OPUR : Observatoire des Polluants Urbains en Île de France

Thème de recherche : 8

Action de recherche : 8.3

LE ROLE DU STOCKAGE SUR L'EVOLUTION DE LA QUALITE DES EAUX ALTERNATIVES (EAU DE PLUIE ET EAUX GRISES) AU NIVEAU D'UN BATIMENT

Rapport final

22 janvier 2016

- *Travail réalisé au LEESU et au CSTB Nantes par Siyu Zhang, doctorant*
- *Co-financement de la bourse de thèse par le CSTB*
- *Suivi assuré par Bernard de Gouvello (CSTB/LEESU) et Nathalie Garrec (CSTB-Nantes)*

Le rôle du stockage sur l'évolution de la qualité des eaux alternatives (eau de pluie et eaux grises) au niveau d'un bâtiment

EN-CAPE 15.237 L - V0

SIYU ZHANG

15/12/2015

Table des matières

1 Etude bibliographique 5

1.1 Contexte et enjeux 5

1.1.1 Contexte général de l'utilisation des eaux alternatives à l'échelle bâtiment 5

1.1.2 Les réglementations internationales 6

1.1.3 Utilisation de ressources d'eau non potable/recyclée à l'intérieur du bâtiment 6

1.2 La qualité de l'eau 13

1.2.1 La qualité physico-chimique 13

1.2.2 La qualité microbiologique 14

1.3 L'évolution de la qualité dans le stockage 20

1.3.1 Les processus dans le réservoir 20

1.3.2 Évolution de la qualité microbiologique dans le stockage 22

2 Démarche Scientifique 26

3 Caractérisation et évolution de la qualité microbiologique des eaux alternatives brutes stockées au niveau d'un bâtiment : premiers résultats expérimentaux 28

3.1 Introduction 29

3.2 Etat de l'art 29

3.2.1 L'eau de pluie récupérée en aval de toitures 30

3.2.2 Les eaux grises domestiques 30

3.3 Expérimentations préliminaires 31

3.3.1 Expérimentation sur l'eau de pluie 31

3.3.2 Expérimentation sur les eaux grises 32

3.3.3 Résultats et discussion 34

3.4 Conclusion et perspectives 38

4 Stockage des eaux alternatives au sein du bâtiment : eau de pluie et eau grise de lave-linge 40

4.1 Contexte général 40

4.1.1 Problématique et justification scientifique 40

4.1.2 Objectifs du chapitre 41

4.2 Matériels et Méthodes 41

4.2.1 Description du Site d'experimentation : le bâtiment « AQUASIM » 41

4.2.2 Descriptif des cuves de stockage 41

4.2.3 Nature de l'eau stockée 44

4.2.4 Description de la collecte d'eau de pluie 44
4.2.5 Description de la laverie 44
4.2.6 Nettoyage et désinfection des équipements 45
4.2.7 Déscriiption du protocole expérimentatal 45
4.3 Résultats et discussions 50
4.3.1 Expérimentation 1 : stockage de trois types d'eaux 50
4.3.2 Expérimentation 2 : Stratification dans la cuve de stockage 61
4.4 Conclusion des expérimentations à l'échelle de vraie grandeur 67
4.4.1 Qualité des eaux alternatives stockées 67
4.4.2 Pertinence des paramètres choisis pour apprécier l'évolution la qualité de l'eau en cours de stockage 68
5 Stockages des Eaux Grises domestiques : comparaison douches/lave-linge 70
5.1 Contexte général 70
5.1.1 Problématique et justification scientifique 70
5.1.2 Objectif de ce chapitre 71
5.2 Matériels et Méthodes 71
5.2.1 Description du site d'expérimentation : le bâtiment « AQUASIM » 71
5.2.2 Protocole expérimental 74
5.3 Résultats et discussion 80
5.3.1 Analyses des paramètres physico-chimiques généraux 80
5.3.2 DCO 80
5.3.3 DBO_5 81
5.3.4 COT 82
5.3.5 NTK et Phosphore total 82
5.4 Analyse des micropolluants 83
5.4.1 Analyses des alkylphénols 83
5.4.2 Analyses des phtalates 84
5.5 Analyses microbiologique des eaux 86
5.5.1 Qualité microbiologique de l'eau grise de lave-linge 86
5.5.2 Qualité microbiologique de l'eau grise de douche 86
5.6 Conclusion 87
6 Conclusion générale 89

1 ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1 Contexte et enjeux

1.1.1 Contexte général de l'utilisation des eaux alternatives à l'échelle bâtiment

Longtemps cantonnée aux zones rurales non desservies de solutions réseaux, l'utilisation de ressources alternatives à l'eau potable suscite depuis la fin du 20ème siècle un intérêt croissant y compris en zone urbaine déjà desservies par des réseaux d'adduction d'eau potable (Lazarova *et al.* 2003). Cette tendance, observable sur tous les continents, répond à plusieurs logiques parfois combinées entre elles : déficit de ressources, anticipation des impacts des changements climatiques, progression/promotion de l'idée de cycle court et politiques de développement durable (Barron 2009). Les ressources alternatives sollicitées sont très diverses : eau de pluie, dessalement d'eaux saumâtres ou d'eaux de mer, eaux usées retraitées (Salgot and Tapias 2004). Cependant, si les ressources alternatives à l'eau du réseau semblent évidentes pour plusieurs usages cela l'est moins pour d'autres, et notamment lorsque des questions sanitaires sont en jeu.

Parmi ces ressources deux sont directement liées au bâtiment : la récupération de l'eau de pluie collectée en aval des toitures et le recyclage des eaux grises qui correspondent aux eaux de douches et/ou de laverie. Pour assurer l'adéquation entre la disponibilité des ressources et les besoins en eau, plusieurs étapes successives sont nécessaires : la collecte, le stockage d'eau brute ainsi qu'un traitement éventuel à dimensionner en fonction de la pollution à traiter et de l'usage envisagé. Ces techniques font l'objet d'une diffusion variable selon les pays.

De plus en plus d'installations d'utilisation d'eau de pluie ont été réalisées à travers le monde pour des usages ne nécessitant pas une qualité d'eau qui soit potable, comme l'irrigation de jardin, l'alimentation des chasses d'eau, voire le lave-linge (Lye 2009). Dans certaines zones rurales de la Nouvelle Zélande, l'eau de pluie est même la seule source d'eau pour l'ensemble des usages domestiques, en l'absence de service de production et d'acheminement d'eau potable (Simmons *et al.* 2001). À Berlin, les systèmes d'utilisation des eaux de pluie ont été introduits en 1998 dans le cadre d'un développement urbain à grande échelle à Potsdamer Platz afin d'économiser l'eau, mais également de contrôler les inondations en milieu urbain et de créer un meilleur microclimat : l'eau de pluie récupérée est utilisée pour arroser le jardin, alimenter les chasses d'eau et laver les voitures. Dans les îles Vierges (Etats-Unis), la mise en place d'un système d'utilisation des eaux de pluie est devenue obligatoire pour obtenir un permis de construire. (Hamdan 2009). En Australie, un guide sur la récupération et l'utilisation de l'eau de pluie a été publié en 2009 (Page *et al.* 2010). La réutilisation des eaux grises se développe également dans certains pays tels que l'Allemagne (Nolde 2000), la Suède (Ottoson and Stenstrom 2003), Israël (Ronen *et al.* 2010)et Japon (Funamizu 2010) à l'échelle collective et/ou individuelle pour des usages à l'intérieur du bâtiment ou pour l'irrigation des parcelles.

En France, les évolutions du secteur du bâtiment ont joué un rôle important dans l'émergence de l'intérêt pour les ressources alternatives à l'eau potable en contexte urbain. L'émergence de préoccupations environnementale dans ce secteur a conduit au développement d'approches axées sur le développement durable telle la démarche HQE (Haute Qualité Environnementale) (de Gouvello and Deutsch 2009). Cet intérêt se manifeste essentiellement au travers de projets recourant à l'utilisation de l'eau de pluie qui a fait l'objet d'un début de réglementation avec la parution le 21 août 2008 d'un arrêté « relatif à la récupération des eaux de pluie et à leur usage à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments intitulé ». Le domaine d'application de ce texte reste limité : seules les toitures inaccessibles sont envisagées et l'eau de pluie destinée à produire de l'eau potable n'est pas concernée. Néanmoins, il introduit implicitement trois catégories supplémentaires de qualité de l'eau entre l'eau potable et les eaux pluviales (considérées comme eaux usées) : l'eau de pluie utilisable en plein air, l'eau de pluie utilisable à l'intérieur des bâtiments pour les chasses d'eau et le nettoyage des sols et l'eau de pluie utilisable pour la lessive. Ces catégories sont définies par des obligations croissantes de moyens à mettre en œuvre, mais ne sont pas soumises à des critères de qualité définis par des paramètres, ce qui rend difficile leur objectivation en termes de qualité (de Gouvello *et al.* 2013). La parution de ce texte a permis de renforcer une dynamique déjà préexistante de développement des projets de construction recourant à cette technique : en particulier dans des établissements scolaires, des immeubles d'habitation, des immeubles de bureaux, des bâtiments industriels et des bâtiments à vocation culturelle (De Gouvello 2011). Pour les maisons individuelles, selon une enquête réalisée par le Centre d'Information sur l'Eau au cours de l'année 2009, le taux d'équipement serait de 25% (C.I.Eau 2009): à cette échelle, on observe souvent la mise en place de systèmes sommaires, consistant en un simple bidon récupérant les eaux de pluie s'écoulant dans les gouttières.

1.1.2 Les réglementations internationales

Le Tableau 1 présente les différentes réglementations internationales pour les eaux alternatives pour l'utilisation des eaux alternatives au niveau du bâtiment, qui donne une référence pour les paramètres de qualité à suivre et les exigences de qualité.

Tableau 1. Réglementations internationale pour les eaux alternatives

	pH	DBO_5 (mg/L)	Turbidité (NTU)	MES (mg/L)	TC (UFC/mL)	FC (UFC/mL)	E.coli. (UFC/mL)
États-Unis	6-9	10	2			ND	
Allemagne		5 [R1]			100	10	
Australie		20			50	10	
Royaux-unis	5-9,5		10		1000		250
Canada		10	2	10		ND	ND

Sources : Etats-Unis: « USEPA water reuse guidelines ; Allemagne: Quality requirement for toilets flushing by SensDat »; Australie: « Australian Guidelines for Water Recycling. Managing Health and Environmental Risks. Phase 1. National Water Quality Management Strategy »; Royaume-Uni: « British standard BS 8525-1.2010: Greywater systems, Code of practice».; Canada: Recommandations canadiennes sur Les eaux domestique recyclées destinée à alimenter les chasse d'eau des toilettes et des urinoirs

1.1.3 Utilisation de ressources d'eau non potable/recyclée à l'intérieur du bâtiment

1.1.3.1 Eau de pluie : de la collecte au stockage

Comme cela a été mentionné précédemment, des systèmes de récupération et d'utilisation de l'eau de pluie (RUEP) à l'intérieur du bâtiment sont déjà mis en œuvre en France comme dans d'autres pays. Cette partie vise à présenter les différentes étapes et éléments constitutifs d'une installation de récupération et utilisation de l'eau de pluie, de la collecte au stockage. La partie traitement après stockage, qui consiste généralement en une désinfection de l'eau, sera traitée dans le paragraphe 2.3, puisque ce type de traitement avant usage est commun à d'autre types d'eau stockée.

1.1.3.1.1 Principe général de fonctionnement d'une installation de RUEP

La Figure 1 montre le parcours de l'eau dans un système de récupération et d'utilisation de l'eau de pluie (RUEP).

Figure 1 Parcours de la pluie dans un système de RUEP

Quelle que soit la complexité du système, le système de récupération d'eau de pluie comporte cinq fonctions de base:

Collecte: La surface de collecte permet de capter la ressource apportée par la pluie. Dans le cadre de la réglementation française actuelle, cette fonction est assurée par des toitures inaccessibles.;

Acheminement : Cette fonction est assurée par des gouttières et des descentes pluviales: ces éléments constituent

le réseau permettant d'acheminer l'eau de la surface de collecte jusqu'à l'étape suivante..

Prétraitement : Il s'agit d'éliminer en amont de la cuve de stockage un maximum d'éléments susceptibles d'en contaminer le contenu. Plusieurs dispositifs techniques existent : crapaudine, dégrillage sur descente, '*first-flush diverter*'(solution souvent préconisée à l'étranger mais absente en France).

Stockage : Le stockage permet de conserver la ressource collectée en attendant le moment opportun pour l'utiliser. En pratique, cela se concrétise par un ou plusieurs réservoirs, lesquels peuvent être aériens ou enterrés (voir exemples d'installations) et être de différents matériaux (PEHD, Polypropylène, béton…)

Traitement : Le traitement vise à garantir/rétablir la qualité de l'eau stockée avant son usage. Le niveau de traitement peut varier en fonction de l'usage considéré (bobine de filtration mécanique, chloration, désinfection par Ultraviolet (UV)…)

1.1.3.1.2 Exemples d'installations

Il existe 2 principaux types de système de récupération d'eau de pluie en fonction de la localisation du (ou des) réservoir(s) de stockage : aérien et enterré. (cf. fig. 2, 3).

Les réservoirs aériens, ils sont plus faciles à mettre en œuvre et moins chers mais ils sont en revanche moins stables (mécaniquement, soumis aux variations de température et au vieillissement par UV). Le volume des réservoirs est plus petit mais les cuves de grand volume sont parfois disponibles. Le matériau polyéthylène de haute densité (PEHD) est le choix plus populaire.

Les réservoirs enterrés sont généralement pour des raisons esthétiques et/ou d'encombrement (ils sont généralement d'un volume sensiblement supérieurs aux réservoirs aériens). Le volume des réservoirs est grand que les réservoirs enterrés. Les matériaux en béton sont souvent utilisées grâce à la stabilité mécanique de ce matériau.

Dans les deux systèmes, la plupart des éléments sont identiques tels que dégrillage sur descente, 'first-flush diverter', entrée calme, trop-pleins, etc.

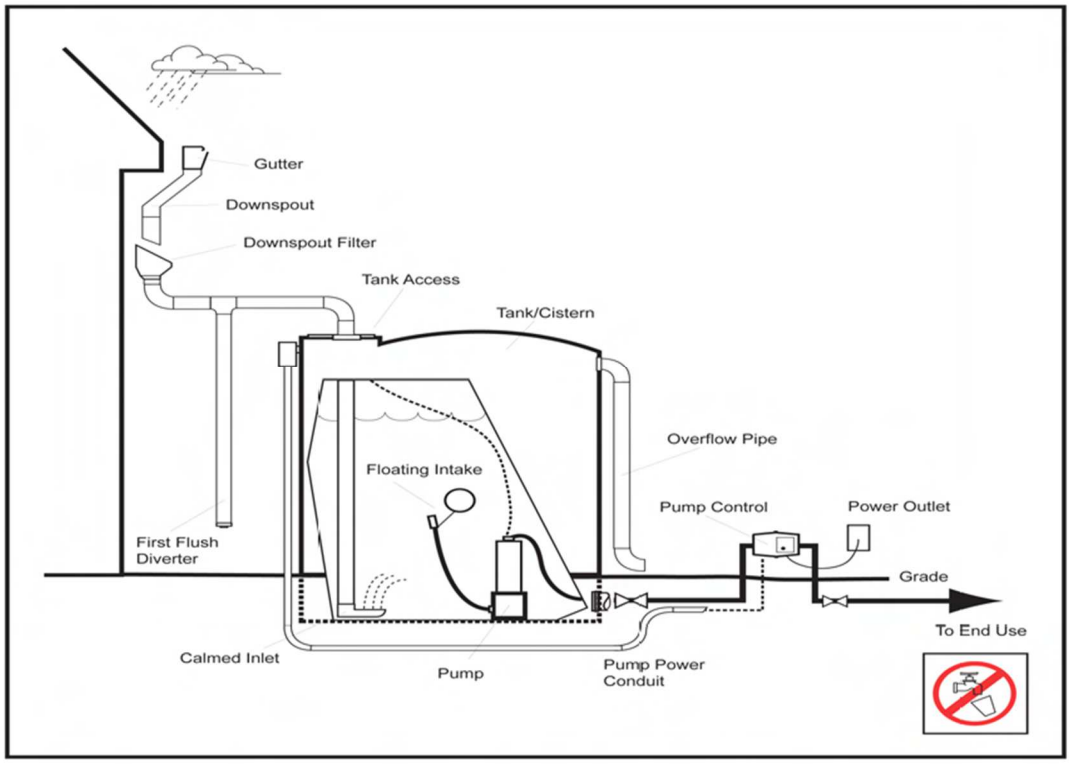


Figure 2 : installation de RUEP avec stockage aérien (The_Georgia_Guidelines_Committee 2009)

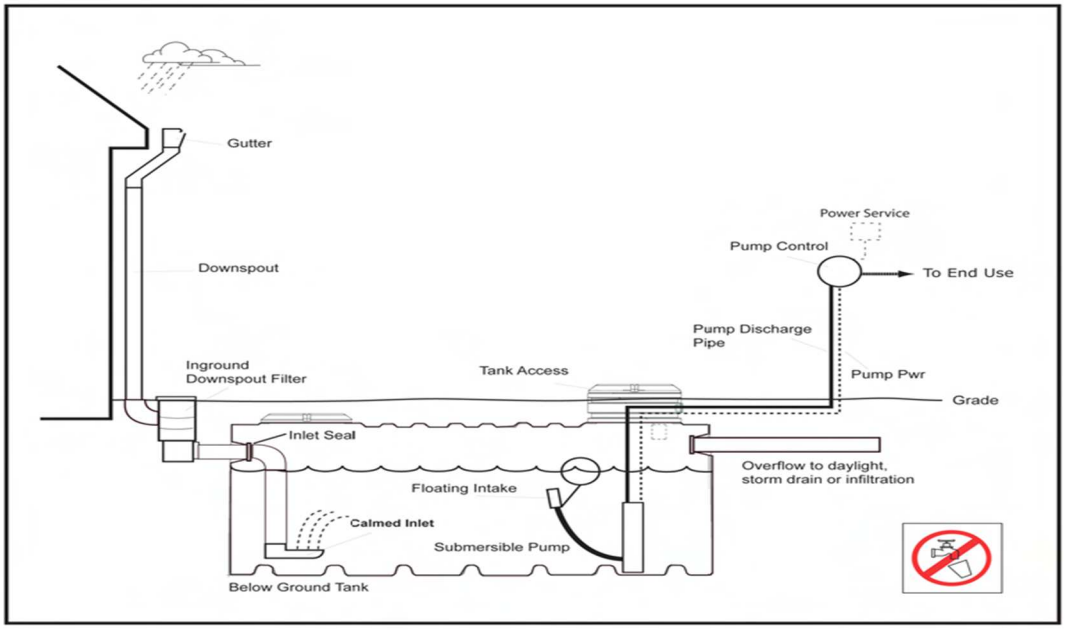


Figure 3 installation de RUEP avec stockage enterré (The_Georgia_Guidelines_Committee 2009)

1.1.3.1.3 Le prétraitement

Déviateur de 'First flush'

Le "first-flush" correspond au premier flux d'eau collecté et entrant dans la cuve lors d'un évènement pluvial. Ce premier flux d'eau draine les substances et particules qui se sont déposées sur la surface de collecte depuis l'évènement pluvial précédent. L'eau collectée est ainsi plus chargée en polluants dans les premières minutes d'un évènement pluvial et les concentrations de ces polluants diminuent ensuite vers une valeur constante. En général, ces effets dynamiques sont observés au cours des 2 premiers mm de hauteur de ruissellement (Martinson et Thomas 2005).

Un seul déviateur de premier flux bien entretenu permettrait d'améliorer essentiellement la qualité de l'eau de pluie (Meera et Ahammed 2006; van der Sterren *et al.* 2013). Une étude réalisée par Gardiner et al. (2004), sur l'efficacité de déviateur de premier flux montre que l'abattement en termes des indicateurs microbiologiques atteint de 9 à 62%.

1.1.3.1.4 Le stockage

Il y a plusieurs facteurs affectant la qualité de l'eau de pluie stockée dans un cuve : les différents volume, les matériaux, le temps de séjour, l'effet de sédimentation, la formation de biofilm…le stockage est un élément clé pour le fonctionnement de la récupération et utilisation de l'eau de pluie et néanmoins il n'y pas de consensus sur l'influence de stockage sur la qualité de l'eau stockée : 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, 1991). Par con séquence, notre étude se focalise le stockage et essayer de motre son effets en la qualité de l'eau stockée.

1.1.3.2 Eaux grises : de la production au stockage

1.1.3.2.1 Principe général de fonctionnement d'une installation de REG

La Figure 4 présente les différentes fonctions caractéristiques d'une installation de recyclage des eaux grises RUEG).

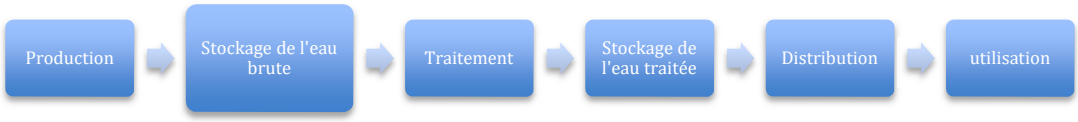


Figure 4 : Schéma présentant les différentes les fonctions d'un dispositif de recyclage des eaux grises

Un système de recyclage des eaux grises comporte six fonctions de base:

1. Production d'eaux grises : les eaux grises considérées sont générées lors de l'utilisation de lavabos, douches, bains et lave-linges.

2. Stockage de l'eau brute : les eaux grises produites sont dirigées vers un premier réservoir de stockage qui permet un refroidissement des eaux grises (préciser la température des eaux grises et température ambiante) et une sédimentation des matières en suspension. Ce réservoir porte aussi le nom de « cuve de sédimentation ».

3. Traitement : le traitement vise à assurer une qualité d'eau pour l'usage aval. Différents types de traitement existent, lesquels peuvent être mis en place avant, après et/ou au sein du stockage même (cf. exemples).

4. Stockage de l'eau traitée : ce second stockage permet de conserver la ressource traitée en vue de son utilisation au moment opportun. Une installation comporte généralement plusieurs réservoirs de stockage, chacune abritant une qualité distincte (par exemple : eau traitée prête à l'usage en aval).

5. Distribution : Opérée via des canalisations qui dirige les eaux grises vers le réservoir de stockage.

6. Utilisation : Les utilisations visées sont infra-alimentaires : elles peuvent concerner des utilisations extérieures (irrigation des plantes, nettoyage…), mais également certains usages internes au bâtiment (telle l'alimentation de chasses d'eau).

1.1.3.2.2 Exemples d'installations

De nombreuses configurations d'installations sont possibles. Sans prétendre à l'exhaustivité, nous en présentons ici plusieurs.

