	Radiation	kg U235 éq. dans l'air	$1,64.10^{-8}$	Santé humaine	
Gaz à effets de serre : CFC, HCFC, Halon,...	Changement climatique	kg CO ₂ éq. dans l'air	$1,40.10^{-6}$ $8,73.10^{-6}$	Santé humaine Ecosystèmes	espèces.an
NO _x , NH ₃ , SO ₂	Acidification terrestre	kg SO ₂ éq. dans l'air	$5,8.10^{-9}$	Ecosystèmes	
Azote, Phosphore	Eutrophisation des eaux douces	kg P éq. dans l'eau	$4,44.10^{-8}$	Ecosystèmes	
Substances toxiques et écotoxiques	Ecotoxicité terrestre	kg 14DCB éq. dans le sol	$1,3.10^{-7}$	Ecosystèmes	
Substances toxiques et écotoxiques	Ecotoxicité des eaux douces	kg 14DCB éq. dans les eaux douces	$2,6.10^{-10}$	Ecosystèmes	
Substances toxiques et écotoxiques	Ecotoxicité marine	kg 14DCB éq. dans les eaux marines	$4,2.10^{-14}$	Ecosystèmes	
Azote, Phosphore	Eutrophisation marine	kg N éq. dans l'eau	-		

Tableau VII-42 (suite). Classification des résultats d'inventaire, catégories intermédiaires, substances de référence, facteurs de caractérisation de dommages, catégories de dommages et unités de dommages utilisées dans ReCiPe 2008

Résultats d'inventaire	Catégorie d'impact intermédiaire	Substance de référence intermédiaire	Facteur de caractérisation de dommages (H : hierarchist)	Catégorie de dommages	Unité de dommages
Occupation des sols, transformation des sols	Occupation des sols agricoles	m ² .an terre agricole éq.	-		
Occupation des sols, transformation des sols	Occupation des sols urbains	m ² .an sol urbain éq.	-		
Occupation des sols, transformation des sols	Transformation des sols naturels	m ² sol naturel éq.	-		
Extraction de minerais	Consommation de minerais	kg fer éq.	0,0715	Ressources	\$
Extractions des ressources fossiles	Consommation des combustibles fossiles	kg huile éq.	16,07	Ressources	
Utilisation d'eau	Consommation en eau	m ³ eau éq.	-		

→ CFC = Chlorofluorocarbones , HCFC = Hydrochlorofluorocarbones

→ PM₁₀(Particulate Matter) = Particules de diamètre inférieur à 10 µm

→ NMVOC (Non Methane Volatile Organic Cumpounds) = Composés organiques volatils non méthaniques

→ DALY (Disability Adjusted life Years) =Années équivalentes de vie perdue

V RESULTATS

V.1 Résultats obtenus avec la méthode IMPACT 2002+

La Figure VII-52 et la Figure VII-53 montrent la contribution des différents processus à la catégorie « Santé humaine », respectivement pour le scénario RS0 avec désinfection et RS1 sans désinfection.

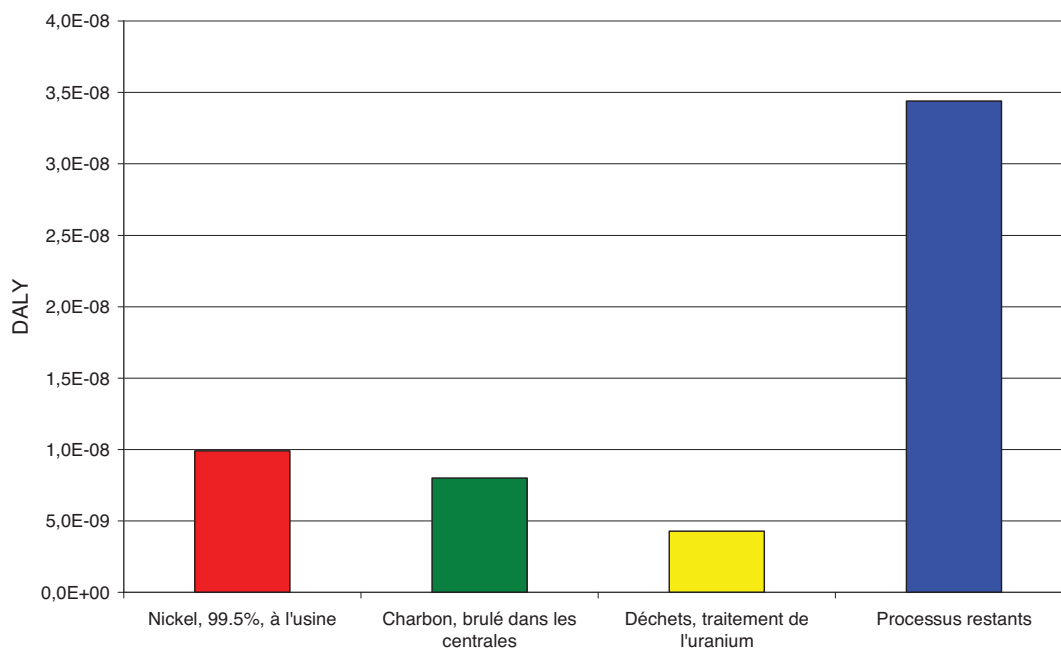


Figure VII-52. Scénario RS0 - Catégorie de dommages « Santé humaine » - Contribution des processus élémentaires (troncature 7%) - IMPACT 2002+