La Figure 5 présente un système de recyclage des eaux grises utilisé en Allemagne pour un habitat collectif. Les eaux grises brutes issues des lave-linge, des lavabos et des douches/bains sont récupéréés et envoyées dans une cuve de stockage tampon (étape 1) qui vise à compenser le décalage temporelle entre la production et la demande en eau recyclée. Les eaux grises sont ensuite traitées (étape 2) par différents types de traitements comme la filtration, le traitement biologique ou le système de membrane. **En fin,** les **eaux grises traitées sont stocké**es **dans** un réservoir de stockage (étape 3) et distribuées à partir de celui-ci**. Un système** d'appoint **est installé pour** assurer une alimentation en eau potable dans les cas où la production d'eaux grises est insuffisante pour couvrir les besoins**..**

La Figure 6 présente deux types de dispositifs de recyclage d'eaux grises utilisés depuis plus de dix ans en habitat collectif en Allemagne et qui ont démontré leur efficacité (Nolde 2005). Dans les deux configurations, les eaux grises brutes sont tout d'abord collectées dans des réservoirs de sédimentation. Ces réservoirs de sédimentation en forme d'entonnoir munis de dispositifs automatisés de suppression des boues ont été sélectionnés pour leur efficacité de pré-traitement. Le traitement des eaux grises est ensuite réalisé :

- soit par un traitement biologique multi-étage par contacteur biologique rotatif, couplé à un réservoir de compensation pour éliminer la biomasse ;
- soit via un filtre à sable planté.

L'eau traitée est ensuite soumise à une désinfection par UV avant d'être stockée dans le réservoir d'eau sanitaire. La distribution de l'eau recyclée, utilisée pour l'alimentation des chasses d'eau est alors réalisée avec une pompe de gavage.

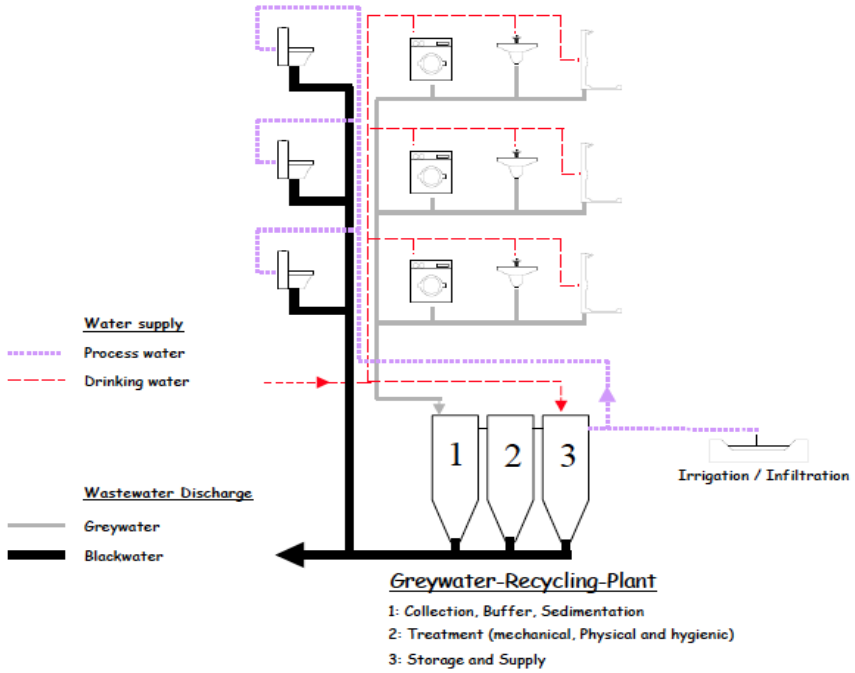


Figure 5 Application typique de recyclage des eaux grises de plusieurs foyers en Allemagne

Source : (Association for Rainwater Harvesting and Water Utilisation (fbr) 2005)

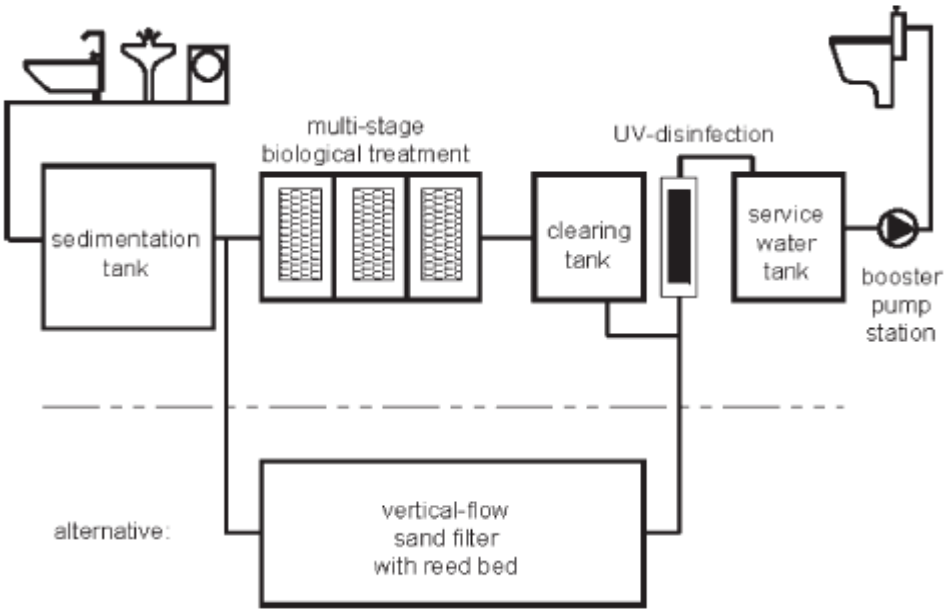


Figure 6 : Installation(s) de recyclage des eaux grises en habitat collectif (source :(Nolde 2005))

1.1.3.2.3 Production

La figure 7 présente les différents types d'eaux grises : eau de douche/ bain, eau de lavabo et eau de lave-linge. Elle permet d'identifier le type de pollution présent dans chaque catégorie.

L'eau de douche et bain contient non seulement des éléments apportés par le corps humain mais aussi des traces d'urine et de matières fécales. (Hourlier 2010). Du fait de l'utilisation de lessive, appliquée dans l'eau de laverie, elle sont plus chargée en matière organique que l'eau de douche/bain et lavabo.

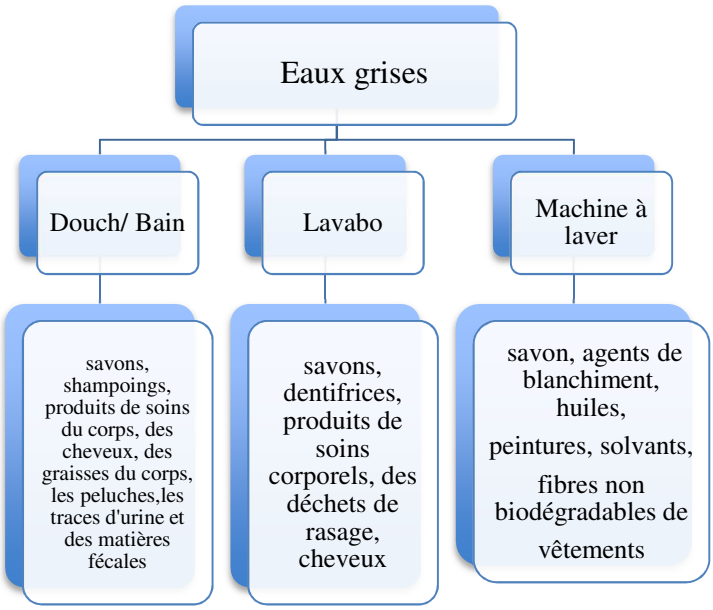


Figure 7. Différentes catégories d'eaux grises pour la réutilisation (Ghaitidak et Yadav. 2013)

1.1.3.2.4 Stockage des eaux brutes

Le stockage est un élément important dans tous les systèmes de recyclage des eaux grises. Cette étape permet d'assurer l'adéquation entre la production et l'utilisation en compensant le décalage temporel entre la production qui se traduit par l'introduction des eaux grises dans le système de recyclage et la demande. Le réservoir a aussi l'avantage de permettre à l'eau chaude de se refroidir avant la réutilisation et permet également d'assurer une phase préliminaire de traitement par le processus de sédimentation. Le dimensionnement de ce réservoir doit tenir compte du nombre et des habitudes des utilisateurs ainsi que des équipements situés en aval (traitement rapide ou long). Par conséquent, les réservoirs de stockage font partie intégrante de l'installation de traitement et sont considérés comme une étape clé.

1.1.3.2.5 Les Traitements

En général, les différentes technologies qui sont bien établies dans le secteur du traitement de l'eau peuvent être appliquées pour les eaux grises. Les technologies qui ne nécessitent pas l'ajout de produits chimiques et qui ont besoin de peu d'énergie et de maintenance sont préférables : soit Systèmes biologiques (processus qui utilisent des micro-organismes) ; soit les technologies des membranes ;

- **Les systèmes biologiques**

Les filières de traitement utilisant un seul procédé biologique, par exemple un biofiltre aéré ou un contacteur biologique rotatif, sont très efficaces vis-à-vis de la réduction de la DBO_5 : les études présentées (Nolde 1999) font état d'une DBO_5 résiduelle inférieure à 5 mg $O_2.L^{-1}$, et d'un abattement supérieur à 90 %. Les MES et la DCO sont moins bien éliminées : la concentration en MES dans les eaux recyclées peut atteindre 6 $mg.L^{-1}$, et la DCO résiduelle est comprise entre 5 et 47 mg $O_2.L^{-1}$, ce qui correspond à un abattement compris entre 82 et 90 %. Cependant, l'abattement en azote et en phosphore est supérieur à 50 % pour ces systèmes biologiques.

- **Les technologies des membranes**

La filtration sur membrane de micro, ultra et nanofiltration, parfois précédée d'un prétraitement, permet généralement une excellente élimination de MES et de la turbidité des eaux grises : l'abattement de la turbidité par une membrane dans les études est de 92 % (Ramon et al. 2004). Les procédés membranaires retiennent également la DBO_5 de manière efficace : l'abattement est supérieur à 86 % dans les études précédemment mentionnées. Par contre, l'abattement de la DCO varie fortement en fonction du seuil de coupure de la membrane utilisée.

D'autres technologies associent un procédé biologique et une membrane, sous forme de bioréacteur à membranes (BAM) ou par simple mise en série d'un module biologique et d'un module membranaire : ces technologies permettent un excellent abattement de la turbidité (Merz et al. 2007 ; Laine, 2001 ; Kim et al., 2009) et de MES. Ainsi, dans les études citées, la concentration en MES dans les eaux recyclées est inférieure à 4 $mg.L^{-1}$. Dans la

majorité des cas, l'abattement de la DCO est supérieur à 86 %, et la DCO des eaux recyclées n'excède pas 17 mg $O_2.L^{-1}$. L'étude de Buchheister et al. (2006) rapporte une DCO résiduelle plus importante, mais les eaux grises recyclées par le procédé présenté sont des eaux de laverie industrielle, particulièrement chargées en DCO par la présence de lessives. La DBO_5 est éliminée à plus de 83 % par ces systèmes, et les eaux recyclées contiennent moins de 10 mg $O_2.L^{-1}$ de DBO_5.

1.1.3.2.6 Stockage de l'eau traitée

Dans le cadre domestique, les modes de vie des résidents et leur utilisation d'eau donnent lieu à un modèle de rejet caractérisé par des pics le matin et le soir (Butler, 1999). Le cycle diurne est encore visible à l'échelle des logements multiples même si les transitions ont tendance à être plus lisses. Équilibrer l'alimentation et la demande d'eau est un facteur vital dans le succès du système de recyclage. En conséquence, la capacité de stockage a un impact direct sur les économies d'eau. En général, l'éfficacité de réutilisation augmente en fonction de la croissance du volume de stockage (et donc le temps de séjour) (Dixon, 1999. Par conséquence, le stockage constitue un élément essentiel dans la conception hydraulique du système.

1.1.3.3 Eaux alternatives/recyclées : désinfection, distribution et usages

1.1.3.3.1 Particularité du réseau de distribution

Aucune connexion transversale entre le réseau de distribution d'EDCH et le ou les réseaux de distribution d'eau recyclée ne devrait exister. Les tuyaux dédiés aux eaux de pluie et/ou aux eaux grises doivent être clairement identifiés de manières à éviter toute confusion entre les deux types de système de distribution cette clarification est souvent réalisée par la signification en couleurs au moment de la construction d'un bâtiment tout comme lors de travaux de rénovation. Certains éléments contenus dans les eaux grises, comme les cheveux peuvent causer des défaillances opérationnelles. Tuyaux et raccords qui sont en contact avec les eaux grises non traitées doivent être conçus de telle manière que, sans arêtes vives ou d'autres formes. Tout le matériel mécanique comme des pompes, des vannes motorisées, les filtres et les autres unités doivent être facilement accessibles et amovibles afin d'effectuer des travaux de réparation, d'entretien et de nettoyage

1.1.3.3.2 Usages envisagés

Les utilisations les plus couramment envisagées sont l'alimentation des chasse- d'eau, l'arrosage des jardins (espace verts et potagers) et le nettoyage des sols qui ne requièrent pas strictement l'utilisation d'une eau de qualité potable.

Différents types d'applications causent de différents voies d'exposition humaine et, par conséquence demandent des eaux de différents qualités. Cette distinction n'a pas été indiquéesdans les recommandations des différents pays dans le monde.

1.1.3.3.3 Désinfection

- **Lumière Ultraviolet (UV)**

Les rayons ultraviolets peuvent être utilisés dans le domaine du traitement de l'eau pour éliminer les microorganismes sensibles aux UV. La qualité de l'eau à désinfecter peut être un facteur limitant du fait de la présence de composés organiques ou inorganiques dissous dans l'eau et de la formation de films chimiques ou biologiques à la surface des gaines de quartz.. Pour l'eau grise, Le traitement biologique et une filtration sont souvent une condition préalable à la désinfection UV.(Nolde 2005) ; Le rayonnement UV est de plus en plus populaire aux États-Unis parmi les usagers des eaux de pluie (Macomber, 2010). Une filtration en amont du traitement UV est souvent nécessaire pour assurer une meilleure efficacité. (Qualls et al., 1983). Des études antérieures ont trouvé irradiation UV est une méthode appropriée pour la désinfection de l'eau de pluie récupéré (Jordan et al, 2008; Despins et al, 2009;. Ahmed et al, 2012).

- **Ozone**

L'ozone, constituée de trois atomes d'oxygène (O_3)est la forme la plus réactive de l'oxygène . L'ozone agit comme un agent oxydant efficace pour réduire la couleur, pour éliminer les mauvaises odeurs, et pour réduire le carbone organique total dans l'eau. Un système de récupération d'eau de pluie à Fort Worth (Texas, Etats-Unis) utilise un

générateur d'ozone, pour traiter dans un réservoir de 95000 L ; (Texas_Water_Development_Board 2005)

- **Chloration**

Pour Des systèmes d'auto-dosage automatiques sont disponibles. Une pompe à chlore injecte du chlore dans l'eau stockée qui entre dans la maison. Dans ce système, le temps de contact est un élément critique pour éliminer les bactéries. Le temps de contact du chlore est généralement compris entre 2 et 5 minutes avec une concentration de chlore résiduel de 2 parties par million (ppm). La durée temporelle est basée sur le pH de l'eau, de la température et de la quantité de bactéries. Cette durée augmente en fonction du pH et diminue fonction de la température. À île de Hawaii, la chloration est la technique de désinfection mentionnée dans les recommandations (Macomber 2010).

1.2 La qualité de l'eau

1.2.1 La qualité physico-chimique

1.2.1.1 Qualité physico-chimique de l'eau de pluie collectée en aval des toitures

Plusieurs études ont montré que les eaux de ruissellement sur la toiture peuvent être un contributeur majeur de métaux lourds dans les écosystèmes aquatiques. Un rapport de Good (1993) concernant les eaux de ruissellement des toitures de Washington dans le nord-ouest des États-Unis caractérise les eaux de ruissellement comme dépassant les normes de l'eau des milieux naturels (EPA, 1986) pour le cuivre, le plomb et le zinc dans tous les échantillons testés. Des profils de niveaux de pollution pour les événements de ruissellement des toitures de Bayreuth, en Allemagne, ont été décrits dans une série de rapports par Forster (1996, 1998, 1999) : il a été constaté des concentrations élevées de polluants au début des épisodes de précipitations, lesquelles ont tendance à baisser au fur et à mesure du ruissellement. Ce modèle de ruissellement sur la toiture avec des niveaux initiaux élevés de polluants a été décrit par l'auteur comme un effet "first-flush" et modélisé par une fonction exponentielle négative. Les études de Forster ont également identifié que les niveaux de pollution des eaux de ruissellement provenant de toitures différentes au sein d'une petite zone étaient très variables, dépendant des saisons, et aussi très variables pendant des précipitations. Gromaire *et al.* (1998) ont constaté une bonne relation linéaire entre la concentration en matières en suspension (MES) des eaux de ruissellement de la toiture et les caractéristiques d'événements de pluie, telles la durée temps sec, l'intensité et la durée de la pluie. Simmons *et al.* (2001) ont étudié la contamination en termes des niveaux de métaux lourds (zinc, cuivre et plomb) dans cent vingt-cinq systèmes d'eau de pluie sur des toitures domestiques de quatre districts ruraux Auckland (Nouvelle-Zélande): leur étude a révélé que 14% des systèmes dépassaient les normes de eau potable en Nouvelle-Zélande pour le plomb, 2% pour le cuivre et 1,0% pour le zinc.

1.2.1.2 Qualité physico-chimique des eaux grises

L'analyse des caractéristiques des eaux grises de différentes catégories décrites précédemment dans la figure 7, est présentée dans le Tableau 1. Les eaux grises issues des cuisines sont plus chargées en matières organiques, en polluants physiques que les eaux issues des salles de bain (référence). Par ailleurs, elles sont chargées en azote et en phosphore et leur ration DCO:N:P est proche du ratio DCO:N:P de 100:20:1 qu'il est nécessaire d'atteindre pour envisager un traitement biologique efficace des eaux usées d'après (Metcalf et Eddy, 1991). Tous les types d'eaux grises présentent une bonne biodégradabilité en termes de ratios DCO:DBO_5 (Li *et al.* 2009). Par rapport au ratio DCO:N:P de 100:20:1 recommandé pour un traitement biologique efficace des eaux usées (Metcalf et Eddy, 1991), les eaux de salle de bain (eau de douche/bain, l'eau de lavabo) sont moins chargés en azote et en phosphore par rapport à l'eau des toilettes (eau de d en raison de l'exclusion de l'urine et des fèces. De même, les eaux de lave-linge sont également pauvres en azote. Dans certains cas, les eaux grises de lave-linge sont faibles en phosphore provenant de l'utilisation de détergents.). La plupart des auteurs travaillant sur le recyclage des eaux grises excluent les eaux issues de la cuisine. Toutefois, si ce n'est pas le cas et que les eau grise est destinée à être traitée par un processus biologique, il est suggéré que la quantité des eaux grises provenant de la cuisine soit faible au regard des autres sources d'eau grise afin de maintenir un rapport DCO:N:P optimal(Li *et al.* 2009). En effet, les eaux grises des éviers de cuisine et du lave-vaisselle contribue à la plus grande part des substances organiques

biodégradables et de l'azote particulaire.

Tableau 1. Qualité physico-chimique de différentes eaux grises (Li *et al.* 2009)

Sources	Lavabo&douche	Lave-linge	Cuisine	mélangé
pH	6.4–8.1	7.1–10	5.9–7.4	6.3–8.1
MES (mg/l)	7–505	68 – 465	134–1300	25–183
Turbidité (NTU)	44–375	50 – 444	298.0	29–375
DCO (mg/l)	100–633	231 – 2950	26–2050	100–700
DBO (mg/l)	50–300	48 – 472	536–1460	47–466
TN (mg/l)	3.6–19.4	1.1 – 40.3	11.4–74	1.7–34.3
TP (mg/l)	0.11– 48.8	ND – 171	2.9– 74	0.11–22.8

Dans notre étude, la qualité physico-chimique est le facteur explicatif : elle vise à interpréter l'évolution de la qualité microbiologique et identifier le facteur principal parmi tous qui affecter sa qualité microbiologique s'évolue au cours du stockage.

1.2.2 La qualité microbiologique

1.2.2.1 Généralités

Des indicateurs (globaux ou fécaux) sont établis pour évaluer l'efficacité de traitement et la qualité de l'eau. Les indicateurs eux-mêmes normalement ne pose pas des risques sanitaires qui sont entrainé par les pathogènes. Pourtant à cause de leurs faible concentration dans l'eau de pluie et eaux grises, les indicateurs qui sont non seulement associés à des pathogènes mais aussi en concentration plus importante.

- **Les indicateurs globaux et fécaux**

Ces micro-organismes peuvent être introduits dans les eaux grises par le lavage des mains après l'utilisation des toilettes, le lavage des bébés et des petits enfants (changement et lavage des couches).(Eriksson *et al.* 2002). Les indicateurs les plus courants pour évaluer la contamination fécale sont les bactéries coliformes (par exemple, les coliformes fécaux (FC), les coliformes thermotolérants (E. coli), streptocoques fécaux (entérocoques)

La fiabilité des organismes indicateurs a été étudiée dans plusieurs études (Gerba and Rose 2003) car l'absence de ces indicateurs ne signifie pas nécessairement l'absence de pathogènes dans les eaux grises (Birks and Hills 2007). De plus, ces indicateurs tendent à surestimer la charge des matières fécales de 100 à 1000 fois par rapport aux biomarqueurs chimiques en raison de la présence de matières organiques dissoutes et de la prolifération d'indicateurs fécaux dans le réservoir de stockage ou de la tuyauterie de distribution (Ottoson and Stenstrom 2003).

- **Pathogènes**

E. coli

E. coli se trouve dans les intestins des humains et animaux à sang chaud; certaines souches de cette bactérie peuvent causer une maladie gastro-intestinale, mais également des problèmes sanitaires plus graves. E. *coli* peut survivre pendant environ 4-12 semaines dans l'eau contenant un niveau modéré de la microflore à une température de 15-18 °C. La détection d'*E. Coli* dans un système d'eau est utilisée comme un indicateur de contamination fécale récente. Des données d'*E. Coli* peut également être utilisé comme point de repère, car il est disponible pour les eaux pluviales stockées.

Campylobacter

Campylobacter peut être transmis par les aliments ou l'eau contaminée par des déjections animales *Campylobacter* a également été trouvées dans les échantillons d'eau de pluie récupérée. Le type le plus commun de *Campylobacter* associées à la maladie humaine est *Campylobacter jejuni* selon les recherches réalisées (Broman et al 2002;. Moore et al 2002;. Waldenström et al 2002). Et d'après la référencés , les pathogènes tels que *Campylobacter* ont été

détectés qui peuvent ensuite être transférées vers les toitures.

Salmonella

La salmonellose est une maladie qui peut se transmettre de personne à personne ou par des animaux, les oiseaux en consommant des aliments contaminés par la bactérie *Salmonella*. Les animaux et les gens peuvent également être porteurs. Environ 6000 à 12000 cas de *Salmonella* sont déclarés au Canada chaque année (Health Canada 2011). *Salmonella* a également été trouvée dans l'eau de surface non traitée, et même l'eau du robinet. Les symptômes apparaissent habituellement de 12 à 72 heures après l'ingestion d'aliments ou d'eau contaminés et généralement durer jusqu'à sept jours.