→ RS0 - Maison individuelle - Infrastructures (I) + Fonctionnement (F) - Avec désinfection

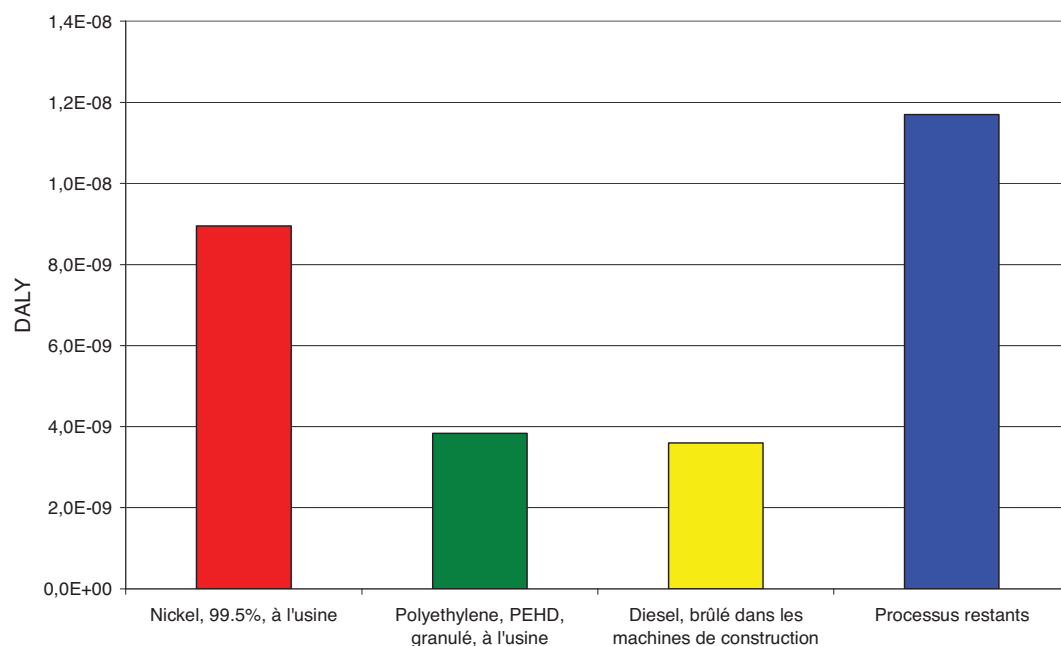


Figure VII-53. Scénario RS1 - Catégorie de dommages « Santé humaine » - Contribution des processus élémentaires (troncature 8%) - IMPACT 2002+

→ RS1 - Maison individuelle - Infrastructures (I) + Fonctionnement (F) - Sans désinfection

La Figure VII-54 et la Figure VII-55 montrent la contribution des différents processus à la catégorie « qualité des écosystèmes » respectivement pour le scénario RS0 avec désinfection et RS1 sans désinfection.