Aeromonas

Certaines espèces d'*Aeromonas* sont pathogènes pour les animaux et les humains. Ils peuvent causer des gastro-entérites qui se produisent généralement après l'ingestion d'eau ou d'aliments contaminés. Les infections des plaies peuvent aussi résulter d'une exposition à l'eau contaminée par des *Aeromonas*. Selon un rapport de l'EPA sur les *Aeromonas*, les ménages déclarant maladies gastro-intestinales étaient plus susceptibles d'avoir dans leur eau des *Aeromonas*. (US-EPA 2006).

Pseudomonas sp.

P. aeruginosa est fréquemment trouvé dans l'eau potable et l'eau de pluie (Albrechtsen 2002; Evans et al. 2006), où il est considéré comme un organisme nuisible plutôt que d'un agent pathogène. Compte tenu de la forte incidence de P. aeruginosa dans l'eau et les nourritures et le manque apparent de maladie gastro-intestinale liée à l'organisme, il semblerait que la présence de cet organisme dans l'eau potable ne constitue pas une menace pour la santé humaine dans la population grande par la causalité des maladies diarrhéiques. Toutefois, *Pseudomonas aeruginosa* est utilisée comme un indicateur à tester dans l'exigence de la qualité de l'eau pour alimentation des chasses d'eaux en Allemagne.

Giardia

Giardia peut être trouvée sur ou dans le sol, la nourriture ou l'eau qui ont été contaminés par des matières fécales de personnes infectées ou d'animaux. *Giardia Lambia,* qui provoque une gastro-entérite, est l'une des infections parasitaires humaines les plus courantes au Canada. Les gens peuvent être infectés par l'ingestion des kystes de *Giardia* présents dans les aliments ou d'eau contaminés. *Giardia* a été trouvée dans les échantillons d'eau de pluie collectée en aval de toiture, ce qui confirme la présence potentielle de cet agent pathogène (Birks *et al.* 2004)

Cryptosporidium

Les *Cryptosporidium* peuvent être présents dans les matières fécales des animaux, mais sont également associés à la contamination de l'environnement de l'eau par le sol. *Cryptosporidium parvum* et *Cryptosporidium hominis* sont les espèces les plus répandues et provoquent la maladie chez humains. *Cryptosporidium* est une cause.

Tableau 2 présente les pathogènes détectées dans la littérature. Presque toutes les pathogènes ciblés sont détectées dans la littérature sauf *Campylobacter* sp. pour les eaux grises et *Staphylococcus aureus* pour l'eau de pluie. Les analyses de *Clostridium perfringen* n'ont pas identifiés dans la littérature mais ils ont détecté dans notre expérimentation préliminaire.

Tableau 2 : Pathogènes détectés dans la littérature

	eau de pluie	eaux grises*
Salmonella sp.	Ahmed et al. (2008,2011) Simmons et al. 2001	Birks et al. 2007 (D:B:L);
Campylobacter sp. (EP)	Ahmed et al. (2008,2011); Albrechtsen 2002; Schets et al. 2010	
Pseudomonas sp.	Albrechtsen 2002; Evans et al. 2006	Casanova et al. 2001(D;B;L;LL), Winward et al.2008 (D;B;L), Gilboa and Friedler 2008 (D;B;L)
Legionella sp.	Ahmed et al. 2008,2011; Albrechtsen 2002;	Birks et al. 2004 (L);
Staphylococcus aureus		Winward et al.2008 (D;B;L)
Cryptosporidium sp. (EG)	Albrechtsen 2002; Simmons et al. 2001; Crabtree et al. 1996; Schets et al. 2010	Birks et al. 2004 (L)
Giardia sp.	Crabtree et al. 1996; Ahmed et al. (2008,2011); Birks et al. 2004	Birks et al. 2007(D:B:L); Birk et al. 2004 (L);
Clostridium perfringens (EG)	Ahmed et al. 2008,2011; Schets et al. 2010	Winward et al.2008 (D;B;L)

* D : douche ; B: bain ; L: lavabo ;LL : lave-linge

1.2.2.2 Qualité microbiologique des eaux de pluie

La plupart des études constatent que la qualité microbiologique de l'eau de pluie est médiocre. La charge en indicateurs fécaux est souvent plus élevée que les normes pour les eaux de baignade (Mendez *et al.* 2011; Nguyen-Deroche *et al.* 2011; Vialle *et al.* 2011).

Le Tableau 3 montre la présence des indicateurs dans l'eau de pluie stockée dans le littérature. Une étude a montré que ces indicateurs sont tous corrélées entre eux (Simmons *et al.* 2001). En revanche, une des limites significatives de l'utilisation des indicateurs fécaux pour évaluer la qualité microbienne de l'eau de pluie est souvent leur faible corrélation avec la présence d'autres micro-organismes et notamment avec des pathogènes (bactéries, protozoaires ou virus) (Evans *et al.* 2006; Meera et Ahammed 2006; Ahmed *et al.* 2011). Simmons *et al.* (2001) ont néanmoins montré une corrélation positive entre la présence d'*Aeromonas* et les indicateurs globaux dans l'eau de pluie récupérée en aval d'une toiture.

Tableau 3 Pathogènes dans le stockage de RUEP (moyenne (présence)).

Auteurs	Simmons *et al.* 200	Albrechtsen 2002;	Birks et al. 2004	Ahmed *et* al. 2008
Pathogènes				
Campylobacter sp. (UFC/100 ml)	ND (0/115)*	(2/17)*	ND	
Salmonella sp.(UFC/100 ml)	(1/115)*		ND	
Pseudomonas aeruginosa sp..(UFC/100 ml)		2×10^{1} (1/14)		$3{,}3\times10^{3}$
Staphylococcus aureus (UFC/100 ml)				$9{,}9\times10^{3}$
Legionella sp.(UFC/100 ml)		ND (0/14)	ND	
E. coli O157:H7 (UFC/100 ml)			ND	
Cryptosporidium sp.(UFC/100 ml)	(2/50)*	(0/17)	ND	
Giardia sp.(UFC/100 ml)	ND (0/50)*	ND-50** (6/17)	0,02(1/2)	

* analyse qualitative **intervalle de concentration

Evolution de la qualité

Les recherches qui se concentrent sur le temps de séjour de l'eau de pluie et l'évolution de sa qualité dans le stockage apportent des informations essentielles pour la conception et l'entretien des systèmes de stockage. Alors que certaines études ont mis en évidence un déclin de population de microorganismes dans le stockage au cours du temps, d'autres chercheurs ont constaté que le nombre de bactéries augmente (Meera et Ahammed 2006; van der Sterren et al. 2013).

Certains microorganismes comme E.coli peuvent être détectés après 14 jours dans le stockage (Albrechtsen, 1998). Schets et al. (2010) ont montré que la concentration en pathogènes (Aeromonas hydrophila) diminue au cours du temps conduisant même au niveau de totale après quelques jours. Vasudevan et al. (2001) ont rapporté que les coliformes fécaux, coliformes totaux et streptocoques fécaux (entérocoques) déclinent rapidement dans les réservoirs de stockage. Une étude menée par Lye (1989) a révélé que Pseudomonas et Aeromonas sont capables de croître à partir de concentrations initiales faibles (l CFU/ mL) à des concentrations beaucoup plus élevées (100 CFU/mL) pendant le stockage des eaux de pluie collectées. (Martin et al. 2010) ont conclu que l'eau de pluie ont entrainé à la contamination microbiologique dans les systèmes de stockage et heureusement les processus (diminution des microorganismes) au sein du stockage ont assuré que ces charges entrantes n'ont pas été maintenues. Evans et *al.* (2009) suggèrent que lors du stockage de l'eau de pluie un écosystème fonctionnel se développe comprenant des communautés complexes de bactéries, ce qui peut améliorer la qualité de l'eau de pluie stockée.

Contrairement, Palla *et al.* (2011) ont déclaré que la qualité de l'eau se dégrade avec le temps de rétention prolongée et ont donc recommandé une durée de rétention maximale des réservoirs d'eau de pluie de 2 à 4 jours. D'après Tallal *et al.* (2012) *Escherichia coli* et les coliformes totaux augmentent après 9 jours à cause de la

température élevée (température 25-28 °C) et son augmentation entraine l'augmentation du taux de décomposition de la matière organique et puis déclin significatif de pH pendant ces 9 jours. Ces différences rapportées sont vraisemblablement liées à la disponibilité des nutriments et l'instabilité des conditions environnementales dans les réservoirs de stockage d'eau de pluie

La formation de biofilm constitue un avantage pour les bactéries qui existent dans les environnements oligotrophes (Kjelleberg et al 1982;. Kjelleberg & Hermansson 1984). Kim et Han (2011) ont montré que la composition bactérienne dans les échantillons de biofilm est différente de celle observée dans les échantillons d'eau de pluie (fraction planctonique). Parmi les espèces recensées dans le biofilm dans cette étude, comme Bacillus sp, Sphingomonas sp, et Sphingobium sp, ont été démontrés à dégrader certains polluants et à agir comme agents de 'lutte-biologique' (White et al 1996;. Li et al 2005;. Okano et al 2009).

1.2.2.3 Qualité microbiologique des eaux grises

Les micro-organismes présents dans les eaux grises stockées sont des germes d'origine environnementale ou humaine et qui ont été véhiculés par l'eau à la suite de pratiques d'hygiène variables d'un foyer à l'autre selon les habitudes (enfant, animaux domestiques, couches lavables…). L'analyse des caractéristiques des eaux grises des différentes catégories montre également que la salle de bain est moins contaminée par les micro-organismes par rapport aux autres flux d'eaux grises (Li *et al.* 2009).

Birks *et al.* (2004) se sont concentrés sur la qualité microbiologique de l'eau grise venant de lavabo et ont détecté des indicateurs de contamination fécale et des pathogènes. Dans cette étude, la charge polluante de l'eau grise brute est inférieure à celle des eaux usées domestiques d'environ 1 à 2 Log : toutefois, la présence d'indicateurs fécaux dans l'eau de lavabo y est estimée dans la fourchette $1{,}6 \times 10^{2}$ - $1{,}0 \times 10^{7}$ CFU.mL^{-1}. Les concentrations de coliformes totaux et fécaux sont plus élevés dans la douche ou l'eau du bain que dans les eaux de lave-linge, à l'exception d'un cycle de lave-linge contenant une charge de serviettes de bébé (Rose *et al*. 1991; EPA, 1984). L'organisation mondiale de la Santé souligne que les indicateurs bactériens pourraient se trouver en grande quantité dans les eaux grises non seulement à cause des pathogènes, mais aussi à cause de la quantité de matière biodégradable (WHO 2006).

Le suivi de la qualité microbiologique des eaux grises est généralement réalisé par des méthodes de microbiologie classique pour analyser les concentrations des indicateur globaux et fécaux ou identifier la présence des pathogènes. Le Tableau présente les pathogènes détecté dans les eaux grises. *Campylobacter* sp. Et E. coli O157:H7 n'ont pas été détectés dans ces études (Birks et al., 2004 ; Birks et Hills 2007 ; Winward et al. 2008), ce qui montre qu'ils ne sont pas les pathogènes ciblées pour les eaux grises. *Pseudomonas aeruginosa et,Staphylococcus aureus* qui sont des bactéries associées à peau ont été aussi détectés en concentration non négligeable dans les eaux grises brutes. Gilboa et Friedler (2008) et Winward et al. (2008) ont également trouvé des spores de *Clostridium perfringes*, qui sont présents dans les matières fécales humaines et animales (Ottoson and Stenstrom 2003)Ce sont des pathogènes opportunistes qui, en l'absence de traitement ou de désinfection suffisante, peuvent présenter un risque particulier pour les personnes vulnérables (Winward *et al.* 2008). Pour *Salmonella* sp., *Legionella* sp. *Cryptosporidium* sp. *Giardia* sp., les concentrations de ces pathogène sont relativement fables et la présence de ces pathogène ne sont pas stable.

Tableau 4 : Présence des pathogènes dans les eaux grises

Auteurs	(Winward *et al.* 2008)	Birks *et al.* (2004)	Birks et Hills (2007)*	Casanova *et al.* (2001)	Gilboa and Friedler (2008)
Source(s) d'eaux grises	bain;douche;lavabo	lavabo	bain;douche;lavabo	bain/douche;lavabo& lava-linge;lave-vaisselle	bain;douche;lavabo
Pathogènes					
Clostridium perfringens sp. (UFC/100 ml)	$1,3\times10^3$				4,6
Campylobacter sp. (UFC/100 ml)	ND (0/9)	ND (0/3)	ND		
Salmonella sp.(UFC/100 ml)	0/13	0/3	13% (1/8)		
Pseudomonas aeruginosa sp..(UFC/100 ml)	$2,8\times10^4$ (9/9)			$1,9\times10^4$ (9/9)	$3,3\times10^3$
Staphylococcus aureus (UFC/100 ml)	$2,3\times10^3$			ND	$9,9\times10^3$
Legionella sp.(UFC/100 ml)		$1,5\times10^2$ 100% (3/3)	ND		
E. coli O157:H7 (UFC/100 ml)		ND 0/3	ND		
Cryptosporidium sp.(UFC/100 ml)		0,08; 67% (2/3)	ND		
Giardia sp.(UFC/100 ml)		0,09;67 % (2/3)	63%(5/8)		

ND : non détecté *sans concentration dans les résultats

Vus les différences entre les groupes d'agents pathogènes en cadre des caractéristiques, des comportements et de la sensibilité aux procédés de traitement de l'eau, certaines autorités sanitaires recommandent que les évaluations des risques utilisent des pathogènes de référence pour représenter chacun des grands groupes d'agents pathogènes (c'est-à-dire bactéries, protozoaires et virus) (Santé Canada, 2012). *Pseudomonas aeruginosa* ont été intégré dans les recommandations de l'eau grise en Allemande (Fdr 2005).

Risques sanitaires

Il y a peu d'informations disponibles sur la concentration de pathogènes qui peuvent être présents dans un système d'eau de pluie récupérée (Ahmed *et al.* 2011). Afin d'étudier les risques posés par les pathogènes, la priorité de leur détection dans l'eau de pluie pourrait être liée aux types d'usage (cf. Fig. 4). Dans le cas où le risque d'ingestion de l'usage de l'eau de pluie est élevé´, les pathogènes qui causent des maladies gastro-intestinales pourront être les paramètres intéressants. Pour le risque d'inhalFation lié à l'arrosage, au nettoyage a` haute

pression et à la prise de douche, la recherche des pathogènes causant les maladies pulmonaires, comme les légionnelles, les *Chlamydiae*, certaines mycobactéries non tuberculeuses… pourrait être utile. Pour le risque lié au contact avec la peau en utilisant de l'eau de pluie, la détection de certains pathogènes, comme les staphylocoques dorés, certaines mycobactéries non tuberculeuses, les leptospires, les Chlamydiae pourrait être informative.(Nguyen-Deroche *et al.* 2013)

Fewtrell et Kay (2007) ont effectué une *review* de la qualité microbiologique de l'eau de pluie récupérée dans les pays développés. Ils montrent que la qualité microbiologique de l'eau de pluie récupérée varie considérablement et est peu susceptible d'être toujours conforme aux normes actuellement fixées par les pays développés pour la réutilisation de l'eau alternative.

En plus de l'utilisation de procédés appropriés de maintenance pour les réservoirs d'eau de pluie, les évaluations initiales des risques peuvent être utilisées pour déterminer les risques sanitaires relatifs associés à un système de l'eau de pluie récupérée.

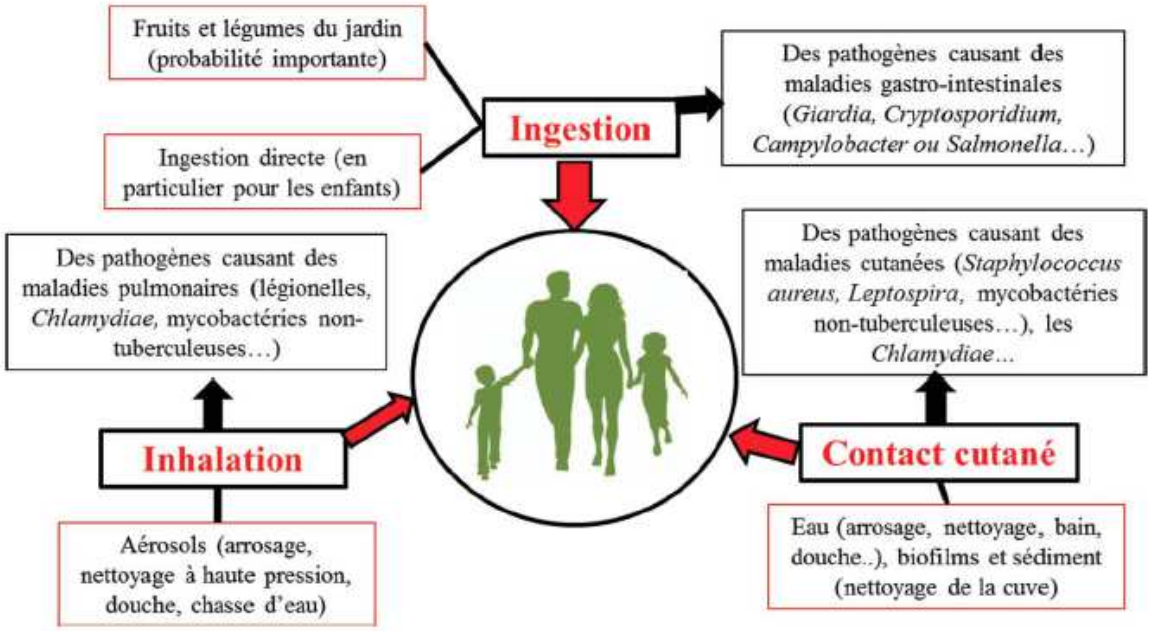


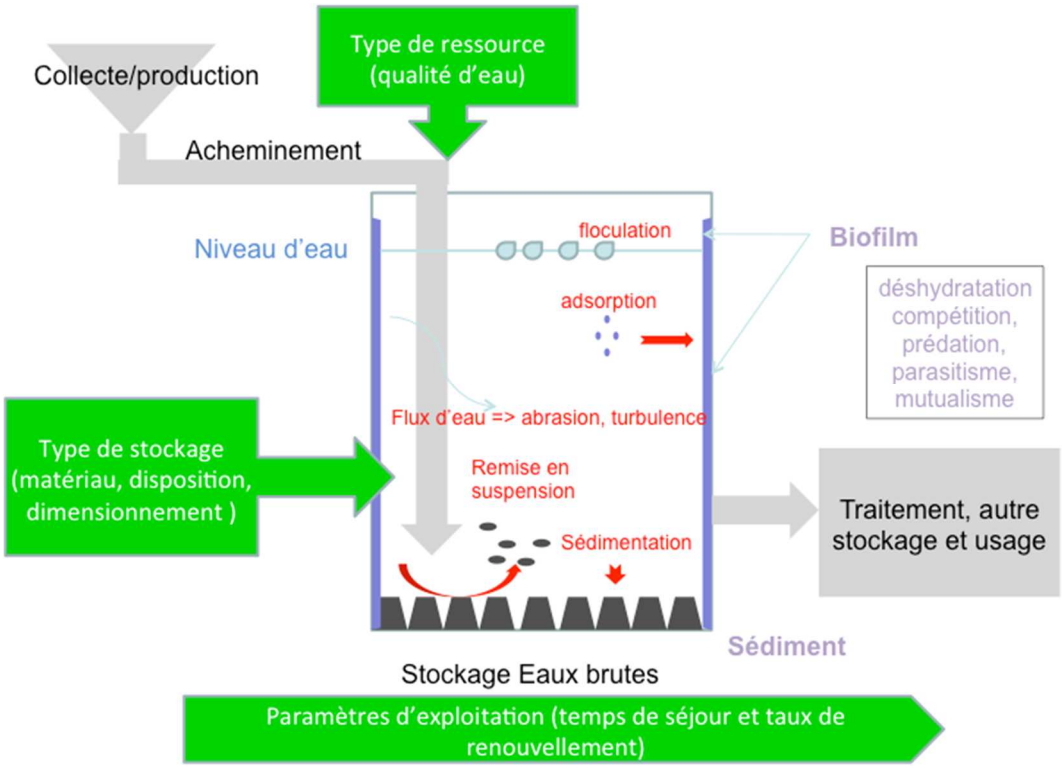
Figure 8 : Voies d'exposition aux risques liés aux usages de l'eau de pluie récupéré dans la vie quotidienne et exemples de recherche de pathogènes associés aux risques. (Nguyen-Deroche *et al.* 2013)

1.3 L'évolution de la qualité dans le stockage

1.3.1 Les processus dans le réservoir

Une caractéristique souvent négligée de stockage est l'effet de stockage lui-même. Comme l'eau est stockée en conditions statiques, plusieurs processus peuvent contribuer à affecter la qualité de l'eau stockée. Figure montre les processus dans un stockage. Tous les processus sont les interactions entre les processus physique (floculation, sédimentation, remis en suspension, adsorption par le biofilm, déshydratation) les processus microbiologique (compétition, prédation, parasitisme, mutualisme)

Figure 9 : Processus au cours du stockage.



La sédimentation et la flottation sont le résultat de l'existence de différentes densités dans le réservoir. Tout simplement, les sédiments ont tendance à être plus lourds que l'eau et se déposent sur le fond après suffisamment de temps et peuvent être nettoyés de temps en temps. La matière végétale est généralement plus légère et flotte à la surface et peut être lavée avec de l'eau de débordement.

Le réservoir est un environnement relativement pauvre en nutriments et ne favorise pas les organismes capables de vivre dans l'intestin d'un animal. Facteurs environnementaux défavorables dépassent les facteurs favorables en raison de l'élimination d'organismes de leur milieu naturel. Parfois, il peut y avoir une augmentation à court terme lorsque les microorganismes s'installent. Selon Droste (1997) Les principaux facteurs de ce déclin sont

- la floculation et décantation enlèvent certaines bactéries ;
- la matière végétale meurt à cause du manque de lumière ;
- la compétition pour les nutriments augmente ;
- la prédation augmente en réduisant les micro-organismes proies et, finalement, affame les prédateurs.

Le déclin des microorganismes est indiqué dans les comparaisons d'indicateurs entre l'eau des réservoirs et le flux entrant. À la suite de l'échantillonnage quotidien de l'indicateur, Martinson et Thomas (2003) ont pu montrer que le déclin des bactéries dans les réservoirs suit une décroissance exponentielle avec une diminution d'un log dans environ 3 jours. Ce taux de mortalité massive est similaire à celui trouvé dans des expériences de laboratoire avec *Salmonella*, *Yersinia enterocolitica* et *Campylobacter jejuni* menées en Allemagne (Krampitz & Holländer, 1999) qui ont montré la mort total de ces bactéries en moins de 8 jours et qu'il a été accélérée par des températures élevées, la présence de biofilms et retardé par la présence d'éléments nutritifs. Des expériences en Australie [Spinks et al, 2003; Spinks et al, 2005] ont également montré les effets des biofilms et des sédiments dans le déclin des bactéries au cours du temps

Le comportement typique de déclin pour microorganismes dans l'eau suit le modèle selon lequel les populations restent constantes pendant une courte période initiale suivie par un déclin exponentiel. Le temps et le niveau défini de mourir peut être calculé en utilisant l'équation suivante (Droste, 1997).

$$t = \frac{\ln\left(\frac{C_0}{C}\right)}{k_d}$$

t : le temps écoulé;

C_0 : la concentration bactérienne initiale ;

C : est la concentration à temps t ;

k_d est une constante qui dépend des facteurs locaux tels que l'intensité des UV, la température et le pH.