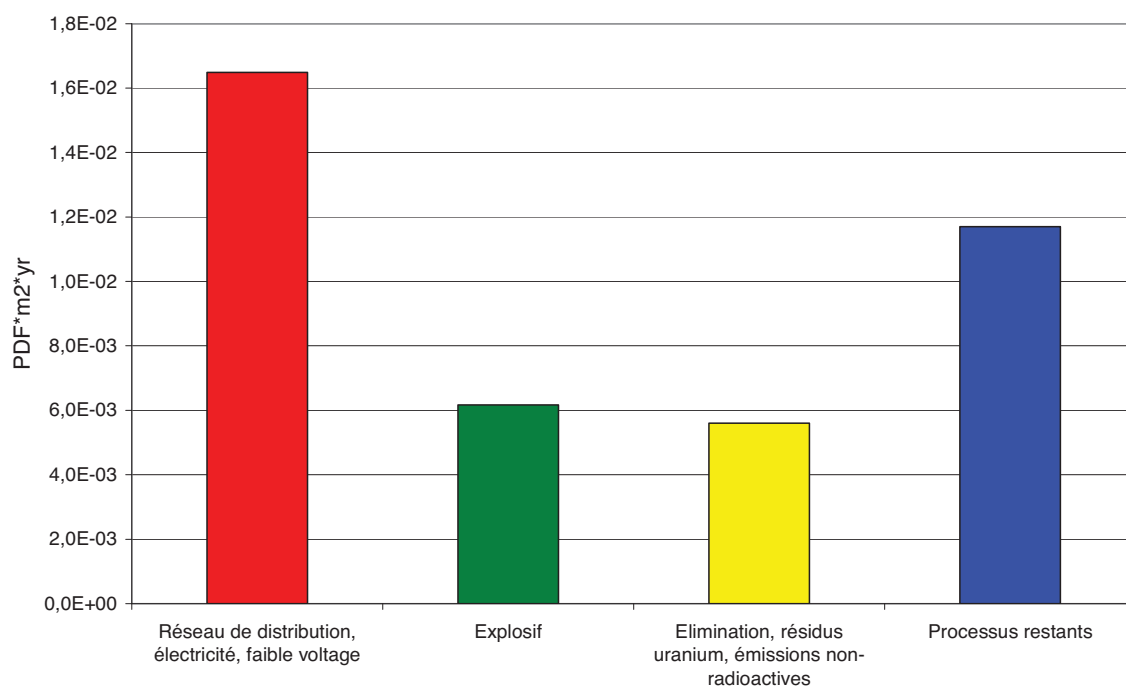


Figure VII-54. Scénario RS0 - Catégorie de dommages « Qualité des écosystèmes » - Contribution des processus élémentaires (troncature 8%) - IMPACT 2002+ → RS0 - Maison individuelle - Infrastructures (I) + Fonctionnement (F) - Avec désinfection

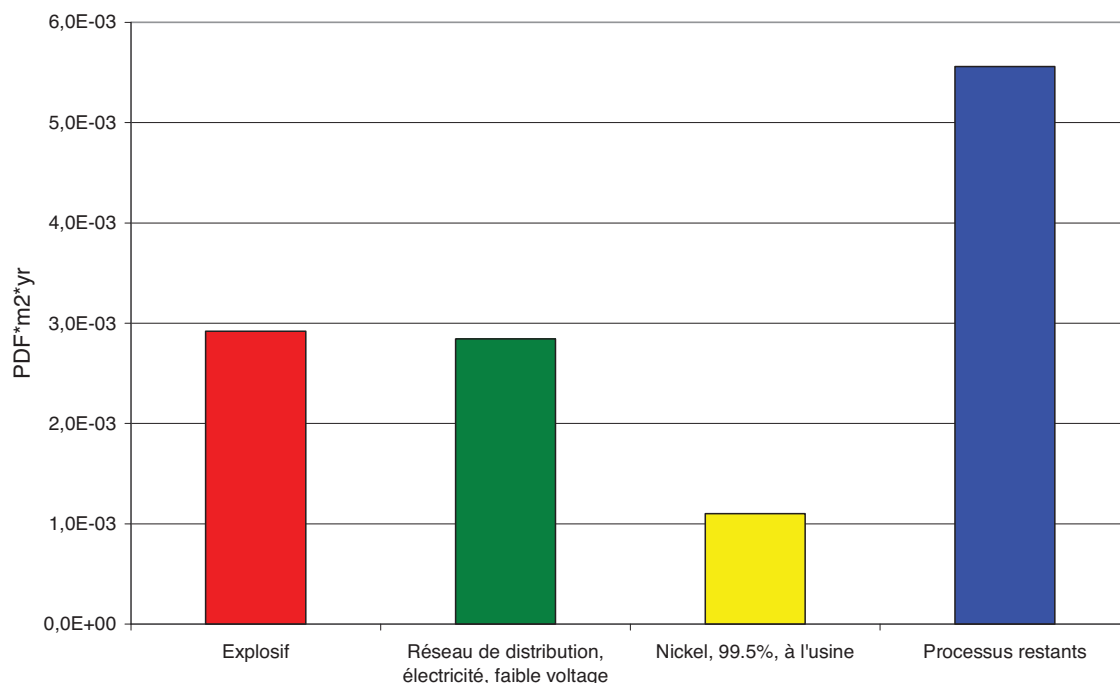


Figure VII-55. Scénario RS1 - Catégorie de dommages « Qualité des écosystèmes » - Contribution des processus élémentaires (troncature 8,5%) - IMPACT 2002+ → RS1 - Maison individuelle - Infrastructures (I) + Fonctionnement (F) - Sans désinfection

La Figure VII-56 et la Figure VII-57 montrent la contribution des différents processus à la catégorie « changement climatique » respectivement pour le scénario RS0 avec désinfection et RS1 sans désinfection.