La sédimentation joue un rôle essentiel dans la diminution des charges de contaminants dans les eaux de pluie stockées (Spinks et al., 2005). (Hermann & Schmida 1999; Despins et al. 2009; Sung et al. 2010). 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 réguliére (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 importance de sédiments dans les cuves. De plus, ils ont identifié les dépôts secs comme la source prédominante de contamination des eaux de pluie collect.es, la nature du toit n'.tant pas une source majeure de pollution des eaux ruisselées (Peter et al., 2008).

1.3.2 Évolution de la qualité microbiologique dans le stockage

Amin et Han (2011) ont fait une étude pour étudier la variation de la qualité de l'eau pluie dans le stockage. La qualité est améliorée horizontalement entre l'entrée et à la sortie dans le réservoir de stockage. La qualité au point de sortie est meilleure par rapport à la surface du réservoir qui est un peu mieux que la qualité au fond du réservoir. La raison de mauvaise qualité au fond de la cuve sont les sédiments au réservoir où les microbes sont attachés mais pas dispersés sur la couche d'eau supérieure comme dans le cas de la surface de l'eau où les microbes sont dispersés dans une certaine profondeur d'eau. Aussi, il peut être conclu à partir de variations horizontales et verticales qualité à l'intérieur réservoir qui vastes réservoirs plus la qualité est de l'entrée à des points de sortie, mais la qualité varie sensiblement dans la direction verticale qu'à l'horizontale, de l'entrée à la sortie. Par conséquent, les modèles de cuve profondes sont plus efficaces que ceux plus larges. Enfin, les chicanes ou les parois internes à l'intérieur du réservoir de stockage ne sont pas très grande importance sur le plan de l'amélioration de la qualité microbienne

Une série de mécanismes dans les systèmes de collecte des eaux pluviales qui ont influencé les variations des qualités d'eau intra-système (Spinks 2007). Les mécanismes étudiés ont été définis comme accessoire en ce sens qu'ils n'ont pas été délibérément installés ou mis en place dans le but d'améliorer la qualité de l'eau et étaient potentiellement communs à tous les systèmes de stockage. Un certain nombre de processus ont spéculé passe effectivement. Dans la colonne d'eau de plusieurs réservoirs d'eau de pluie, les variations spatiales et temporelles de la qualité de l'eau ont été observées. Les variations de qualité de l'eau spatiales ont été vus à travers la stratification des concentrations microbiennes. spinks (2007) en revanche, a montré que les concentrations plus élevées ont été observées dans les couches supérieures de la colonne d'eau. Les variations temporelles de la qualité de l'eau ont été observées à travers un échantillonnage répété de la colonne d'eau dans des réservoirs spécifiques, apportant la preuve de l'existence de mécanismes de traitements accidentels dans les réservoirs. Populations microbiennes hétérogènes ont également été observées dans les colonnes d'eau avec plusieurs espèces ayant été préalablement identifiées comme contenant une certaine forme de potentiel de biodégradation. L'hypothèse que les biofilms se développent sur les parois internes des réservoirs et seraient démontrer le potentiel d'améliorer la qualité de l'eau a également été montré pour être vrai.

L'eau de pluie brute peut soutenir la formation de biofilm sur les parois des réservoirs de stockage 1er jour après la récupération (Van de merwe *et al.*, 2013). Communautés microbiennes ont été observés à développer sur des lames de fer, le polyéthylène et le verre galvanisés à des profondeurs d'eau de pluie dans le stockage. Le nombre de cellules viables dans ces biofilms ont été jugés trois ordres de grandeur supérieures aux concentrations dans la

colonne d'eau, tandis que le nombre de cellules cultivables ont été retrouvés à plus de quatre ordres de grandeur dans les biofilms. Une plus grande concentration de cellules ont été généralement observées dans les biofilms cultivés dans les couches inférieures de la colonne d'eau tandis que des variations minimes dans les concentrations ont été observées entre les matériaux de diapositives. Un mélange de bactéries a été détecté dans les biofilms et un noyau de 5 espèces ont été trouvées sur chaque matériau. En plastique et en métal coulissant biofilms contenues espèces exclusives à ces matériaux, indiquant que le matériel de diapositives a eu une incidence sur les espèces présentes. Les biofilms ont été trouvés à avoir une forte capacité d'éliminer les métaux lourds à partir de la colonne d'eau.

Ce phénomène a été observé pour l'ensemble des métaux lourds qui ont été analysés. Les taux d'accumulation plus importantes ont été observées avec le plomb, pour lesquels des concentrations au sein de biofilms étaient systématiquement 2.000 - 10.000 fois supérieures aux concentrations dans la colonne d'eau. Le processus de sédimentation et l'accumulation de boues ont été observés dans de nombreux réservoirs d'eau de pluie. Il a été constaté que les sédiments n'étaient pas répartie uniformément sur la base des réservoirs d'eau de pluie et la plus grande accumulation a eu lieu directement dans les entrées. Des concentrations très élevées de métaux lourds ont été trouvés dans les sédiments de tous les réservoirs testés. Les concentrations de plomb dans les boues ont atteint jusqu'à 6,6 g / mL, ce qui équivaut à un grossissement allant jusqu'à 340.000 fois supérieures aux concentrations trouvées dans les colonnes de l'eau. Cela souligne l'importance du rôle de la sédimentation dans les réservoirs d'eau de pluie passive et donne l'impulsion pour la conception du réservoir afin d'optimiser l'efficacité de ce processus. La capacité des deux types de boues d'agir comme floculant lors d'une nouvelle suspension a également été testé, mais jugée de minimal avantage pratique.

Un certain nombre de facteurs ont été pensé pour influencer le risque et l'étendue de boue remise en suspension relative à la conception et les variables environnementales. Pour cette raison, plusieurs mesures sont disponibles (Magyar et al., 2007):

- les équipements réduisant la remise en suspension des sédiments ;
- les équipements facilitant l'évacuation des sédiments ;
- les maintenances régulières.

(Ecosystème)

Avec l'avènement des méthodes moléculaires, certains auteurs ont réalisés des empreintes moléculaires avec des méthodes telles que l'électrophorèse sur gel en gradient dénaturant (DGGE) (Kim et Ham 2011). Ces méthodes permettent d'obtenir une vue d'ensemble de la communauté microbienne et de son évolution au cours du temps, des indications de la diversité microbienne, et un aperçu des types de processus métaboliques en fonction des types de populations identifiées. Proteobacteria était dominant dans le réservoir d'eau de pluie. (Kim et Ham 2011). Sa proportion élevée de indique la nature généralement propre oligotrophe de l'eau du réservoir. Les coliformes et d'autres Éspèces associés aux matières fécales comprenant 15% des espèces identifiées et représentées 1,5% de l'abondance moyenne totale. (Evan et al. 2009). La composition des populations des bactéries et leurs diversité actuelle, a montré que les réservoirs d'eau de pluie peuvent soutenir les écosystèmes fonctionnels comprenant des communautés complexes de bactéries de l'environnement, ce qui peut avoir des répercussions bénéfiques pour la qualité de l'eau de pluie récupérée (Evans *et al.* 2009; Kim et Kam 2011).

1.3.2.1 Les conditions de stockage

Pour l'eau de pluie ou les eaux grises, une période de stockage est un processus nécessaire avant de l'utilisation. Par conséquence, les conditions de stockage jouent un rôle important en termes de l'évolution de la qualité microbiologique et physicochimique. Les conditions plus importantes de stockage sont les matériaux de réservoir, la température et la localisation de stockage.

1.3.2.2 Matériaux de stockage

L'effet des différents matériaux du stockage sur la qualité des eaux stockées sont montré dans la littérature. (Despins *et al.,* 2009; Olem et Berthouex, 1989; Daoud *et al.,* 2011; Simmons et al, 2001, Martin *et al.,* 2010). Les différents matériaux affectent la qualité de l'eau stockée de façons différentes.

Béton: les réservoirs en béton peut augmenter le pH de l'eau, ainsi faciliter la précipitation et l'élimination des métaux lourds.

Plastique: les réservoirs en plastique peuvent rélargir des composés organiques dans l'eau stockée.

Métaux: les réservoirs en métaux peuvent potentiellement migrer métaux dans l'eau stockée.

Struck (2011) a montré que le matériau du réservoir affecte la contamination microbienne de l'eau de pluie stockée et que les populations microbiologiques plus élevé dans les cuves en polyéthylène de couleur foncée (qui peuvent créer un environnement plus chaud pour les bactéries). En revanche, Cuves en béton ont un pH plus élevé et les solides dissous qui peuvent fournir des nutriments et permettent la croissance bactérienne, bien que le pH élevé peuve entraîner des morts.

Pourtant, parmi ces différentes études, peu d'étude n'a isolé le facteur matériaux et le focalisé, ce qui pose de problème d'interpréter les résultats affecté par les différents facteurs en même temps.

Dans le marché Français de système RUEP, l'ordre de matériaux de stockage

- Plastique
- Béton
- Plastique Renforcé de fibre de verre
- Acier

Le Plastique (surtout PEHD) et le béton sont les matériaux majoritaires: « on peut dire 98% du marché est couvert par les stockages en plastique et en béton avec une répartition quasi identique… » (STEININGER, Communication personnelle). Cet ordre de matériaux diffère selon le pays. Par exemple, en Australie, les matériaux le plus utilisé pour le stockage l'eau de pluie sont acier galvanisé (En health, 2010)

1.3.2.3 Température

Il y a peu d'étude focalisant l'effet de température pour la qualité de l'eau stockée.

Schets *et al.* (2010) ont réalisé une étude sur ce sujet : ils ont montré que la température extérieure aurait un effet limité la qualité microbiologique de l'eau de pluie dans les réservoirs.

Pourtant, il est évident que la température est un facteur important pour la survie des microorganismes et de plus affecter la qualité microbiologique dans l'eau.

1.3.2.4 Localisation des réservoirs

Strictement, localisation n'est pas un facteur isolé comme température ou matériaux du stockage, c'est un méta-facteur qui combine plusieurs facteur : température, rayonnement solaire.... Donc, localisation est un effet indirect sur la qualité microbiologique de l'eau stockée. Différentes localisations sont les suivantes

- Intérieur du bâtiment
- Extérieur du bâtiment, aérien.
- Extérieur du bâtiment, sous-sol.

Nawaz *et al.* (2013) ont montré que la concentration de *Pseudomonas aeruginosa* est plus élevée dans le stockage sous lumière que celui sans lumière, qui signifie que le stockage sous-sol ou intérieur du bâtiment sont favorable pour la qualité microbiologique de l'eau stocké.

1.3.2.5 Stockage des autres types d'eaux

En pratique, il existe des stockages pour les autres types d'eaux : l'eau embouteillée, l'eau en ballast, l'eau usée traitée, eau potable, etc… les pratiques de stockage pour les autres types d'eau nous permettent de compléter nos connaissances en stockage des eaux grises et eau de pluie.

- **Eau potable**

La dégradation de la qualité de l'eau issue des réservoirs aériens a été constatée au cours du stockage en termes de trois indicateurs microbiologique: Flore totale, Coliformes totaux et E.Coli. L'auteur ensuit a cru que une possibilité de cette dégradation était la condition mauvaise de réservoir et le biofilms dans la parois de stockage. (Maraj *et al.* 2006).

- **Eau usée traitée**

L'effet de stockage dans l'évolution de la qualité de l'eau usée traitée dépend principalement des plusieurs facteurs (Anses, 2009 ; Cirelli et al. 2008 ; Lazarova et Bahri, 2008):

- Caractéristiques des usées traitées
- Conditions climatiques (rayonnement solaire, température, etc.)
- Caractéristiques de l'écosystème (concentrations en nutriments et en microorganismes)
- Caractéristiques de conception du réservoir (capacité, surface ouverte, profondeur)
- Modalité de fonctionnement (débit continue par rapport au stockage du lot)

Le stockage de l'eau usée traité avant irrigation peut permettre la diminution des microorganismes, dont les pathogènes, du fait de la limitation en nutriments et en oxygène, du rayonnement ultra-violet, et des phénomènes de compétition (Campos et al. 2002 ; Lucena et al. 2004). Les différents abattements pour les pathogènes sont les suivants : 1-6 Log pour les bactéries, 1-3 pour les helminthes, 1-4 pour les protozoaires et 1-4 pour les virus (Kamlzouils, 2008).

- **Eau de ballast**

Un ballast est un réservoir d'eau de grande contenance équipant certains navires. Il est destiné à être rempli ou vidangé d'eau de mer afin d'optimiser la navigation. L'opération de vidange, ou déballastage, effectuée peut entraîner des problèmes écologiques majeures pour les océans du monde, c'est-à-dire, la propagation d'espèces envahissantes. Pour cette raison, l'Organisation maritime internationale (OMI) a établi des normes pour l'évacuation de l'eau de ballast. Systèmes de traitement des eaux de ballast ont été développés : soit un traitement de rayonnement Ultra-violet, soit les «substances actives» pour réduire la concentration de cellules dans l'eau de ballast. En cours de stockage, la concentration des microorganismes diminue dans le ballast. (Drake et al., 2001,2002 ; Quilez-Badia et al., 2007). Le Température plus élevée (25°C) favorise plus de microorganismes détectés dans le ballast. (Stehower et al., 2013), et plus, effet de saisonnalité a été constaté pour la qualité de l'eau stockée dans le ballast. (Carney et al., 2011)

2 DEMARCHE SCIENTIFIQUE

Le cycle anthropique de l'eau actuel repose sur l'existence d'un système de production d'eau potable et d'un système de gestion des eaux usées. Le premier est constitué d'usines de production d'eau potable, à partir d'eau de surface ou d'eau souterraine, et de grands réseaux d'adduction permettant sa distribution sur l'ensemble du territoire. Le second associe des réseaux de collecte des eaux usées et des stations d'épuration permettant de restituer au milieu naturel une eau de qualité environnementale. Ce modèle implique l'utilisation d'eau destinée à la consommation humaine pour tous les usages domestiques ainsi que pour de nombreux usages agricoles et industriels. La pertinence environnementale de ce modèle est de plus en plus remise en question et suscite de nombreux débats autour des thèmes de la disponibilité de la ressource et de la préservation des milieux naturels. En milieu urbain, la gestion des eaux pluviales est également un enjeu majeur qui nécessite la prise en compte des niveaux de pollution liés à l'activité humaine et des flux d'eau croissants du fait de l'augmentation des surfaces imperméables.

Les préoccupations contemporaines concernant la préservation de l'environnement et celle de la ressource en eau, la gestion des flux et les aspects économiques ont contribué à l'émergence d'un intérêt particulier pour les ressources alternatives à l'eau potable, notamment en contexte urbain. En parallèle, les évolutions du secteur du bâtiment, qui tendent à promouvoir les économies d'eau et d'énergie, incitent à envisager l'utilisation d'eau de pluie collectée en aval des toitures et le recyclage des eaux grises, fraction des eaux usées domestiques qui correspondent aux eaux de douches et/ou de laverie.

De nombreuses études scientifiques portent sur la caractérisation de ces deux types d'eau pour envisager leur utilisation à l'intérieur ou à l'extérieur du bâtiment et couvrir des besoins ne nécessitant pas une qualité d'eau destinée à la consommation humaine. Ces caractérisations concernent le plus souvent les critères physico-chimiques pour connaitre leur biodégradabilité ou leur niveau de pollution et également les critères microbiologiques pour apprécier les risques sanitaires. Ces mesures sont généralement réalisées *in-situ* et révèlent des variabilités importantes. Plusieurs travaux portent également sur la mise au point de traitement des eaux grises et sur l'efficacité des procédés de traitement permettant de générer au sein du bâtiment une eau de qualité intermédiaire entre l'eau grise et l'eau potable. Enfin des travaux s'intéressent plus particulièrement à l'aspect économique et à l'impact des nouvelles pratiques envisagées sur les modes actuels de gestion de l'eau.

Dans ce contexte, ce travail de thèse propose très modestement de s'intéresser spécifiquement à l'étape de stockage des eaux alternatives. Cette étape clé permet en effet d'assurer l'adéquation entre la collecte/production d'eau et son l'utilisation. Ce stockage peut constituer une phase préliminaire de traitement par un refroidissement des eaux grises ou par processus de sédimentation. Il peut également constituer un point critique majeur en favorisant le développement microbien et en induisant l'apparition de nuisances olfactives sous l'effet de différents facteurs (stagnation, température, anaérobiose). L'objectif de ce travail est de fournir des données de caractérisation de la qualité microbiologique et physicochimique des eaux alternatives brutes et d'étudier leur évolution au cours du stockage. Ces données permettront d'alimenter une réflexion autour des risques sanitaires associés à l'étape de stockage, des traitements qu'il convient de mettre en place en fonction du niveau de biodégradabilité des eaux alternatives brutes et des concentrations en contaminants chimiques et microbiologiques et enfin apporter des éléments permettant d'aider au dimensionnement et à l'entretien de système d'utilisation d'eau alternative.

Dans le chapitre état de l'art, nous nous sommes attachés à lister les principaux facteurs susceptibles d'avoir une influence au cours du stockage. Il s'agit principalement de la qualité de l'eau entrante, du type de stockage (matériaux, dimensionnement) et des paramètres d'exploitation de l'ensemble du système qui déterminent le temps de séjour des eaux dans le dispositif de stockage. Parmi ces facteurs, nous avons fait le choix d'étudier spécifiquement le rôle de la qualité d'eau entrante. Pour cela nous avons souhaité étudier l'évolution d'une eau de pluie, d'eaux grises de douche, d'eaux grises de lave-linge et d'une eau destinée à la consommation humaine, utilisée comme témoin, au cours d'un stockage d'un mois.

Afin d'étudier l'évolution de ces types d'eau en conditions réalistes, en parallèle et dans les mêmes conditions expérimentales, nous avons exploité l'opportunité offerte par la plateforme AQUASIM et utilisé les dispositifs de stockage de $1m^3$ disponibles en quantité suffisante.

Par principe, un dispositif d'utilisation d'eau de pluie ou de recyclage des eaux grises fonctionne en mode discontinu (apport et soutirage irréguliers), ce qui rend l'étude du stockage assez complexe. Nous avons donc opté pour des conditions statiques. Ce choix permet de s'affranchir des variabilités qu'il aurait été difficile de maîtriser au cours d'une expérimentation en flux continu (variabilité de l'eau entrante impossible à caractériser en temps réel) ou discontinu (variabilité des volumes d'eau présents). Les conditions statiques ne sont pas représentatives

de l'ensemble des conditions pouvant être rencontrées mais modélisent une situation de non fonctionnement d'une installation (arrêt volontaire ou dysfonctionnement), permettent de mettre en exergue certains processus tels que la sédimentation, la survie des microorganismes ou la biodégradation de la matière organique) et sont supposées faciliter l'identification d'un état d'équilibre dans la cuve.

Deux campagnes expérimentales successives ont été organisées. Elles avaient pour objectifs expérimentaux :

(i) d'acquérir des données exhaustives concernant la qualité physicochimique et microbiologique de différents types d'eau produits sur la plateforme expérimentale AQUASIM,

(ii) d'étudier l'évolution de la qualité de ces eaux au cours d'un stockage d'un mois à température ambiante dans des cuves en PP en portant une attention particulière à leur biodégradabilité initiale et à la présence de contaminants chimiques et microbiologiques ,

(iii) d'étudier la survie de microorganismes pathogènes au cours du stockage,

(iv) d'étudier la dégradation des alkhylphénols et des phtalates au cours du stockage.

3 CARACTERISATION ET EVOLUTION DE LA QUALITE MICROBIOLOGIQUE DES EAUX ALTERNATIVES BRUTES STOCKEES AU NIVEAU D'UN BATIMENT : PREMIERS RESULTATS EXPERIMENTAUX

Eur. j. water qual. 44 (2013) 81–95

DOI: 10.1051/wqual/2013002

Characterization and evolution of the microbiological quality of alternative raw waters stored in buildings: first experimental results

Caractérisation et évolution de la qualité microbiologique des eaux alternatives brutes stockées au niveau d'un bâtiment : premiers résultats expérimentaux

Zhang Siyu [1,2], de Gouvello Bernard[1,2], Garrec Nathalie[1], Bulteau Gaëlle[1], Lucas Françoise[2], Chebbo Ghassan[2]

[1] Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB), 11 rue Henri Picherit BP 82341, 44323 Nantes Cedex 3, France
[2] Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains (LEESU), Ecole des Ponts ParisTech, 6-8 avenue Blaise Pascal, Cité Descartes, Champs-sur-Marne, 77455 Marne-La-Vallée Cedex 2, France

Abstract- For several years in France, there is a growing interest in using alternative resources to drinking water. Two particular resources can be produced, used and stored throughout the building: roof-collected rainwater and domestic greywater (domestic sewage except black waters and kitchen effluents). While many studies of characterization exist in the literature, there is little knowledge on their evolution over time in storage tanks. The objective of this paper is to characterize and study the evolution of microbiological quality of these two raw waters (i.e. before treatment) during their storage. Preliminary experiments have been conducted on these two alternative water sources in the CSTB experimental building AQUASIM in Nantes. For rainwater, the monitoring was carried out over three months (April-June 2012); for greywater, the monitoring was limited to one week (December 2011). The results show that greywater had higher total and faecal bacterial loads than rainwater, which corresponds to the literature data. Pathogens have also been detected in rainwater and greywater.

Keywords: rainwater, greywater, alternative resource, raw water quality, storage

Résumé- L'utilisation de ressources alternatives à l'eau potable suscite un intérêt croissant en France depuis déjà plusieurs années. Parmi ces ressources, deux plus particulièrement peuvent être produites, utilisées et stockées à l'échelle du bâtiment : l'eau de pluie en provenance des toitures et les eaux grises domestiques (eaux usées domestiques à l'exception des eaux de vannes et des eaux de cuisine). Si de nombreuses études les caractérisant existent dans la littérature, peu portent sur leur évolution au cours du temps pendant le stockage. L'objectif de cet article est de caractériser et d'étudier l'évolution de la qualité microbiologique de ces eaux stockées en tant qu'eaux brutes (i.e. avant tout traitement). Des expériences préliminaires ont été menées sur ces deux sources d'eau alternatives au sein du bâtiment expérimental AQUASIM du CSTB à Nantes. Le temps de suivi a été adapté au type d'eau. Pour l'eau de pluie, le suivi s'est échelonné sur 3 mois (avril-juin 2012); pour l'eau grise le suivi a été limité à une semaine (décembre 2011). Les résultats montrent que les eaux grises présentent une plus forte charge bactérienne globale et fécale que l'eau de pluie, ce qui est en accord avec la littérature. Des pathogènes ont aussi été détectés dans l'eau de pluie et l'eau grise.

Mots-clés : eau de pluie, eau grise, ressource alternative, qualité de l'eau brute, stockage

3.1 Introduction

L'intérêt pour l'utilisation de ressources alternatives à l'eau potable croît sensiblement en France depuis plusieurs années en raison de plusieurs facteurs, notamment les tendances nouvelles observables dans l'industrie du bâtiment, à l'instar de la récupération et utilisation de l'eau de pluie (de Gouvello et Deutsch 2009). Le recyclage des eaux grises domestiques apparaît comme une nouvelle voie offrant une forte potentialité pour l'industrie du bâtiment en France (Chaillou *et al.* 2011). Ces deux types d'eau constituent des ressources *in situ*, car elles peuvent être produites et stockées un certain temps sur place dans le bâtiment. C'est pourquoi, il est nécessaire de veiller à la qualité sanitaire de ces eaux brutes et de suivre l'évolution de leur qualité physico-chimique et microbiologique au cours du stockage.