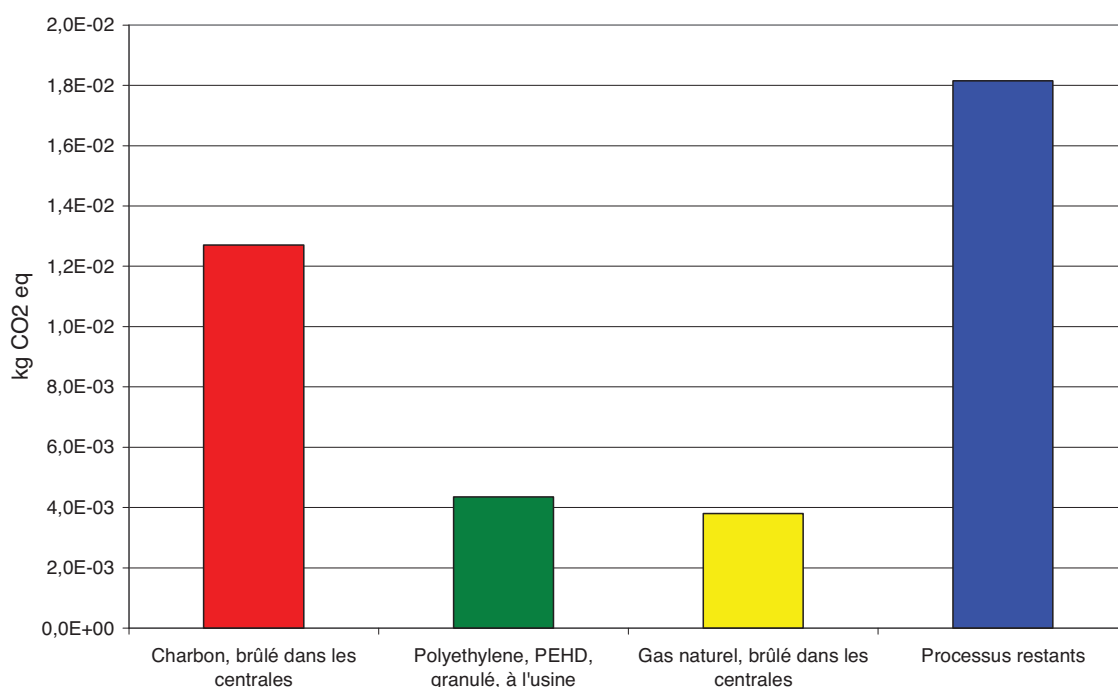


Figure VII-56. Scénario RS0 - Catégorie de dommages « Changement climatique » - Contribution des processus élémentaires (troncature 8%) - IMPACT 2002+ → RS0 - Maison individuelle - Infrastructures (I) + Fonctionnement (F) - Avec désinfection

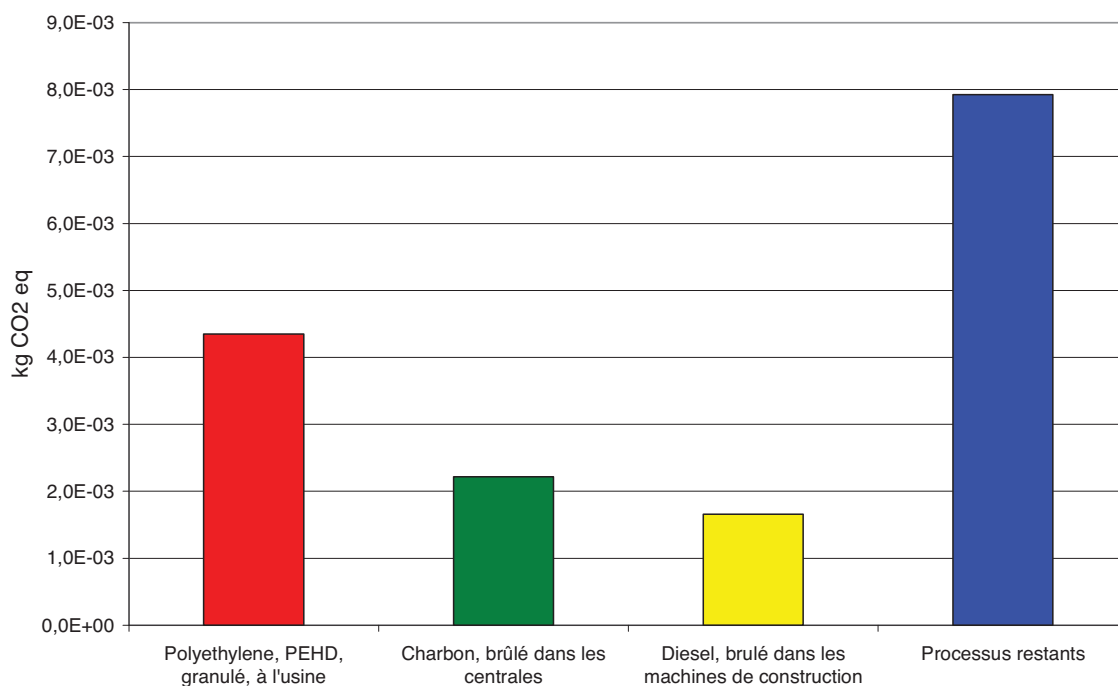


Figure VII-57. Scénario RS1 - Catégorie de dommages « Changement climatique » - Contribution des processus élémentaires (troncature 8%) - IMPACT 2002+ → RS1 - Maison individuelle - Infrastructures (I) + Fonctionnement (F) - Sans désinfection

V.2 Resultats obtenus avec la méthode ReCiPe 2008

Les résultats de l'évaluation des impacts environnementaux obtenus avec la méthode ReCiPe 2008 sont présentés dans cette partie.

La Figure VII-58, la Figure VII-60 et la Figure VII-62 présentent ces résultats pour les différents scénarios par catégorie de dommage.

La Figure VII-59, la Figure VII-61 et la Figure VII-63 présentent ces résultats pour les différents scénarios par catégories d'impact intermédiaires.

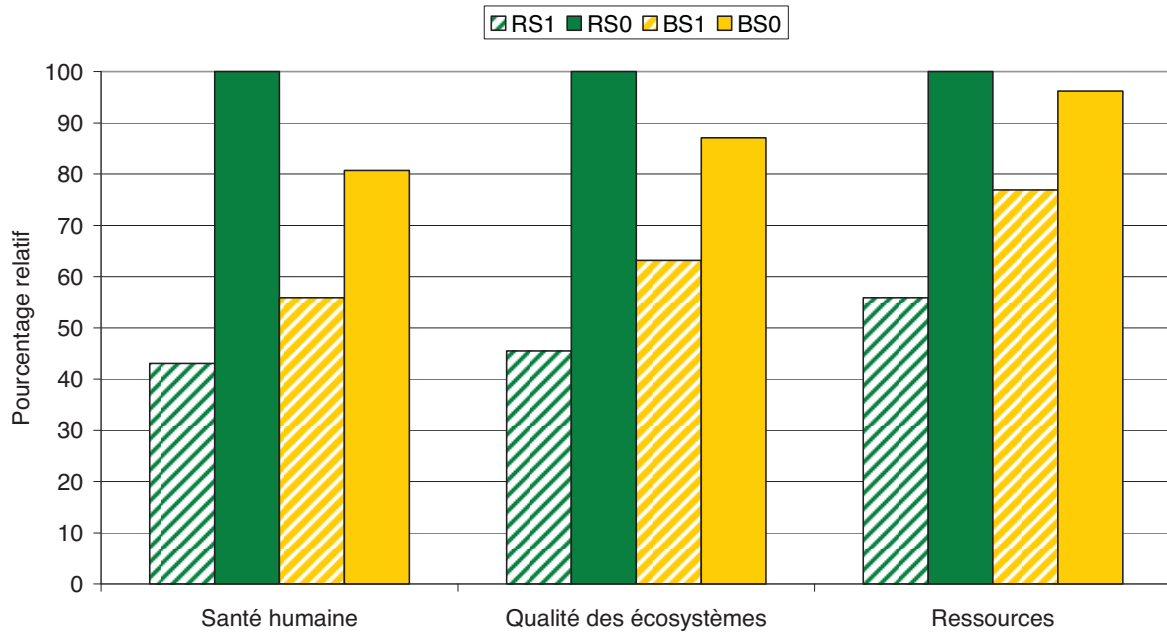


Figure VII-58. Scénarios RS1-RS0-BS1-BS0 - Catégories de dommage - Comparaison des systèmes de récupération des eaux de pluie à deux échelles différentes – ReCiPe 2008

- RS1 - Maison individuelle - Immobilisation + Fonctionnement - Sans désinfection
- RS0 - Maison individuelle - Immobilisation + Fonctionnement - Avec désinfection
- BS1 - Bâtiment collectif - Immobilisation + Fonctionnement - Sans désinfection
- BS0 - Bâtiment collectif - Immobilisation + Fonctionnement - Avec désinfection