En France, la récupération de l'eau de pluie, dans les zones urbaines, pour des usages extérieurs et intérieurs ne nécessitant pas l'utilisation d'eau potable, a fait l'objet de nombreux travaux (Vialle *et al.* 2012; de Gouvello B. *et al.* 2013; Nguyen-Deroche *et al.* 2013) et débats depuis plus de 10 ans (ASTEE 2006) et a notamment donné lieu à un avis du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France en septembre 2006 (CSHPF 2006). Finalement, en 2008, une première réglementation nationale a été esquissée (arrêté français du 21 août 2008 sur la récupération et utilisation des eaux de pluie à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments) : elle définit plusieurs catégories d'usages de l'eau de pluie comme l'alimentation des chasses d'eau des WC, le lavage du sol et l'arrosage du jardin (Nguyen-Deroche *et al.* 2011). Cependant, cette réglementation ne propose ni paramètres ni valeurs guides associées, hors elles sont nécessaires non seulement pour évaluer le risque sanitaire, mais aussi pour justifier les exigences techniques de conception et les modalités de maintenance requises pour assurer une qualité suffisante de l'eau de pluie récupérée. Afin de surmonter cet obstacle, il est nécessaire d'acquérir des données (de Gouvello B. *et al.* 2013). La réutilisation des eaux grises, quant à elle n'est pas autorisée actuellement en France, mais quelques projets expérimentaux sont en cours et la question est étudiée par un groupe de travail au sein de l'ANSES (agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail).

Les objectifs de cet article sont de présenter les résultats d'expériences préliminaires menées au CSTB (Centre Scientifique et Technique du Bâtiment) de Nantes qui ont été réalisées dans l'optique d'élaborer une future expérimentation de long terme visant à surveiller et à caractériser la qualité microbiologique de ces deux ressources alternatives.

3.2 Etat de l'art

La question relative à la qualité de l'eau de pluie et à celle des eaux grises a fait l'objet d'une attention croissante en raison de leur potentiel pour compléter et/ou remplacer les ressources existantes d'eau potable pour certains usages. L'utilisation de ces deux types de ressources nécessite la mise en place de plusieurs étapes correspondant

à la collecte, au stockage et au traitement complémentaire avant usage. Pour autant, du fait de leur origine différente (environnementale ou humaine), de la qualité des eaux brutes (pollutions physico-chimiques et microbiologiques de natures différentes) et du type d'installations à mettre en place, les réflexions portant sur l'utilisation de ces deux types de ressources alternatives sont souvent conduites de manières distinctes. Ainsi, très peu d'articles comparent la qualité physico-chimique et/ou microbiologique des deux types de ressources alternatives et la plupart des études se concentre souvent soit sur l'eau de pluie (Lee *et al.* 2010; Farreny *et al.* 2011; Vialle *et al.* 2011) soit sur les eaux grises (Hernandez Leal *et al.* 2007; Smith et Bani-Melhem 2012). Pour cette raison, l'état de l'art suivant est divisé en deux parties : l'eau de pluie récupérée en aval de toitures et les eaux grises domestiques.

3.2.1 L'eau de pluie récupérée en aval de toitures

Plusieurs études montrent que la qualité physico-chimique de l'eau de pluie est bonne et, pour les paramètres pris en compte dans ces études, conforme aux exigences requises pour la qualité de l'eau potable, à l'exception du pH (Simmons *et al.* 2001; Chang *et al.* 2004). Le pH de l'eau de pluie météorique varie généralement de 4,5 à 6,5, mais augmente légèrement après avoir ruisselé sur la toiture, et pendant le stockage dans des réservoirs (Meera et Ahammed 2006). Les réservoirs d'eau de pluie constituent un environnement oligotrophique, la concentration de la matière organique dissoute dans ces ouvrages de stockage étant souvent inférieure à 10 $mg.L^{-1}$ (Kim et Han 2011). La faible teneur en nutriments est une condition qui n'est pas favorable pour le taux de croissance de microorganismes.

Selon les études, la qualité microbiologique de l'eau de pluie collectée en aval des toitures est évaluée à l'aide d'indicateurs de contamination microbiologique générale (flores totales revivifiables, coliformes totaux) et des indicateurs de contamination fécale (coliformes fécaux, *Escherichia coli*, entérocoques intestinaux). Quelques travaux s'intéressent à des microorganismes pathogènes, mais ils sont encore peu nombreux et se limitent à la recherche ou au dénombrement de bactéries et de protozoaires tels que *Campylobacter* sp., *Salmonella* sp., *Aeromonas* sp., *Pseudomonas aeruginosa*, *Legionella* sp. et *Giardia* sp. (Albrechtsen 2002; Birks *et al.* 2004; Schets *et al.* 2010). Certains de ces microorganismes sont retrouvés dans l'eau de pluie sans qu'il ne puisse être établi de corrélation entre leur présence et celle des germes indicateurs de contamination fécale (Ahmed *et al.* 2011). En l'absence de valeurs guides attachées aux usages de l'eau de pluie, la réglementation relative aux eaux de baignade peut servir de base pour caractériser la qualité microbiologique des eaux, même si, dans ce cas, la pertinence des indicateurs de contamination fécale puisse être discutée. Ainsi il apparaît que la charge en indicateurs fécaux est souvent plus élevée que la limite de qualité fixée pour les eaux de baignades réglementées (Mendez *et al.* 2011; Nguyen-Deroche *et al.* 2011; Vialle *et al.* 2011).

Il y a peu de recherches qui se concentrent sur l'évolution de la qualité microbiologique dans le réservoir de stockage, même s'il s'agit d'une information essentielle pour la conception et l'entretien du système de stockage. D'après Lye (2009), un système de stockage bien conçu permet d'adapter la qualité d'eau aux usages prévus. Pour l'évolution de la qualité microbiologique au cours du stockage, une recherche menée par Schets *et al.* (2010) a montré que la concentration de *E.coli* et *Aeromonas hydrophila* diminue au cours du temps conduisant même à une absence totale après quelques jours.

3.2.2 Les eaux grises domestiques

Les caractéristiques des eaux grises brutes varient en fonction de la nature des ressources en eau (Li *et al.* 2009), du nombre de personnes dans le ménage (Birks *et al.* 2004) et de leurs habitudes de vie (Li *et al.* 2009). En général, l'appellation "eaux grises" fait référence à toutes les eaux usées générées dans un bâtiment à l'exclusion des eaux issues des toilettes, mais les eaux grises issues des cuisines en sont également exclues lorsqu'il s'agit de recyclage. En effet, les eaux grises de cuisine contribuent fortement à la pollution organique, aux matières en suspension, à la turbidité et à la teneur en azote : en revanche, celles issues des bains/douches et des lave-linges sont considérées comme fournissant des eaux grises brutes de meilleure qualité susceptibles d'être recyclées (Li *et al.* 2009).

Certaines données sont disponibles pour la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux grises. Revitt *et al.* (2011) ont montré que la qualité des eaux grises (de bain) se caractérise à l'aide de paramètres tels que le carbone organique total (COT), la demande biologique et chimique en oxygène (DBO_5 et DCO) et les coliformes fécaux et totaux. Cependant, peu d'informations sont connues sur les charges et l'évolution des micropolluants.

Birks *et al.* (2004) se sont concentrés sur la qualité microbiologique des eaux grises (provenant de lavabo) et ont

détecté des indicateurs de contamination fécale et des pathogènes. En tenant compte de la qualité microbiologique des eaux grises, la charge polluante est inférieure à celle des eaux usées domestiques d'environ 1 à 2 $\log_{10}$. Toutefois, la présence de germes indicateurs de contamination fécale dans les eaux grises, estimée entre 2,2 et 7,0 $\log_{10}$ ufc.mL^{-1}, laisse présager la présence potentielle de pathogènes. Ainsi Birks *et al.* (2004) et Birks et Hills (2007) rapportent la présence ponctuelle de protozoaires et de bactéries pathogènes tels que *Giardia* sp., *Cryptosporidium* sp., *Salmonella* sp. et *Legionella* sp. dans des échantillons d'eaux grises brutes. De même, Winward *et al.* (2008) ont mis en évidence, dans des eaux grises brutes, la présence de *Pseudomonas aeruginosa* et *Staphylococcus aureus,* pathogènes opportunistes qui peuvent engendrer un risque particulier pour les personnes vulnérables.

La majorité des études portent sur l'analyse des eaux grises brutes ou sont conduites pour évaluer l'efficacité des traitements mis en œuvre en vue du recyclage. Toutefois, peu de travaux sont conduits pour décrire l'évolution des eaux grises brutes ou traitées lors d'étapes de stockage. Sur la base de deux paramètres physico-chimiques, Dixon *et al.* (1999) ont tenté de développer un modèle permettant de décrire l'évolution d'eaux grises brutes stockées. Ainsi le suivi de deux paramètres globaux très importants, l'OD (oxygène dissous) et la DCO, a permis à ces auteurs de montrer que le stockage d'eaux grises brutes pendant 24 h peut améliorer considérablement la qualité de l'eau grâce à une décantation rapide des particules organiques.

Les discussions concernant l'utilisation de l'eau de pluie collectée en aval de toitures et/ou des eaux grises en tant que ressources alternatives pour des usages ne nécessitant pas une qualité d'EDCH (eau destinée à la consommation humaine) pour des usages à l'extérieur ou à l'intérieur du bâtiment ne peut se faire sans prendre en compte des aspects liés au génie des procédés et des aspects liés aux risques sanitaires. Il est donc important de s'intéresser non seulement à la qualité des eaux brutes mais également à leur évolution au cours du stockage et de comprendre le rôle de l'écosystème établi dans les cuves de stockage sur la qualité de l'eau stockée. L'objectif final étant de maîtriser l'ensemble du système de la production à l'utilisation.

3.3 Expérimentations préliminaires

Des expériences préliminaires ont été menées sur les eaux de pluie collectées sur le site du Centre Scientifique et Technique du Bâtiment de Nantes et sur les eaux grises produites au sein d'AQUASIM. Ce grand équipement a été conçu pour étudier le cycle de l'eau à l'échelle du bâtiment et de sa parcelle et permet de mettre en place des expérimentations à échelle réelle en conditions contrôlées. Ces expériences avaient pour objectif de définir une stratégie d'échantillonnage appropriée, d'identifier les paramètres de suivi pertinents ainsi que les protocoles adaptés à chaque type d'eau, et, enfin, de spécifier les conditions expérimentales permettant de réaliser un suivi fiable à long terme des eaux produites et stockées au sein d'AQUASIM.

3.3.1 Expérimentation sur l'eau de pluie

3.3.1.1 Description

L'eau de pluie a été collectée en aval de deux surfaces distinctes. Une partie de l'eau de pluie a été récupérée à partir du toit terrasse d'AQUASIM et l'autre à partir de la toiture de la soufflerie Jules Verne, autre grand équipement du CSTB de Nantes. La toiture terrasse d'AQUASIM est réalisée en béton sur une surface de 250 m^2 et présente une inclinaison de 2 % à partir du centre. Il s'agit d'une terrasse accessible sur laquelle des interventions humaines ont eu lieu pour assurer le suivi de différents dispositifs expérimentaux. L'eau de pluie recueillie est ensuite acheminée par gravité au travers de conduites en PVC-C (polychlorure de vinyle surchloré) vers une cuve de stockage en polypropylène (PP) de 5 m^3. La toiture de la soufflerie Jules Verne représente une surface de collecte de 2 000 m^2 en acier galvanisé. L'eau de pluie ruisselant sur la toiture a été récoltée à partir de trois gouttières en PVC (polychlorure de vinyle), puis dirigée vers un regard de collecte intermédiaire en béton. En présence d'un volume suffisant, une pompe est actionnée pour diriger l'eau vers un bassin de stockage via des canalisations en béton. Ce bassin extérieur est revêtu d'un revêtement EPDM (éthylène-propylène-diène monomère) et recouvert d'une bâche. Avant le début de l'étude, les dispositifs de transport et les bassins de stockage d'eau avaient été nettoyés et rincés. La surveillance de la qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau de pluie stockée a été réalisée durant 3 mois (avril à juin 2012). Durant cette période, les deux dispositifs de stockage ont été remplis à chaque évènement pluvieux mais aucun soutirage n'a été réalisé.

3.3.1.2 Prélèvement

Les échantillons d'eau de pluie issue de la toiture terrasse et stockée dans la cuve de 5 m^3, ont été prélevés au niveau d'un robinet situé dans le bas de la cuve à l'aide de flacons de prélèvement stériles de 1 L. Les prélèvements d'échantillons d'eau de pluie issue de la toiture en acier galvanisé et stockée dans le bassin ont été réalisés à l'aide d'un tube télescopique de longueur variable (1,5 à 6 m) munis d'un système de fixation à angle variable et équipé d'un bécher de 1 L en polypropylène autoclavable. Des prélèvements de 1 L ont été réalisés puis placés dans des flacons de 1 L stériles. Pour chaque prélèvement un flacon était dédié aux analyses physico-chimiques et l'autre aux analyses microbiologiques réalisées sur site dans les quatre heures suivant le prélèvement. Certaines analyses ont été confiées à un laboratoire accrédité (IDAC, Nantes, France). Dans ce cas, un flaconnage dédié fourni par l'IDAC a été utilisé et acheminé dans l'heure suivant le prélèvement. L'ensemble des paramètres étudiés ainsi que les outils et méthodes analytiques utilisés sont listés dans le tableau 1.

Le pH, la température et la conductivité ont été déterminés à l'aide de sondes, la turbidité a été déterminée par la méthode rapide Spectroquant® (Merck), les matières en suspension (MES) ont été mesurées après filtration de 500 mL d'eau et séchage à l'étuve à 105°C selon le protocole décrit dans la norme NF EN 872. Enfin le carbone organique total (COT) a été déterminé à l'aide du COT-mètre Shimadzu TOC 5000A.

Les micro-organismes revivifiables ont été dénombrés sur gélose PCA en utilisant la méthode par inclusion et incubés à 36°C. Le milieu REBECA (AES-Chemunex) a été retenu pour dénombrer les coliformes totaux. Les résultats ont été exprimés en unité formant colonie (UFC) par mL. Les dénombrements d'*E.coli* et des entérocoques intestinaux ont été effectués respectivement à l'aide des microplaques MUG et MUD (AES-Chemunex). Les échantillons ont été dilués dans du DSM (diluant au sel marin pour microplaques) et les microplaques ont été ensemencées à raison de 64 puits pour la dilution au ½ et 32 puits pour la dilution au $20^{ème}$puis incubées à (44±0,5) °C entre 36 et 72 h. Les résultats ont été exprimés en NPP (nombre le plus probable) pour 100 mL. Ils correspondent donc à une estimation statistique du nombre de microorganismes présents dans l'échantillon et des intervalles de confiance sont attachés à cette estimation. Par ailleurs, les spores des bactéries anaérobies sulfito-réductrices, *Clostridium perfringens*, *Salmonella* sp. et *Campylobacter* sp. ont été recherchés ponctuellement et les analyses ont été confiées à un laboratoire accrédité.

3.3.2 Expérimentation sur les eaux grises

3.3.2.1 Description

Les eaux grises utilisées dans cette étude provenaient des douches et de la laverie d'AQUASIM. Elles ont été produites au cours d'une seule journée, acheminées séparément, à travers des tuyaux PVC-C, dans deux cuves distinctes de stockage de 5 m^3 en polypropylène. Toutes les cuves ont été vidangées, nettoyées et désinfectées avant l'expérimentation. Lorsque le volume attendu a été obtenu, un mélange des deux types d'eaux grises a été réalisé dans un réservoir de stockage en PP de 1 m^3 à raison de 384 L d'eau de douches et 116 L d'eau de laverie. Cette étude est basée sur une situation réaliste en termes de ratio entre ces deux usages au regard de la consommation d'eau domestique moyenne en France (C.I.Eau 2007). Le suivi a été réalisé sur ces eaux grises stockées sans nouvel apport ni soutirage sur une période de 7 jours.

Table 1: List of studied parameters and applied analytical methods

Paramètres	Eau de pluie	Eaux grises
	Paramètres physico-chimiques	
pH et température	pH mètre	pH mètre
Conductivité	Conductimètre	Conductimètre
Turbidité	Spectroquant ® (Merck)	Spectroquant ® (Merck)
MES	NF EN 872	NF EN 872
COT	NF EN 1484	NF EN 1484
O_2 dissous	-	ISO 5814

DCO	-	ISO 15705
DBO_5	-	Méthode interne par respirométrie
N_{total}	-	EN ISO 11905-1
NH_4^+	-	NF T90-015-2
P_{total}	-	ISO 6878
Tensioactifs anioniques	-	ISO 7875-1
Paramètres microbiologiques		
Micro-organismes revivifiables à 30°C	NF EN ISO 6222	NF EN ISO 6222
Coliformes totaux	NF ISO 9308-1 simplifiée MF	NF ISO 9308-1 simplifiée MF
Escherichia coli	NF EN ISO 9308-3	NF EN ISO 9308-3
Entérocoques intestinaux	NF EN ISO 7899-1	NF EN ISO 7899-1
Legionella sp. (MF)		NF T90-431
Legionella pneumophila		NF T90-431
Levures recherche (MF)		Méthode interne laboratoire accrédité
Moisissures (MF)		Méthode interne laboratoire accrédité
Bactériophages ARN-F spécifiques		ISO 10705-1
Spores bactérie .anaérobies.		NF EN 26461-2
Clostridium perfringens		Selon V08-056
Pseudomonas aeruginosa (MF)		NF EN ISO 16266
Staphylocoques		XP T90-412
Staphylocoques totaux		XP T90-412
Salmonella sp.		NF ISO 19250 (dans 1L)
Campylobacter sp.		NF ISO 10272-1 MCCD, CASA (dans 100
Amibes à 30°C		Filtration sur membrane (méthode NPP)
Cryptosporidium sp.		Selon NF T90-455
Giardia sp.		NF T90-455

MF : membrane filtrante

3.3.2.2 Prélèvements

Avant chaque prélèvement (1 L), les eaux grises ont été homogénéisées pendant 15 min pour éviter l'effet de stratification et prélever un échantillon représentatif de l'ensemble du contenu de la cuve. Les échantillons d'eaux grises ont été prélevés au niveau d'un robinet de prélèvement situé dans le bas de la cuve à l'aide de flacons spécifiques pour chaque analyse et acheminés immédiatement au laboratoire d'analyses. Une analyse a été réalisée pour chaque prélèvement.

3.3.2.3 Méthodes d'analyse

Les paramètres physico-chimiques et microbiologiques du mélange ont été suivis pendant une semaine, immédiatement après le mélange (T_0), après 24 h (T_{24}), 72 h (T_{72}) et après 7 jours de stockage. L'ensemble des paramètres étudiés ainsi que les outils et méthodes analytiques utilisés sont listés dans le tableau 1.

Les paramètres physico-chimiques correspondaient au pH, à la température, à la conductivité, à l'oxygène dissous (OD), à la turbidité, à l'azote total (N_{tot}), au phosphore total (P_{tot}), aux matières en suspension (MES), à la demande chimique en oxygène (DCO), à la demande biochimique en oxygène (DBO_5), au carbone organique total (COT) et à l'azote ammoniacal (NH_4-N). Tous les microorganismes ont été suivis pour les 4 prélèvements à l'exception des amibes mésophiles et des protozoaires *Cryptosporidium* sp. et *Giardia* sp. qui n'ont été recherchés ou dénombrés que dans le prélèvement initial et le prélèvement final. L'ensemble des analyses microbiologiques a été confié à l'IDAC.

3.3.3 Résultats et discussion

3.3.3.1 Qualité de l'eau de pluie

Le tableau ci-dessous présente la qualité physico-chimique de l'eau de pluie. Comme il n'existe aucune exigence ou recommandation de qualité spécifique pour l'usage de l'eau de pluie, nous avons choisi de comparer nos données expérimentales avec la réglementation actuelle française concernant l'EDCH (eau destinée à la consommation humaine) et la directive européenne relative aux eaux de baignade.

Table 2 : Roof-harvested rainwater quality of from the building AQUASIM and Jules Verne

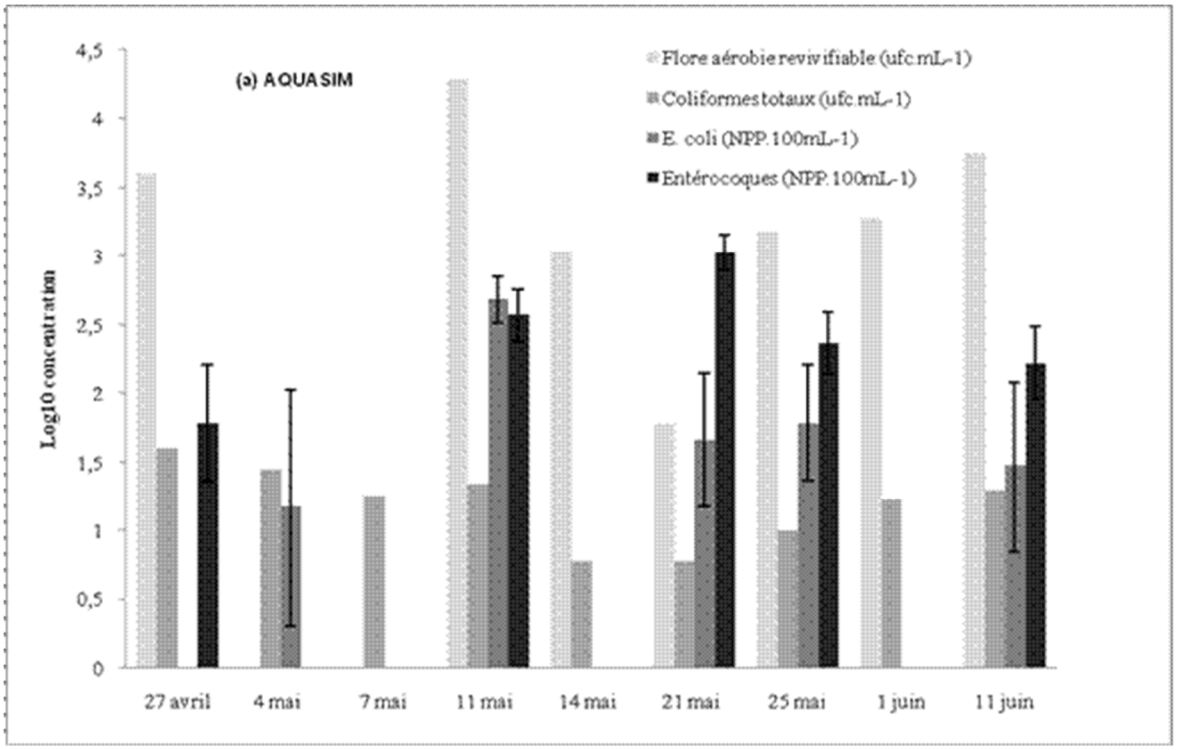
	AQUASIM	Jules Verne	EDCH	Eau de baignade
pH	6,66 (6,35~7,03)	5,54 (5,22~6,12)	6,5~9	6~9
Conductivité ($\mu S.cm^{-1}$)	98,1 (58,3~122,1)	34,84	≥200 et ≤1100	
Turbidité (NTU)	8,7 (5~20)	5,45	2	
MES ($mg.L^{-1}$)	8,19 (1,4~43,6)	2,55		
COT (ppm)	5,04 (2,71~6,47)	2,71 (1,85~4,40)		

Les résultats correspondent à la moyenne obtenue à partir de l'ensemble des prélèvements (nombre de prélèvements=9). Les valeurs entre parenthèses correspondent aux valeurs minimales et maximales observées

Le pH de l'eau de pluie récupérée d'AQUASIM était compris dans la gamme de pH acceptable pour l'EDCH et les eaux de baignade. En revanche, le pH de l'eau de pluie issue de la soufflerie Jules Verne était plus faible. Les différences entre les eaux en termes de pH peuvent être expliquées par la nature des matériaux constitutifs des toitures. Ainsi, l'hypothèse d'une neutralisation de l'acidité de l'eau de pluie au contact du béton est formulée dans le cas du bâtiment AQUASIM (Mendez et al. 2011). Pour les autres paramètres globaux, les valeurs obtenues pour l'eau de pluie issue de la soufflerie Jules Verne étaient toutes inférieures à celles obtenues à partir de l'eau de pluie issue du bâtiment AQUASIM. Cela provient probablement des différences de parcours de l'eau et des différences de stockage. Ainsi, la décantation et l'effet de dilution opérés dans le regard béton et le bassin de stockage dans le cas de l'eau de pluie issue de la toiture en acier galvanisé jouent probablement un rôle dans l'amélioration de la qualité de l'eau.

En termes de qualité microbiologique, la figure 1 présente les concentrations en indicateurs bactériens mesurées dans les eaux issues des deux types de toiture. On constate que les concentrations en microorganismes aérobies revivifiables varient fortement d'un prélèvement à l'autre allant de 1,78 à 4,28 $\log_{10}$ $ufc.mL^{-1}$ dans l'eau issue de la toiture d'AQUASIM et de 3,60 à 5,15 $\log_{10}$ $ufc.mL^{-1}$ dans l'eau issue de la soufflerie. En revanche, les concentrations en coliformes totaux restent relativement stables avec des variations observées de moins d'un $\log_{10}$ et toujours inférieures à 2,18 $\log_{10}$ $ufc.mL^{-1}$. Dans l'eau issue de la toiture d'AQUASIM, la présence de *E. coli* et des entérocoques intestinaux a été mise en évidence dans 5 prélèvements sur 7 réalisés entre le 27 avril et le 11 juin. Les niveaux de concentration de ces deux microorganismes variaient respectivement de 1,18 à 2,69 $\log_{10}$ $NPP.100mL^{-1}$ et de 1,79 à 3,03 $\log_{10}$ $NPP.100mL^{-1}$. Dans l'eau issue de la toiture de la soufflerie Jules Verne, seuls

les *E. coli* ont été mis en évidence dans 4 prélèvements sur 7, à des niveaux de concentration similaires.



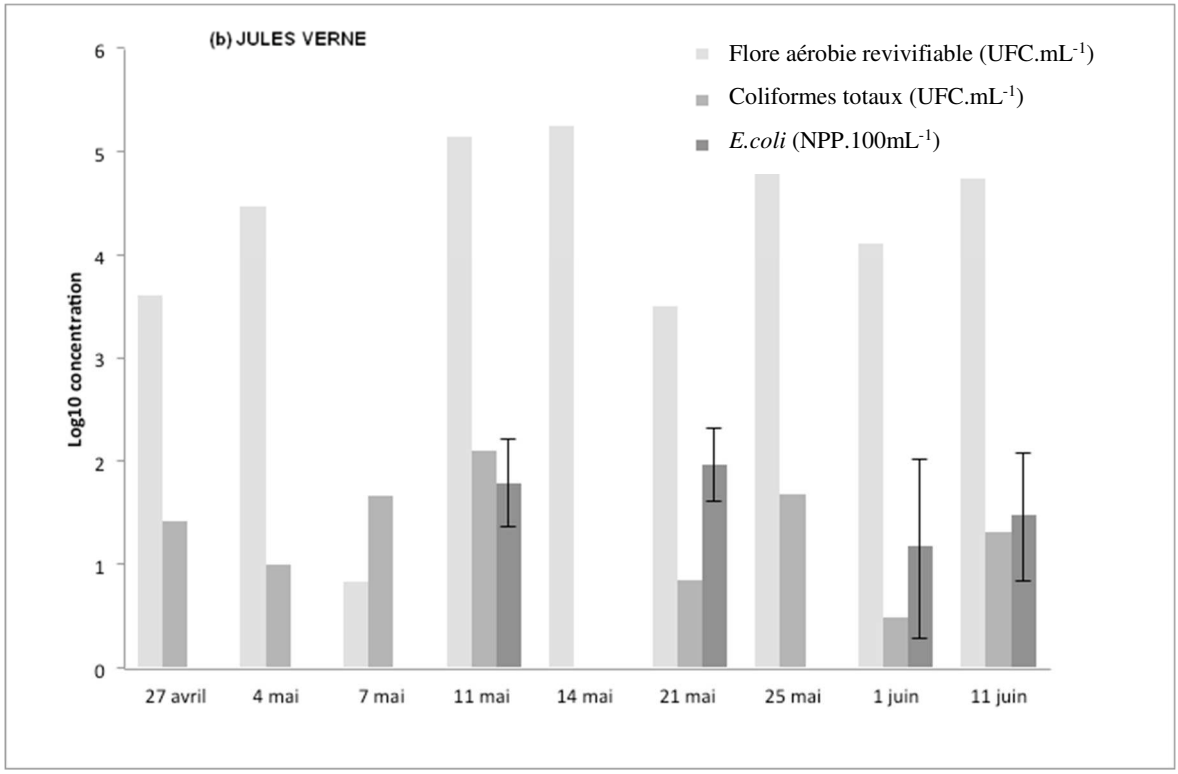
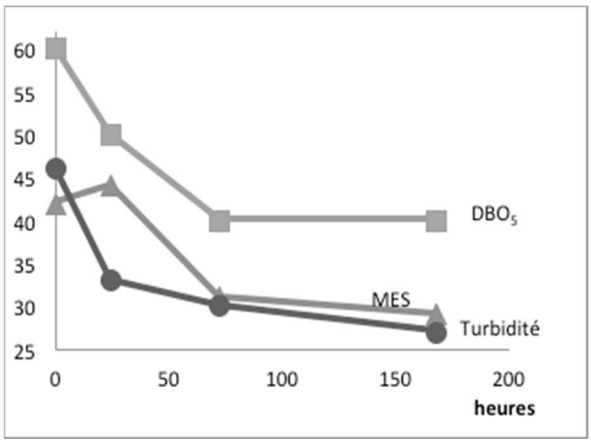


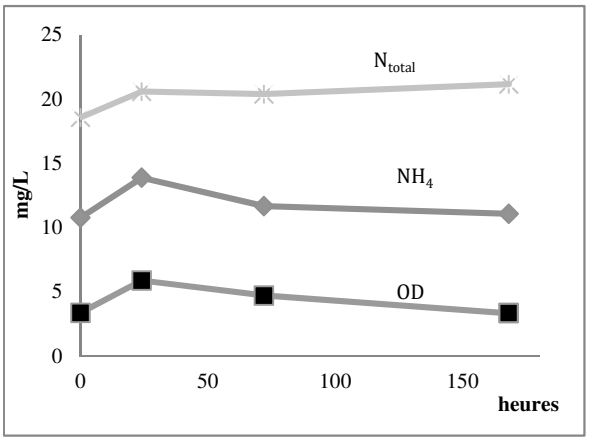
Fig.1 : Microbiological characterization of roof-harvested rainwater from the buidlings (a) AQUASIM et (b) Jules Verne wind tunel. Mean values and standard deviations, number of samples = 9 for each roof

Ces niveaux de concentration sont cohérents avec ceux rapportés dans la littérature (Albrechtsen 2002; Birks *et al.* 2004). Il est intéressant de souligner que les concentrations maximales admissibles en *E. coli* et en entérocoques intestinaux fixées par la directive européenne des eaux de baignade sont respectivement de 900 ufc.mL^{-1} et 330 ufc.mL^{-1}. Tous les échantillons du bâtiment AQUASIM et de la soufflerie Jules Verne répondaient à cette directive pour le paramètre *E. coli* mais 4 des 7 échantillons d'eau issue de la toiture du bâtiment AQUASIM avaient une qualité insuffisante au regard de la concentration en entérocoques intestinaux. Les analyses ponctuelles effectuées le 11 mai 2012 montrent l'absence de bactéries anaérobies sulfito-réductrices, de *Clostridium perfringens*, de *Salmonella* sp. et *Campylobacter* sp dans l'eau de pluie prélevée dans le bassin. L'absence de *Clostridium perfringens* et de *Salmonella* sp. a également été constatée dans l'eau de la cuve. En revanche, la présence de *Campylobacter* sp. a été mise en évidence et une concentration en bactéries anaérobies sulfito-réductrices de 2,53 $\log_{10}$ ufc.mL^{-1} a été mesurée. La présence de bactéries appartenant au genre *Campylobacter,* fréquemment retrouvé dans les flores fécales aviaires (Robino *et al.* 2010), a déjà été rapportée dans l'eau de pluie collectée en aval de toitures (Albrechtsen 2002; Schets *et al.* 2010). La moins bonne qualité de l'eau issue de la toiture terrasse d'AQUASIM attestée par les résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques est confirmée par la présence de pathogènes. Contrairement à la toiture du bâtiment Jules Verne, la toiture terrasse d'AQUASIM est accessible et des interventions humaines de maintenance et de suivi d'instruments de mesures y ont lieu. En outre, l'eau de pluie d'AQUASIM est stockée à l'intérieur du bâtiment à une température constante tandis que l'eau stockée dans le bassin extérieur subit les différences de températures nycthémérales, voire les différences de températures au cours d'une même journée selon l'ensoleillement et l'élévation de la température sous la bâche qui en découle. Ces deux facteurs peuvent influer sur la charge microbienne au cours du temps.

3.3.3.2 Qualité de l''eau grise

Les caractérisations physicochimiques et microbiologiques des eaux grises stockées pendant 7 jours sont présentées dans les figures ci-dessous.Comme nous pouvons le constater dans la figure 2, même si certains paramètres ont montré une tendance fluctuante au début, la plupart des paramètres (conductivité, MES, turbidité, DCO, N_{tot}, P_{tot}, NH_4^+) reste relativement stable après 72 heures de stockage.





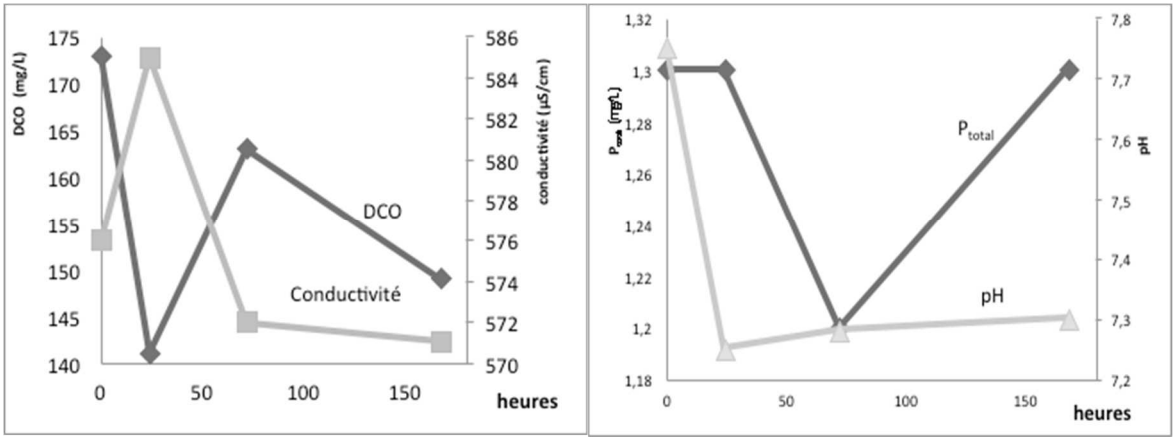


Fig. 2 : Evolution of physicochemical quality of stored greywater during one week

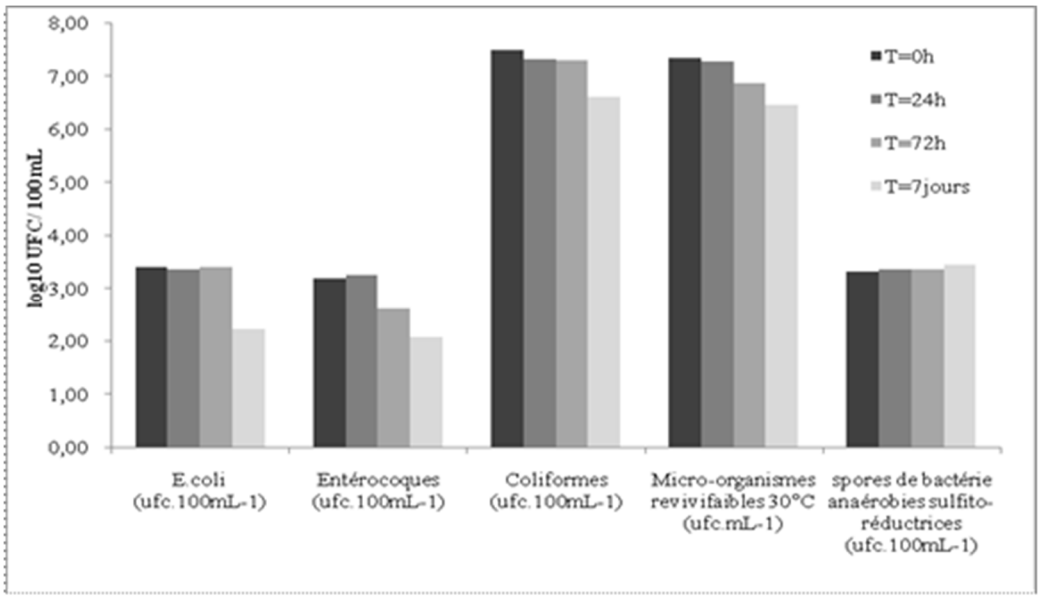


Fig. 3 : Evolution of microbiological quality of stored greywater during one week

La figure ci-dessus montre l'évolution de la charge microbienne dans les échantillons d'eau grise brute stockée. La présence de coliformes totaux, *E. coli,* d'entérocoques intestinaux et de spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices confirme la contamination fécale des eaux grises brutes. Les concentrations en germes indicateurs de contamination fécale sont supérieures de 2 à 3 $\log_{10}$ par rapport aux concentrations de ces germes dans l'eau de pluie. Les concentrations en bactéries aérobies revivifiables et coliformes totaux observées évoluent respectivement de 7,34 à 6,45 $\log_{10}$ ufc.mL^{-1} et de 7,49 à 6,61 $\log_{10}$ ufc.100 mL^{-1}. Les concentrations en *E. coli* et entérocoques diminuent légèrement après 7 jours de stockage passant respectivement de 3,39 à 2,21 et de 3,19 à 2,07 $\log_{10}$ NPP.100mL^{-1}. Au cours de notre expérimentation, la concentration en bactéries anaérobies sulfitoreductrices est restée constante de l'ordre de 3,3 07 $\log_{10}$ NPP.100mL^{-1} et *Cryptosporidium* sp. et *Clostridium perfringens* ont été détectés dans l'échantillon initial. La présence de levures et de moisissures a également été mise en évidence. La présence de *Salmonella* sp., *Campylobacter* sp., *Giardia* sp. et des phages spécifiques d'ARN-F n'a été mise en évidence dans aucun des échantillons analysés. Il en est de même pour *Legionella* sp., *Legionella pneumophila*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylocoques* totaux et *staphylocoques* pathogènes. Toutefois, pour ces derniers, les milieux de culture ont été envahis par de la flore interférente qui peut conduire à une sous-estimation de la population recherchée.

3.4 Conclusion et perspectives

Ces suivis ont été mis en place pour acquérir des données sur l'évolution de la qualité de l'eau de pluie collectée en aval des toitures et des eaux grises brutes au cours du stockage en vue de leur utilisation en tant que ressources alternatives pour des usages ne nécessitant pas la qualité d'une EDCH. Le choix a été fait de collecter l'eau de pluie, sur un même site, à partir de deux surfaces différentes, de stocker chacune de ces eaux dans deux dispositifs distincts et de suivre l'évolution de leur qualité microbiologique au fur et à mesure du remplissage des dispositifs de stockage sans aucun soutirage. Ce scénario correspond à une situation où l'eau est collectée par temps de pluie et stockée sur une longue période en prévision de pénurie d'eau par temps sec. Les résultats montrent que la qualité de l'eau dans le stockage varie et que la présence de pathogènes, notamment d'origine aviaire, doit être considérée. La réglementation française actuelle autorise son utilisation à l'intérieur du bâtiment pour le lavage des sols et l'alimentation des chasses d'eau et à titre expérimental pour l'alimentation des lave-linges en utilisant un traitement approprié. Pour autant aucune valeur de référence n'est proposée pour surveiller la qualité de ces eaux, limiter le risque sanitaire lié à leur utilisation ou décider des opérations de maintenance (vidange des cuves, nettoyage et désinfection). Par ailleurs, l'influence des paramètres abiotiques et biotiques sur l'évolution de la qualité microbiologique des eaux de pluie stockées est peu documentée et mériterait d'être mieux étudiée. Le rôle de l'écosystème établi dans le stockage et son influence sur l'évolution de la qualité de l'eau pourrait apporter un nouvel éclairage.

Dans le cas des eaux grises, le choix a été fait de suivre l'évolution de la qualité de l'eau stockée pendant une semaine sans apport ni soutirage. Ce scénario correspond à ce qui pourrait se passer dans un foyer recyclant ces eaux grises et dont l'habitat serait inoccupé en période de congés. La présence de pathogènes et le caractère fermentescible de ce type d'eau peutêtre un frein à son stockage et à son utilisation sans traitement. L'utilisation du recyclage des eaux grises engendre de nombreuses questions à la fois sur l'échelle à laquelle ce recyclage est envisageable tant d'un point de vue sanitaire qu'économique. L'acceptabilité sociale de cette réutilisation et le comportement des usagers en tant que producteurs et utilisateurs méritent d'être étudiés.

Les résultats de ces expériences préliminaires serviront de référence (en termes de : qualité physicochimique, concentrations de microorganismes, tendances d'évolution et présence de pathogènes) pour la conception de campagnes de suivi en conditions contrôlées de différents scénarios expérimentaux de production et d'exploitation (en conditions statiques et dynamiques) de ces ressources alternatives. Ces scénarios seront conçus pour étudier non pas une situation réelle mais une situation *réaliste* et *maîtrisée* au regard du phénomène d'évolution de la qualité dans le stockage, afin de limiter les aléas au cours de l'expérimentation et mieux cerner les enjeux de conception et de gestion du stockage.

BIBLIOGRAPHIE

Ahmed, W., Gardner T. and Toze S. (2011). "Microbiological Quality of Roof-Harvested Rainwater and Health Risks: A Review." Journal of Environment Quality **40**(1): 13.

Albrechtsen, H. (2002). "Microbiological investigations of rainwater and graywater collected for toilet flushing." Water Science and Technology **46**(6-7): 311-316.

ASTEE (2006). "Trop d'eau ou pas assez". Compte rendu de la Journée technique d'Automne de l'ASTEE.

Birks, R., Colbourne J., Hills S. and Hobson R. (2004). "Microbiological water quality in a large in-building, water recycling facility." Water Science and Technology **50**(2): 165-172.

Birks, R. and Hills S. (2007). "Characterisation of indicator organisms and pathogens in domestic greywater for recycling." Environmental Monitoring and Assessment **129**(1-3): 61-69.

C.I.Eau (2007). 54 questions pour « tout » savoir sur l'eau. Paris C.I.Eau.

Chaillou, K., Gérente C., Andrès Y. and Wolbert D. (2011). "Bathroom Greywater Characterization and Potential Treatments for Reuse." Water, Air and Soil Pollution **215**(1-4): 31-42.

Chang, M., McBroom M. W. and Scott Beasley R. (2004). "Roofing as a source of nonpoint water pollution." J Environ Manage **73**(4): 307-315.

CSHPF (2006). Avis du CSHPF du 5 septembre 2006 relatif aux enjeux sanitaires liés à l'utilisation d'eaux de pluie pour des usages domestiques

de Gouvello, B. and Deutsch J.-C. (2009). "La récupération et l'utilisation de l'eau de pluie en ville : vers une modification de la gestion urbaine de l'eau ?" FLUX **september-76/77** 14-25.

de Gouvello B., Nguyen-Deroche N., Lucas F. and Gromaire M. C. (2013). "A methodological strategy to analyze and improve the French RWH regulation on quality topic." Water Science and Technology **67**(5): 1043-1050.

Dixon, A., Butler D., Fewkes A. and Robinson M. (1999). "Measurement and modelling of quality changes in stored untreated grey water." Urban Water **1**(4): 293-306.

Farreny, R., Morales-Pinzon T., Guisasola A., Taya C., Rieradevall J. and Gabarrell X. (2011). "Roof selection for rainwater harvesting: quantity and quality assessments in Spain." Water Research **45**(10): 3245-3254.

Hernandez Leal, L., Zeeman G., Temmink H. and Buisman C. (2007). "Characterisation and biological treatment of greywater." Water Science and Technology **56**(5): 193-200.

Kim, M. and Han M. (2011). "Composition and distribution of bacteria in an operating rainwater harvesting tank." Water Sci Technol **63**(7): 1524-1530.

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." Science of The Total Environment **408**(4): 896-905.

Li, F., Wichmann K. and Otterpohl R. (2009). "Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses." Science of The Total Environment **407**(11): 3439-3449.

Lye, D. J. (2009). "Rooftop runoff as a source of contamination: a review." Science of The Total Environment **407**(21): 5429-5434.

Meera, V. and Ahammed M. M. (2006). "Water quality of rooftop rainwater harvesting systems: a review." Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua **55**(4): 257-268.

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 Research **45**(5): 2049-2059.

Nguyen-Deroche, T., De Gouvello B., Saad M., Lucas F., Moulin L. and Gromaire M. C. (2011). Rainwater harvesting in dwelling-houses in France: current regulatory context and quality issues. 12th International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/Brazil, 10-15 September 2011.

Nguyen-Deroche, T. L. N., de Gouvello B., Lucas F., Garrec N. and Gromaire M. C. (2013). "Évaluation de la qualité de l'eau de pluie en vue de son utilisation : vers la définition de paramètres pertinents et de protocoles adaptés." European journal of water quality **44**(1): 1-12.

Revitt, D. M., Eriksson E. and Donner E. (2011). "The implications of household greywater treatment and reuse for municipal wastewater flows and micropollutant loads." Water Research **45**(4): 1549-1560.

Robino, P., Tomassone L., Tramuta C., Rodo M., Giammarino M., Vaschetti G. and Nebbia P. (2010). "Prevalence of Campylobacter jejuni, Campylobacter coli and enteric Helicobacter in domestic and free living birds in North-Western Italy." Schweiz Arch Tierheilkd **152**(9): 425-431.