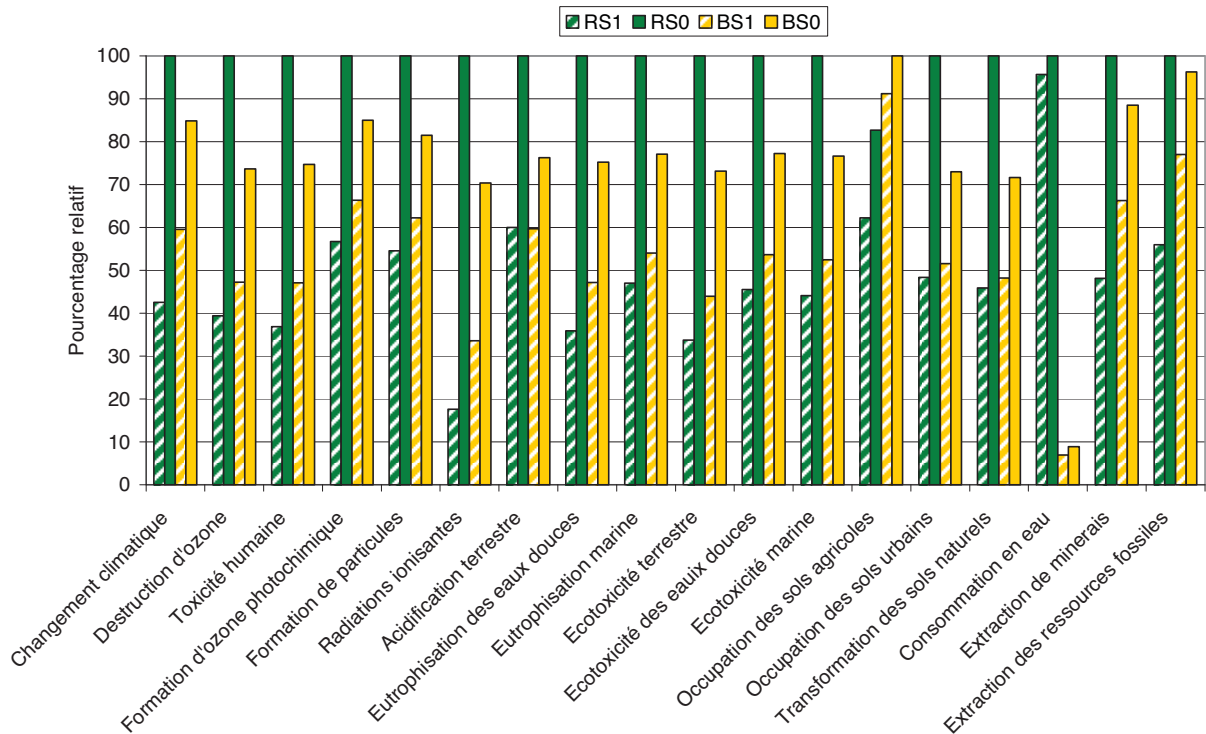


Figure VII-59. Scénarios RS1-RS0-BS1-BS0 – Catégories d'impact intermédiaires - Comparaison des systèmes de récupération des eaux de pluie à deux échelles différentes – ReCiPe 2008

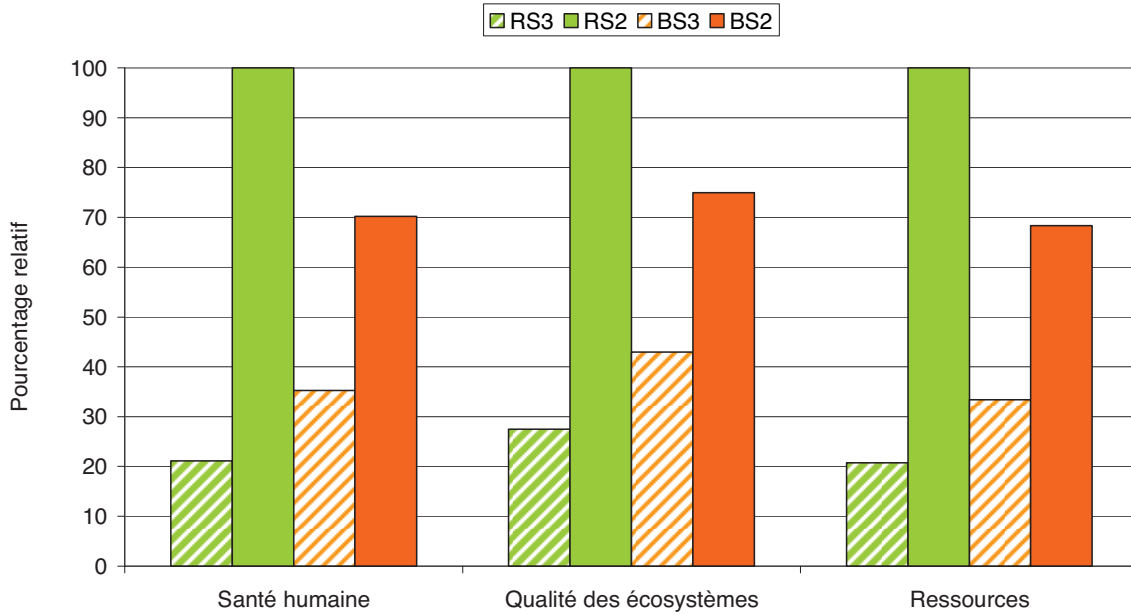


Figure VII-60. Scénarios RS3-RS2-BS3-BS2 - Catégories de dommage Comparaison des systèmes de récupération des eaux de pluie à deux échelles différentes – ReCiPe 2008

- RS3 - Maison individuelle - Fonctionnement - Sans désinfection
- RS2 - Maison individuelle - Fonctionnement - Avec désinfection
- BS3 - Bâtiment collectif - Fonctionnement - Sans désinfection
- BS2 - Bâtiment collectif - Fonctionnement - Avec désinfection

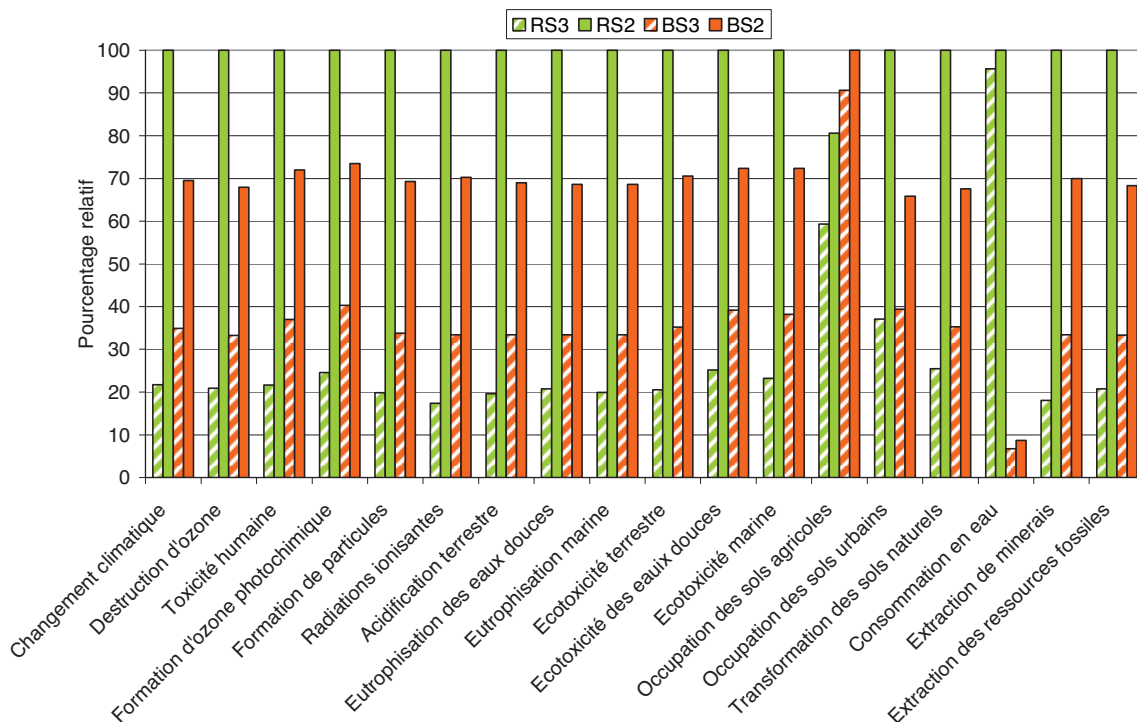


Figure VII-61. Scénarios RS3-RS2-BS3-BS2 - Catégories d'impact intermédiaires - Comparaison des systèmes de récupération des eaux de pluie à deux échelles différentes – ReCiPe 2008