Schets, F., Italiaander R., van den Berg H. and de Roda H. A. M. (2010). "Rainwater harvesting: quality assessment and utilization in The Netherlands." Journal of water and health **8**(2): 224.

Simmons, G., Hope V., Lewis G., Whitmore J. and Gao W. (2001). "Contamination of potable roof-collected rainwater in Auckland, New Zealand." Water Research **35**(6): 1518-1524.

Smith, E. and Bani-Melhem K. (2012). "Grey water characterization and treatment for reuse in an arid environment." Water Science and Technology **66**(1): 72-78.

Vialle, C., Sablayrolles C., Lovera M., Huau M. C., Jacob S. and Montrejaud-Vignoles M. (2012). "Water Quality Monitoring and Hydraulic Evaluation of a Household Roof Runoff Harvesting System in France." Water Resources Management **26**(8): 2233-2241.

Vialle, C., Sablayrolles C., Lovera M., Jacob S., Huau M. C. and Montrejaud-Vignoles M. (2011). "Monitoring of water quality from roof runoff: Interpretation using multivariate analysis." Water Research **45**(12): 3765-3775.

Winward, G. P., Avery L. M., Frazer-Williams R., Pidou M., Jeffrey P., Stephenson T. and Jefferson B. (2008). "A study of the microbial quality of grey water and an evaluation of treatment technologies for reuse." Ecological Engineering **32**(2): 187-197.

4 STOCKAGE DES EAUX ALTERNATIVES AU SEIN DU BATIMENT : EAU DE PLUIE ET EAU GRISE DE LAVE-LINGE

Caractérisation et évolution de la qualité microbiologique et physico-chimique de l'eau de pluie récupérée en aval de toiture et l'eau grise des lave-linges récupérée et stockée au sein du bâtiment

4.1 Contexte général

L'intérêt pour l'utilisation de ressources alternatives à l'eau potable croît sensiblement en France depuis plusieurs années en raison de plusieurs facteurs, notamment les tendances nouvelles observables dans l'industrie du bâtiment, à l'instar de la récupération et utilisation de l'eau de pluie (de Gouvello et Deutsch, 2009). Le recyclage des eaux grises domestiques apparaît comme une nouvelle voie offrant une forte potentialité pour l'industrie du bâtiment en France (Chaillou et *al*., 2011). Ces deux types d'eaux constituent des ressources in situ, car elles peuvent être produites et stockées un certain temps sur place dans le bâtiment. C'est pourquoi, il est nécessaire de veiller à la qualité sanitaire de ces eaux brutes et de suivre l'évolution de leur qualité physico-chimique et microbiologique au cours du stockage.

4.1.1 Problématique et justification scientifique

En France, la récupération de l'eau de pluie, dans les zones urbaines, pour des usages extérieurs et intérieurs ne nécessitant pas l'utilisation d'eau potable, a fait l'objet de nombreux travaux (Vialle et *al*., 2011 ; de Gouvello et *al*., 2013 ; Nguyen Deroche et *al*., 2013) et débats depuis plus de 10 ans (ASTEE, 2006) et a notamment donné lieu à un avis du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France en septembre 2006 (CSHPF, 2006). Finalement, en 2008, une première réglementation nationale a été esquissée (arrêté français du 21 août 2008 sur la récupération et utilisation des eaux de pluie à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments): elle définit plusieurs catégories d'usages de l'eau de pluie comme l'alimentation des chasses d'eau des WC, le lavage du sol et l'arrosage du jardin (Nguyen-Deroche et *al*., 2011).

Malgré le progressivement réglementaire sur les eaux alternative, Cependant, cette réglementation ne propose ni paramètres ni valeurs guides associées, Or elles sont nécessaires non seulement pour évaluer le risque sanitaire, mais aussi pour justifier les exigences techniques de conception et les modalités de maintenance requises pour assurer une qualité suffisante de l'eau de pluie récupérée. Afin de surmonter cet obstacle, il est nécessaire d'acquérir des données (de Gouvello et *al*., 2013). La réutilisation des eaux grises, quant à elle n'est pas autorisée actuellement en France, mais quelques projets expérimentaux sont en cours et la question est étudiée par un groupe de travail au sein de l'ANSES (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail).

La question relative à la qualité de l'eau de pluie et à celle des eaux grises a fait l'objet d'une attention croissante en raison de leur potentiel pour compléter et/ou remplacer les ressources existantes d'eau potable pour certains usages. L'utilisation de ces deux types de ressources nécessite la mise en place de plusieurs étapes correspondant à la collecte, au stockage et au traitement complémentaire avant usage. Pour autant, du fait de leur origine différente (environnementale ou humaine), de la qualité des eaux brutes (pollutions physico-chimiques et microbiologiques de natures différentes) et du type d'installations à mettre en place, les réflexions portant sur l'utilisation de ces deux types de ressources d'eau alternatives sont souvent conduites de manières distinctes. il n'a pas été identifié dans la littérature de travaux sur l'analyse de deux types distincts d'eaux alternatives (eau de pluie et eau eaux issues de lave-linge) dans une même approche expérimentale. Pour cette raison, les différentes expérimentations ont été menées dans le bâtiment expérimental de l'AQUASIM au sein du site CSTB-Nantes pendant 2014.

4.1.2 Objectifs du chapitre

Ce chapitre visera à présenter les résultats de deux expérimentations réalisées en 2014 dans le bâtiment de l'AQUASIM sur des stockages d'eau de pluie issue de son terrasse et d'eau grise issue d'un lave-linge d'une laverie interne au CSTB. Cette étude a été réalisée conjointement entre le CSTB-Nantes et le LEESU. Il s'agit de mener un focus particulier de comparaison de deux qualités différentes d'eaux alternatives au sein du bâtiment (eau de pluie et eau grise de lave-linge) pour s'interroger sur les conséquences des différences des qualités d'origine sur l'évolution de la qualité en cours de stockage. Ce suivi permettra d'analyser les phénomènes d'évolution des indicateurs microbiologiques présents et de la qualité physico-chimique dans ces eaux.

4.2 Matériels et Méthodes

4.2.1 Description du Site d'expérimentation : le bâtiment « AQUASIM »

Les expérimentations ont été conduites au sein du bâtiment AQUASIM. Ce grand équipement a été conçu pour étudier le cycle de l'eau à l'échelle du bâtiment et de sa parcelle et permet de mettre en place des expérimentations à échelle réelle en conditions contrôlées. Pour cela, il dispose d'une vingtaine de cuve en polypropylène (PP) et de canalisations en PVC-C permettant d'acheminer différents types d'eau du point de collecte/production jusqu'aux cuves de stockage ou aux bancs d'essais.

Figure 10. Site expérimental-Grand équipement AQUQSIM sur CSTB-Nantes

4.2.2 Descriptif des cuves de stockage

Les caractéristiques des 4 cuves utilisées lors des expérimentations sont présentées dans le tableau 1. Figure 13~5 monte respectivement le cuve R016 de 1m^3 stockage, les trois points de prélèvement situés sur les cuve. Il existe plusieurs cuves de stockage dans le bâtiment AQUASIM (cf. Figure 12) Choix de ces cuves de stockage dépend notamment à la disponibilité, au volume correspondant à la celle de stockage et la cuve. La grande cuve R005 de 5 m^3 est dédiée à la récupération de pluie.

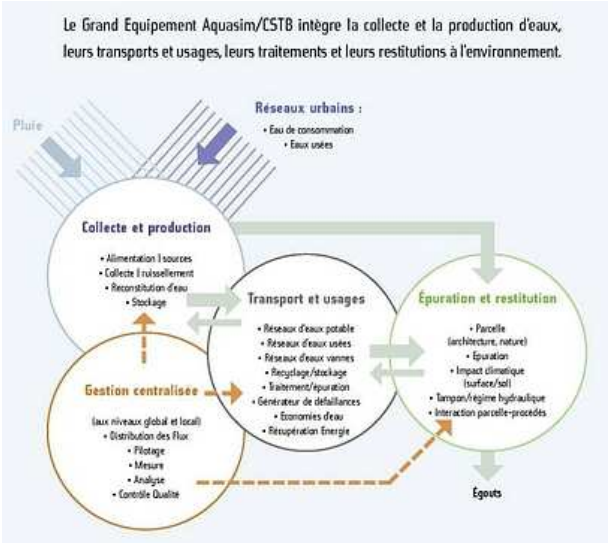


Figure 11 Enjeux principaux scientifiques et techniques dans le bâtiment AQUASIM

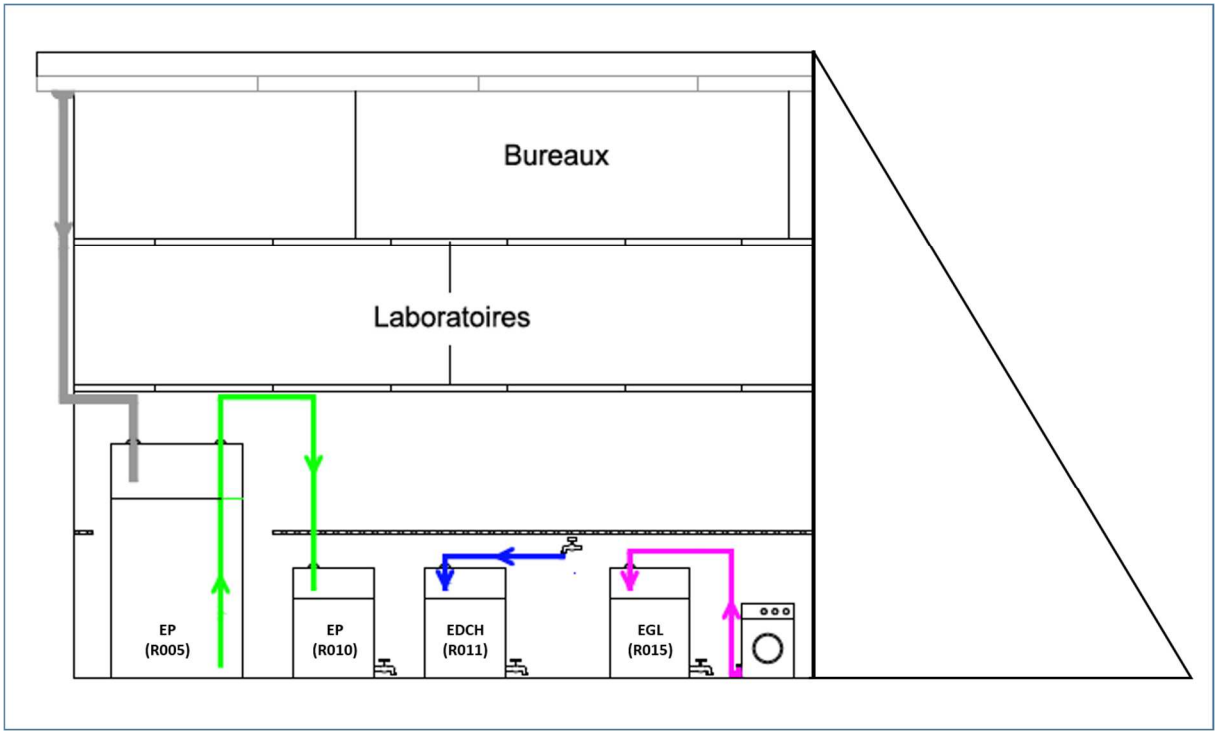


Figure 12 Schéma des positions de l'emplacement des cuves de stockage des différentes qualités d'eaux situées au sein du bâtiment AQUASIM

Tableau 5 : principales caractéristiques techniques des cuves utilisées

	R005	R010	R011	R016
Origine de l'eau	Eau de pluie	Eau de pluie	EDCH	Eau de lave-linge
Volume utile	5,05 m³	1 m^3	1 m^3	1 m^3
Diamètre intérieur	1 700 mm	1 000 mm	1 000 mm	1 000 mm
Hauteur de virole	2 550 mm	1 550 mm	1 550 mm	1 550 mm
Virole*	15mm	10 mm	10 mm	10 mm
Fond*	12 mm	8 mm	8 mm	8 mm
couvercle	12 mm	Plat -10 mm	Plat -10 mm	Plat -10 mm
Étanchéité du couvercle	non			
Matériau	PP			
Mesure du niveau de remplissage	Capteur			
Point de prélèvement	Pas de prélèvement	Fond de cuve avec la Raccord femelle en DN50, milieu et en haute de cuve avec la Raccord femelle en DN32,		

* : Épaisseur effective

Figure 13. Cuve R016 de 1m3 pour la récupération de l'eau de laverie

Figure 14-a

Figure 14-b

Figure 14-a,b. Points de prélèvement situés sur les cuves

4.2.3 Nature de l'eau stockée

Des eaux de trois qualités différentes ont été utilisées. Il s'agissait d'eau destinée à la consommation humaine (EDCH), qui est la qualité référence de l'eau; d'eau de pluie récupérée en aval de la toiture d'AQUASIM (EdP) et d'eaux grises issues de la laverie d'AQUASIM (EGL).

4.2.4 Description de la collecte d'eau de pluie

L'eau de pluie est collectée en aval du toit terrasse d'AQUASIM. Celle-ci est réalisée en béton sur une surface de 250 m^2 et présente une inclinaison de 2 % à partir du centre. Il s'agit d'une terrasse accessible sur laquelle des interventions humaines ont lieu pour assurer le suivi de différents dispositifs expérimentaux installés. L'eau de pluie recueillie est ensuite acheminée par gravité au travers de conduites en PVC-C (polychlorure de vinyle surchloré) vers une cuve de stockage (R005, Figure 15) en polypropylène (PP) de 5 m^3.

Figure 15. Cuve R005 de 5m^3 pour récupérer l'eau de pluie en aval de terrasse de l'AQUASIM.

4.2.5 Description de la laverie

Les eaux grises ont été collectées en sortie d'une machine à laver (Electrolux W4150) équipée d'un tambour de 105 L (Figure 16). Elles sont générées par le nettoyage des vêtements (à l'exception des sous-vêtements) et du linge de maison des employés du CSTB. Le tableau 2 décrit les différents programmes et les dosages des produits de nettoyage qui peuvent être utilisés dans la laverie.

Figure 16. Salle de laverie au sein du bâtiment AQUASIM

Tableau 6 : programmes de lavage et produits nettoyants utilisés par la laverie d'AQUASIM

Programme	Température (°C)	Produit de nettoyage					
		Turbo Emulsion[1]		Ozonit [2]		Turbo Flower [3]	
		Dosage (ml/kg)	Volume (ml)	Dosage (ml/kg)	Volume (ml)	Dosage (ml/kg)	Volume (ml)
F1 (blanc)	60	10	120	5	60	4	48
F2 (couleur)	40	7	84	4	48	4	48
F3 (délicat)	40	5	60	0	0	5	60

[1] Détergent sans phosphates; [2] Produit assouplissant contenant un conservateur et un tensio-actif cationique ; [3] Agent de désinfection et de blanchiment contenant phosphonate et des agents oxygénés

4.2.6 Nettoyage et désinfection des équipements

Préalablement à l'expérimentation, la toiture terrasse d'AQUASIM a été nettoyée pour éliminer les mousses et poussières accumulées durant l'hiver. Le nettoyage a été réalisé mécaniquement à l'aide d'un nettoyeur haute pression (Karcher) alimenté par de l'eau potable. Un balai brosse et un balai raclette ont été utilisés pour évacuer les particules et l'eau vers la cuve R005, destinée à accueillir les eaux de pluie. Cette cuve constitue un passage obligé avant l'utilisation ou l'évacuation de l'eau vers le réseau d'eaux usées.

Après le nettoyage de la terrasse, la cuve R005 a été vidangée. Les sédiments de fond de cuve présents et les particules issues du nettoyage de la terrasse ont été évacués. Les dépôts présents sur les parois ont été éliminés à l'aide d'un nettoyeur haute pression (Karcher). Enfin, la cuve a été rincée plusieurs fois à l'eau potable.

Les cuves de stockage R010, R011 et R016 ont été nettoyées et désinfectées avant chaque expérimentation. Pour cela, chaque cuve a été remplie d'eau potable et un bouclage a été mis en place pour assurer une circulation de l'eau. Un biodispersant correspondant au Ferrofos® 5260 dosé à 200 g/m^3 (BKG, France) et un désinfectant correspondant au Ferrocid® 8591dosé à 2,5 kg/m^3 (BKG, France) ont été ajoutés dans chaque cuve. Après trois heures de traitement, les cuves ont été vidangées, les parois et les fonds de cuves ont été nettoyés à l'aide d'un nettoyeur haute pression et d'un balai brosse. Enfin, les cuves ont été rincées une fois à l'eau potable.

Ce protocole de nettoyage/désinfection, utilisé et validé en milieu industriel par le fournisseur, a été appliqué pour établir un état de propreté initial commun à chaque cuve, afin de d'éviter l'impact des stockages précédents sur l'expérimentation.

4.2.7 Déscriiption du protocole expérimentatal

4.2.7.1 Prélèvements et définition des expérimentations

La première campagne correspondant à l'expérimentation 1 s'est déroulée au cours de la période allant du 17 mars 2014 au 28 avril 2014. Chaque type d'eau a été prélevé 10 fois pendant 4 semaines consécutives aux temps t= 0, puis après 1, 3, 7, 10, 14, 17, 21, 24 et 28 jours de stockage. Les prélèvements ont été réalisés au niveau du point de prélèvement 3 situé en bas de chaque cuve (Figure 17).

Au cours de l'expérimentation 1, les volumes d'eau utilisés étaient compris entre 350 et 380 L. Ce volume a été

apprécié à l'aide de capteur et enregistré par la GTC (gestion technique centralisée), la précision est estimée à 10 L.

Pour l'expérimentation 1, la cuve R011 été remplie de 360 L d'eau destinée à la consommation humaine (EDCH). Les caractéristiques générales de cette eau distribuée au sein d'AQUASIM et fournie par Nantes métropoles sont présentées dans le Tableau 8

L'eau de pluie collectée dans la cuve de stockage R005 lors de l'évènement pluvial du 23 mars 2014 a été immédiatement transférée dans la cuve R010 à raison de 390 L.

Les eaux grises produites au cours de la journée du 17 mars 2014 ont été collectées et acheminées directement dans la cuve R016. Elles correspondaient aux eaux de 6 lavages distincts et représentaient un volume final de 380 L. Pour chacun de ces lavages le programme « couleur » à 40°C a été utilisé (Tableau 6)

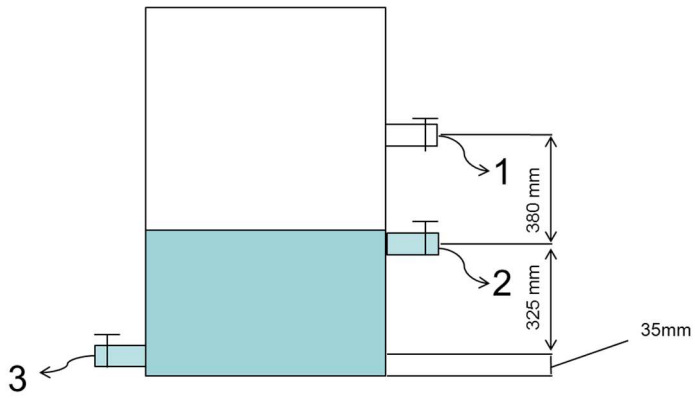


Figure 17. Géométrie des cuves de stockage et niveau de remplissage pendant l'expérimentation

La seconde campagne correspondant à l'expérimentation 2 s'est déroulée au cours de la période allant du 22 juillet 2014 au 21 aout 2014. Chaque type d'eau a été prélevé 10 fois pendant 4 semaines consécutives aux temps t= 0, puis après 1, 3, 7, 10, 14, 17, 21, 24 et 28 jours de stockage. Les prélèvements ont été réalisés au niveau de trois points de prélèvements placés 35 mm, 360 mm, 740 mm du fond de cuve (Figure 18).

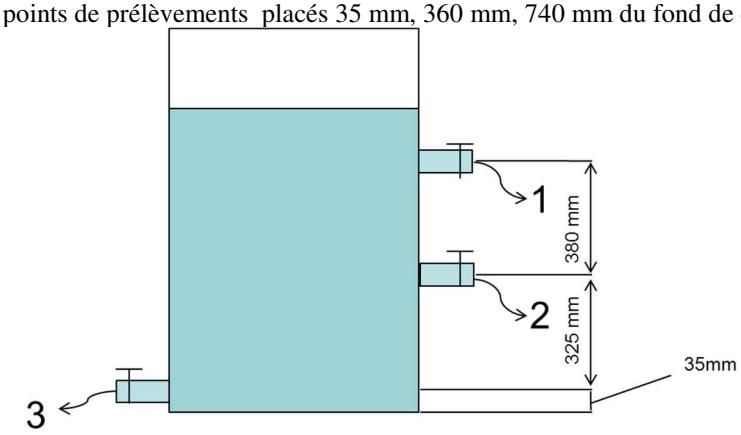


Figure 18 Géométrie des cuves de stockage et niveaux de remplissage pendant l'expérimentation 2

Les principales différences entre les deux expérimentations sont résumées dans le Tableau 7.

Au cours de l'expérimentation 2, les volumes d'eau utilisés étaient compris entre 775 et 830 L. Ce volume a été apprécié à l'aide de capteur et enregistré par la GTC (gestion technique centralisée), la précision est estimée à 10 L.

Tableau 7 : Principales caractéristiques des deux expérimentations

	Expérimentation 1			Expérimention2	
	EDCH	EP	EGL	EP	EGL
Volume de remplissage	360 L	390 L	380 L	830 L	775L

			(6 machines)		
Temps de remplissage	1 journée	1 journée	1 journée	1 journée	1 semaine
Temps de suivi	1 mois	1 mois	1 mois	1 mois	1 mois
Niveaux de prélèvement	3	3	1	1,2,3	1,2,3

Pour l'expérimentation 2, l'eau de l'évènement pluvial du 20 mars 2014 a été collectée dans la cuve de stockage R005 et immédiatement transférée dans la cuve R010 à raison de 830L.

Les eaux grises produites du 22 juillet au 29 juillet 2014 ont été collectées et acheminées directement dans la cuve R016. Elles correspondaient aux eaux de 13 lavages distincts et représentaient un volume final de 775 L. Pour chacun de ces lavages le programme « couleur » à 40°C a été utilisé (tableau 2).

Tableau 8 : Caractéristiques générales de l'EDCH fournie par Nantes Métropole (Bilan qualité pour l'eau distribuée en 2010 conformément à l'arrêté du 10 juillet 1996)

	Valeur minimale	Valeur moyenne	Valeur maximale
Dureté de l'eau	9°F	13°F	16°F
Aluminium	0,000 $mg.mL^{-1}$	0,017 $mg.mL^{-1}$	0,083 $mg.mL^{-1}$
Bactériologie	Eau distribuée très bonne		
Pesticides	Absence dans l'eau distribuée		
Nitrates	5 $mg.mL^{-1}$	13 $mg.mL^{-1}$	25 $mg.mL^{-1}$

4.2.7.2 Analyses physico-chimiques

Pour les analyses physico-chimiques des prélèvements de 1L ont été réalisés dans des flacons en verre propres et stériles. Les analyses ont été réalisées au laboratoire d'AQUASIM dans les 24 h après un stockage à 4°C. Une dizaine de paramètres physico-chimiques ont été contrôlés. Les différentes stratégies analytiques ont été mises en place car les volumes de prélèvements sont différents dans ces deux expérimentations. Tableau 9 présents les différents choix de paramètres pour les deux expérimentations. Tableau 10 et Tableau 11 présentent le niveau d'information apporté par chaque paramètre ainsi que les méthodes utilisées.