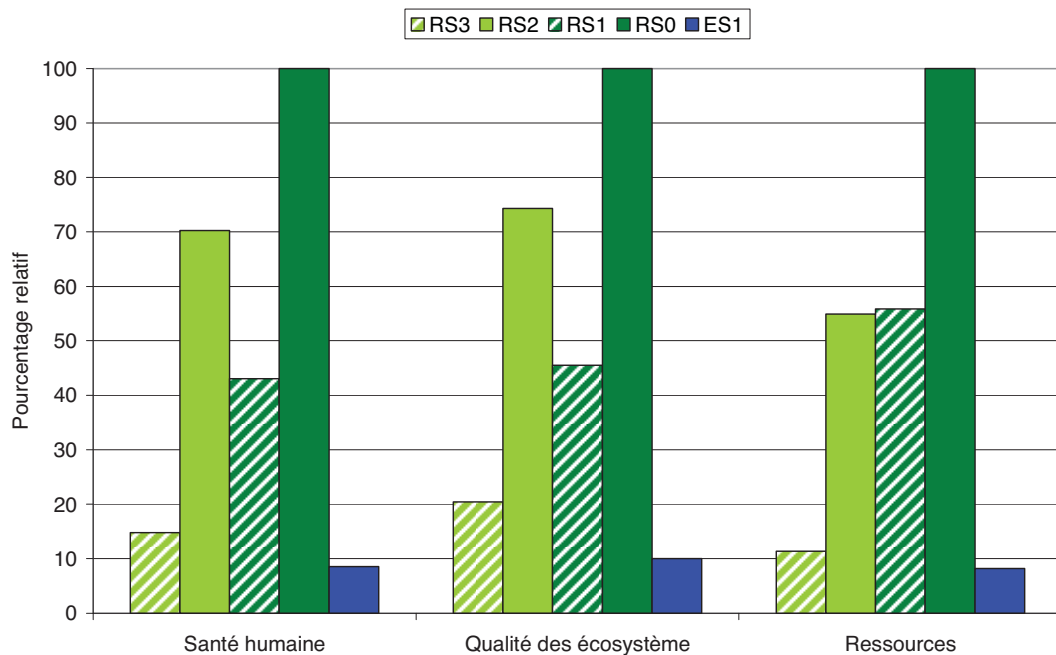


Figure VII-62. Scénarios RS3-RS2-RS1-RS0-ES1 - Catégories de dommage - Comparaison de la récupération des eaux de pluie et de l'utilisation d'eau potable sur la maison individuelle – ReCiPe 2008

- RS3 - Maison individuelle - Fonctionnement - Sans désinfection
- RS2 - Maison individuelle - Fonctionnement - Avec désinfection
- RS1 - Maison individuelle - Immobilisation + Fonctionnement - Sans désinfection
- RS0 - Maison individuelle - Immobilisation + Fonctionnement - Avec désinfection
- ES1 – Production d'eau potable

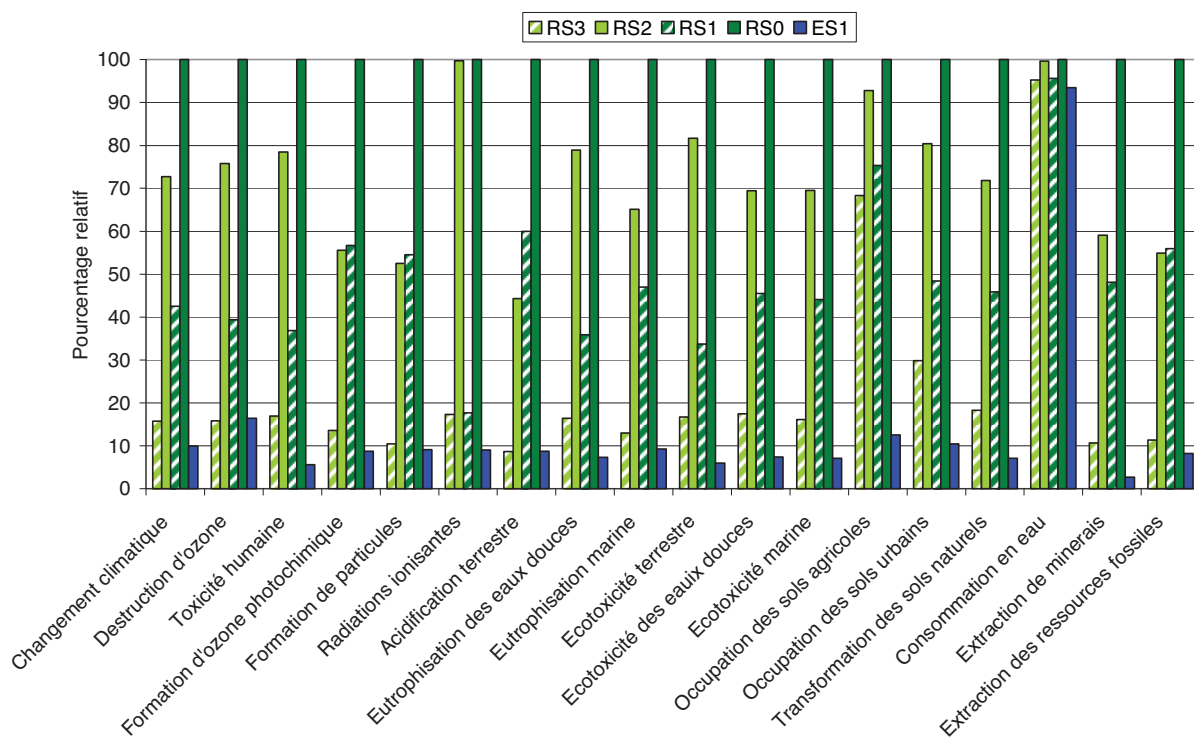


Figure VII-63. Scénarios RS3-RS2-RS1-RS0-ES1 - Catégories d'impact intermédiaires - Comparaison de la récupération des eaux de pluie et de l'utilisation d'eau potable sur la maison individuelle –ReCiPe 2008