Tableau 9 Choix des paramètres physicochimiques pour les expérimentations 1 et 2

Expérimentation dans laquelle appliqué	Uniquement expérimentation 1	Expérimentations 1 et 2	Uniquement Expérimentation 2
Paramètres	MES, DBO_5, Phosphore total, NTK	pH, Conductivité, Oxygène dissous, turbidité, COD, DCO	Rédox

Tableau 10. Liste des paramètres physicochimiques généraux mesurés et des méthodes utilisées

Paramètre mesurée	Information fournie	Justification du Choix	Méthode utilisée
pH	l'acidité ou l'alcalinité de l'eau.	Intervention avec d'autres paramètres comme indicateurs de la charge organique, micropolluants organique, solubilité des éléments et les microorganismes	pH mètre (VWR®) NF EN ISO 10523 Mai 2012
Conductivité	Mesure globale de la minéralisation de l'eau	Indicateur des arrivées d'eau susceptible d'être polluées si une modification importante est constatée	Conductimètre (VWR®) NF EN 27888

			Janvier 1994
Oxygène dissous	Teneur de l'oxygène présenté dans l'eau	Conditions du milieu qui impacte l'équilibre du métabolisme microbien, de la charge organique et des micropolluants organiques.	Sonde (VWR®) NF ISO 17289) Août 2014.
Potentiel d'oxydo-réduction (Redox)	Mesure indique le degré auquel une substance peut oxyder ou réduire une autre substance.	L'oxydation et la réduction interviennent dans la dissolution ou précipitation des métaux, l'oxydation des composés organiques par l'oxygène et la biodégradation.	NF ISO 11271 Sonde (VWR®) Juin 2005
Matières en suspension (MES)	Compostions minérale et organique des matières décan tables et colloïdes	Indicateur important de qualité de l'eau et paramètre opérationnel pour la distribution, le traitement et la désinfection. Les contaminants organiques et les métaux lourds étant adsorbés sur des particules peuvent protéger les microorganismes des désinfectants.	NF EN 872 Juin 2005
Turbidité	Présence des particules en suspension notamment colloïdales	Indicateur important de qualité de l'eau et un paramètre opérationnel pour la distribution, le traitement et la désinfection. Mesure plus rapide et pratique que les MES.	Photomètre (Spectroquant®) NF EN ISO 7027 Mars 2000

Tableau 11. Liste des paramètres de charges organiques et d'indicateurs de nutriments mesurés, de méthodes utilisées

Paramètre mesurée	Information fournie	Justification du Choix	Méthode utilisée
Demande chimique en oxygène (DCO)	Quantité en masse d'oxygène consommé par les matières existant dans l'eau et oxydables dans des conditions opératoires ·	Paramètre organique global. Estime les matières oxydables présentes dans l'eau quelle que soit leur origine organique ou minérale. Utile pour l'appréciation du fonctionnement des traitements.	Photomètre (Spectroquant®) Thermoréacteur (MERCK®) ISO 15705 :2002 Novembre 2002
Carbone organique total (COT)	Somme du carbone organique contenu dans l'eau	Paramètre organiques global : indicateur global des polluants organiques. Mesure plus facile et pratique que la DCO.	(SHIMADZU) NF EN 1484 Juillet 1997
Demande biochimique en oxygène de 5 jours (DBO_5)	Concentration en masse de l´oxygène dissous consommé lié à la dégradation des matières organiques sous l'activité de microorganismes ·	Paramètre organique global. Indice de biodégradabilité (DBO_5 : DCO). Un moyen valable de l'étude des phénomènes naturel de destruction des matières organiques. La valeur élevée de DBO_5 peut indiquer des problèmes d'esthétiques et des dégréements (problèmes d'odeur et de couleur)	Respiromètre (WTW) NF EN 1899-1 Mai 1998
Phosphore total	Concentration de toutes les formes de composée phosphorées présente dans l'eau ·	Indice de nutriments. Le Phosphore est un élément essentiel à la croissance des organismes vivants et surtout des algues. Donc aussi un indicateur eutrophisation.	Photomètre (Spectroquant ®) NF EN ISO 6878 Avril 2005

NTK	Azote présent dans l'eau sous les formes réduites organiques et ammoniacale.	Indicateur de pollution issue de produit de lessive ou urines et suivi de l'évolution des contaminations présentes dans l'eau.	Photomètre (Spectroquant ®) Thermoréacteur (MERCK®) NF EN ISO 11905-1 Juillet 1998

4.2.7.3 Analyses microbiologiques

Pour les analyses microbiologiques les prélèvements ont été réalisés dans du flaconnage stérile dédié à chaque type d'analyse. Les analyses concernant les paramètres flore totale 22°C et 36°C, coliformes totaux, *E. coli* et Entérocoques ont été réalisées dans le laboratoire de microbiologie d'AQUASIM immédiatement après le prélèvement. Les analyses concernant les autres paramètres ont été sous-traitées à un laboratoire d'analyses environnementales (Inovalys, Nantes) : les échantillons ont alors été acheminés immédiatement après le prélèvement dans des glacières réfrigérées.

Comme les analyses physicochimiques, les différentes stratégies analytiques ont été mises en place pour les 2 expérimentations. Pour l'expérimentation 2, seules les bactéries indicatrices ont été analysées. Or dans l'expérimentation 1, les indicateurs et les pathogènes ont tous été analysées. Le Tableau 12 et 9 présente le niveau d'information apporté par chaque paramètre retenu ainsi que les méthodes utilisées.

Tableau 12 : Indicateurs microbiologiques analysés et des méthodes utilisées dans les expérimentations 1 et 2

Paramètre mesurée	Information fournie	Justification du Choix	Méthode utilisée
Micro-organismes aérobies revivifiables à 36°C et 22°C	Dénombrement le grand nombre de microorganismes dans les conditions aérobies	Indicateur global de la qualité microbiologique de l'eau. Indicateur possible pour les traitements physiques tels que la filtration et validation du dénombrement des coliformes totaux	NF EN ISO 6222 Juillet 1999
Coliformes totaux	Espèces bactériennes à la famille des *Enterobacteriaceae* .	Indicateur historique de contamination fécaux mais certain entre eu sont d'original environnementale	NF ISO 9308-1 simplifiée MF Septembre 2000
Escherichia coli	Des coliformes thermo tolérants qui produisent de l'indole à partir du tryptophane.	Indicateur spécifique de la contamination fécale qui est la voisine des bactéries pathogènes. Sa présence dans les eaux ne peut provenir que quasi uniquement des matières fécales des mammifères. Indicateur de désinfection	NF EN ISO 9308-3 Mars 1999 NF EN ISO 9308-1 Septembre 2000
Entérocoques intestinaux	Ensemble des streptocoques possédant la substance antigénique caractéristique que du groupe D de Landefeld.	Indicateur spécifique de la contamination fécale. Grande résistance aux rayonnements UV (Medema et al.2003) et au chlore (OMS 2012). Indicateur de désinfection	NF EN ISO 7899-2 Août 2000

Tableau 13 : Indicateurs microbiologiques et pathogènes analysés et des méthodes utilisées dans les expérimentations 1

Paramètre mesurée	Information fournie	Justification du Choix	Méthode utilisée
spores de micro-organismes anaérobies sulfito-réducteurs (MF)	Formé sporulées recherchées dans l'eau	· Indicateur souvent corrélé à la présence de protozoaires pathogènes	NF EN 26461-2 Juillet 1993
Clostridium perfringens	· Un *bacille* Gram positif du genre Clostridium	Indicateur de contamination peu spécifique Gastro-entérite	Selon V08-056
Legionella spp. (MF)	Germes hydro-telluriques, pathogènes opportunistes par voie respiratoire (via l'inhalation d'aérosols)	Présents en quantités modérées dans les réservoirs naturels, mais capables de proliférer dans les réseaux ·	NF T90-431 Janvier 2003
Légionnella. pneumophila	une légionelle qui est un bactérie intracellulaire facultative parasitant les monocytes humains et dans les eaux	Responsable de légionellose par l'inhalation de particules de moins de 5 micromètres (aérosols)	NF T90-431 Janvier 2003
Staphylocoques pathogènes	Pathogène d'origine cutanéo-muqueuse, fécale et hydro-tellurique	Pathogènes cherchées dans les eaux destinées à la piscine.	XP T90-412 Juin 2006
Salmonella spp.	Pathogène d'origine fécale humaine ou animale responsable de gastro-entérites	Présentes dans l'eau des égouts agricoles et domestiques.	NF ISO 19250 (dans 1L) Juin 2013
Campylobacter spp.	Bactéries à gram négative et thermotolérants. Responsable de diarrhées chez l'homme	Pathogène d'origine fécale humaine ou animale	NF ISO 10272-1 MCCD, CASA (dans 100 mL) Avril 2006
Cryptosporidium spp.	Parasite d'origine fécale et hydrotellurique	Responsable de gastro-entérites	Selon NF T90-455 Juillet 2001
Giardia spp.	Parasite d'origine fécale gastro-entérites	Responsable de gastro-entérites	NF T90-455 Juillet 2001

MF : membrane filtrante

4.3 Résultats et discussions

4.3.1 Expérimentation 1 : stockage de trois types d'eaux

La première expérimentation a été menée au sein d'AQUASIM du 17 mars 2014 au 28 avril 2014. Au cours de cette expérimentation, trois types d'eau (Eau destinée à la consommation humaine (EDCH°, eau de pluie et eau grise de laverie) ont été stockés en conditions statiques dans trois cuves distinctes en polypropylène (PP) de 1 m3. Les prélèvements ont été réalisés en fond de cuve uniquement pour effectuer le suivi des paramètres physico-chimiques et microbiologiques tels qu'ils pourraient être mesurés au point d'usage en cas d'utilisation sans traitement de l'eau stockée pour des usage ne nécessitant pas l'utilisation d'eau potable.

Les résultats seront présentés dans les trois parties suivantes :

- Qualité microbiologique
- Qualité physicochimique globale

- Autre indicateurs microbiologiques et pathogènes

4.3.1.1 Qualité microbiologique

4.3.1.1.1 Eau destinée à la consommation humaine (EDCH)

(Figure 19.) (f). présent l'évolution de la concentration de la flore totale aérobie revivifiable à 22°C et 36°C dans l'EDCH. Ses concentrations initialement évaluent à 2,6 Log ufc.mL^{-1} et 2,1 Log ufc.mL^{-1} respectivement augmentent durant les premiers 2 semaine de stockage et se stabilisent autour de 5 Log ufc.mL^{-1} à partir de la troisième semaine d'expérimentation. Les mêmes tendances sont observées pour les coliformes totaux (Figure 20.) dont la concentration initialement mesurée à 1,3 Log ufc mL^{-1} augmente de 2 Log au cours des 3 premiers jours puis oscille entre 3,6 Log ufc.mL^{-1} et 4,4 Log ufc.mL-^{1}.Il est nécessaire de préciser que les cuves ne sont pas stériles au départ, que les couvercles ne sont pas étanches et qu'elles sont placées dans une ambiance industrielle poussiéreuse. La prolifération de des indicateur global tel que la flore totale, les coliformes totaux et fécaux a été aussi observée dans d'autres études (Lavanya et Ravichandran 2013 ;Maraj *et al.* 2006) pour l'eau EDCH au cours du stockage envisage pour l'application potable à l'intérieur des foyer individuelle.

4.3.1.1.2 Eau de pluie

Figure 21. montre les concentrations en micro-organismes aérobies revivifiables à 22°C et 36°C dans l'eau de pluie qui oscillent au cours du suivi respectivement entre 3,5 Log ufc.mL^{-1} à 5,8 Log ufc.mL^{-1} et 3,4 Log ufc.mL^{-1} 5,4 Log ufc.mL^{-1}. Une diminution de la concentration en coliformes totaux (Figure 22.) est observée au cours de l'expérimentation. Malgré des variations observées d'un prélèvement à l'autre la concentration diminue de 3,9 Log ufc.mL^{-1} à 0 7 Log ufc.mL$^{-1.}$. Les résultats sont Environ 1 Log supérieur à ceux qui ont été mesurés dans une étude préliminaire de l'eau de pluie issue de même toiture avec 1,8 Log ufc.mL^{-1} à 4,3 Log ufc.mL^{-1} en micro-organismes aérobies revivifiables à 36°C.et autour de 2,18 en coliformes totaux. En plus cette tendance de diminution a été déjà montrée dans la littérature ((Spinks *et al.* 2006; Martin *et al.* 2010) et ces auteurs ont conclu que cette l'inactivation des indicateurs microbiologiques dans est susceptible d'être causé par l'effet de décantation, l'absorption par les biofilms et la faible concentration en nutriments.

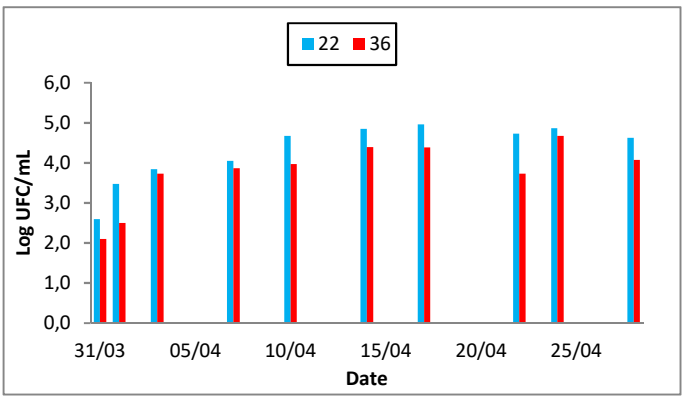


Figure 19. Évolution de la flore total à 22°C et 36°C de l'eau destinée à la consommation humaine au cours du stockage

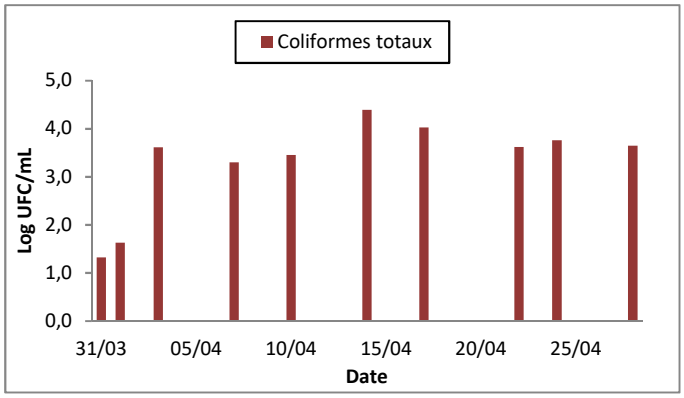


Figure 20. Évolution des coliformes totaux de l'eau destinée à la consommation humaine au cours du stockage

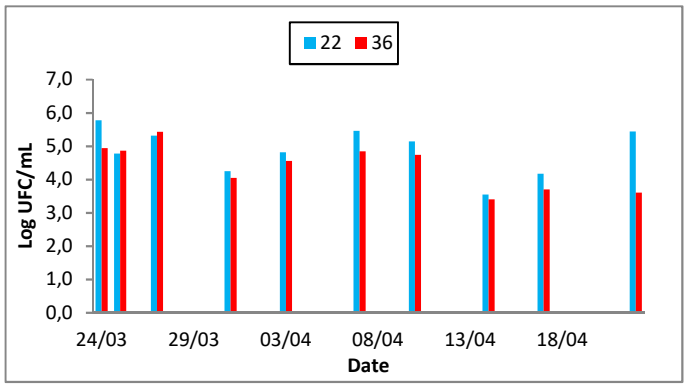


Figure 21. Évolution de la flore total à 22°C et 36°C de l'eau de pluie au cours du stockage (expérimentation 1)

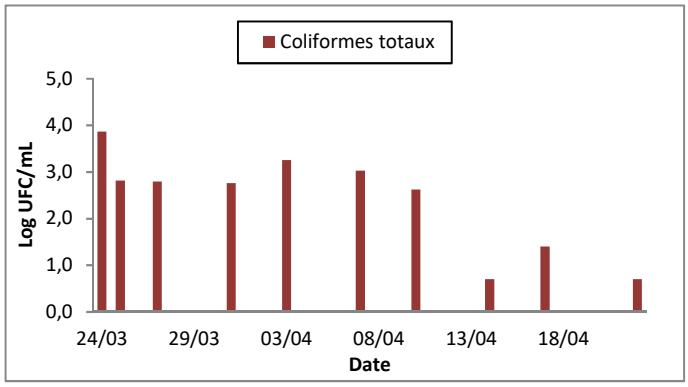


Figure 22. Évolution des coliformes totaux de l'eau de pluie au cours du stockage (expérimentation 1)

Les concentrations initiales en E. *coli* et les entérocoques (Figure 23.) dans l'eau de pluie sont respectivement de 30 et 46 NPP.100mL^{-1}. Dès le 3ème jour de stockage les entérocoques ne sont plus détectés tandis que les *E. coli* sont retrouvés ponctuellement à la limite de détection de la méthode utilisée. Ces résultats sont cohérents avec les observations précédentes faites pour le même type d'eau (Zhang *et al.* 2013).

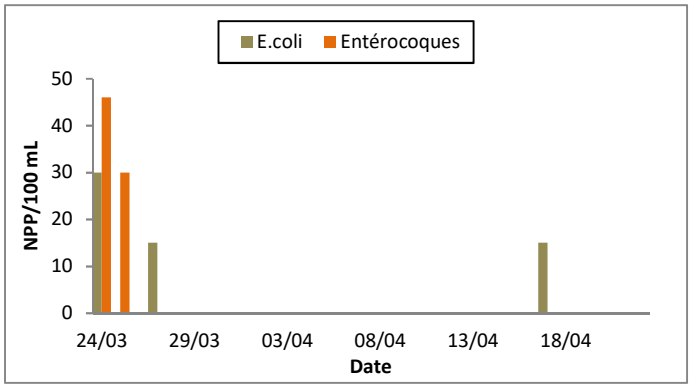


Figure 23. Évolution d'E.coli et des entérocoques intestinaux de l'eau de pluie au cours du stockage (expérimentation 1)

4.3.1.1.3 Eau grise de laverie

Les concentrations en micro-organismes aérobies revivifiables à 22°C et 36°C (Figure 24) dans l'eau grise de laverie sont plus élevées que les concentrations observées dans les eaux de pluie. Une augmentation d'un Log de la concentration de ces deux indicateurs est observée au cours des deux premiers jours. Puis, les concentrations des deux paramètres se stabilisent autour de 6,3 Log ufc.mL^{-1} tout au long du suivi. La Figure 25. présente l'évolution des coliformes totaux de l'eau grise de laverie au cours du stockage. La concentration des coliformes totaux initialement mesurée à 7,6 Log ufc.mL^{-1} diminue légèrement et varie entre 7,1 Log ufc.mL^{-1} et 6,3 Log ufc.mL^{-1}. Dans les normes pour la réutilisation des eaux grises, le stockage à longue durée est déconseillé à cause du potentiel de prolifération des microorganismes. Au contraire, Aucune prolifération de ces indicateurs n'a été constatée dans le stockage d'un moi de l'eau de laverie. Les résultats sont environ 2 Log inférieur à ceux qui ont été mesurés dans une étude préliminaire de les grises qui ont été mélangés avec l'eau de laverie et l'eau de douche (2 :1) dans l'AQUASIM, ce qui montre la faible concentration de ces indicateurs dans l'eau de laverie par rapport à l'eau de douche.

Les indicateurs de contamination fécale E. *coli* et les entérocoques ont également été suivis dans les eaux de pluie et les eaux grises.

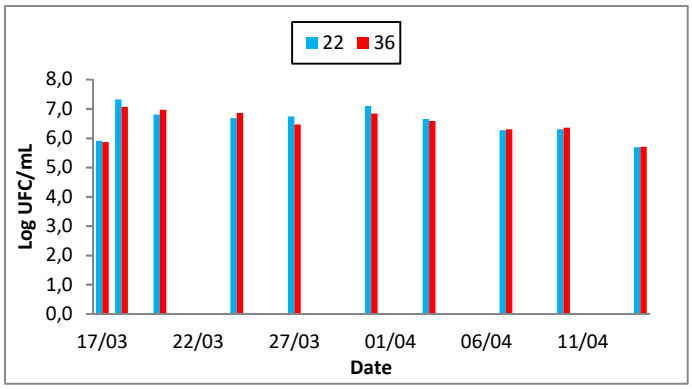


Figure 24. Évolution de la flore total à 22°C et 36°C de l'eau grise de laverie au cours du stockage (expérimentation 1)

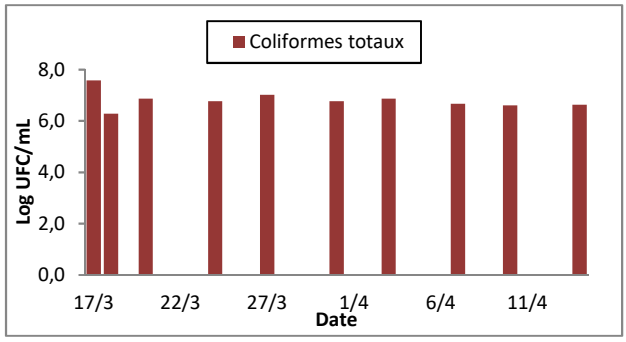


Figure 25. Évolution des coliformes totaux de l'eau grise de laverie au cours du stockage (expérimentation 1)

Les méthodes de dénombrement d'*E.coli* et des entérocoques par microplaques ne sont pas applicables aux eaux grises issues de laverie. En effet, ces eaux présentent une fluorescence naturelle due à la présence d'agents de blanchiment qui nuisent à l'interprétation des résultats. Les analyses effectuées sur milieu gélosé par filtration (100mL) n'ont pas permis de mettre en évidence la présence d'*E. coli* dans ce type d'eaux grises.

4.3.1.2 Autre indicateurs microbiologiques et pathogènes

Parallèlement aux indicateurs globaux de contamination microbienne et aux indicateurs de contamination fécale, d'autres microorganismes comprenant des pathogènes opportunistes ont été recherchés (Tableau 14 et Tableau 15).

Tableau 14 : Recherche et dénombrement des spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices et de pathogènes opportunistes dans l'eau de pluie stockée.

	Unité	1	2	3	4	5
spores de micro-organismes anaérobies sulfito-réducteurs	UFC/100 mL	100	<100	<100	200	300
Clostridium perfringens	Spores/mL	< 1	< 1	< 100	< 1	< 1
Legionnella spp.	UFC/100 mL	<500	<500	<500	<500	1500
Legionnella pneumophila	UFC/100 mL	<500	<500	<500	<500	<500
Staphylocoques pathogènes	UFC/100 mL	<100	<1	<100	<100	<100
Salmonella spp.	Présence/absence/1L	absence	absence	absence	absence	absence
Campylobacter spp.	Présence/absence dans 100 mL	absence	absence	absence	absence	absence
Cryptosporidium spp.	oocystes/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Giardia spp.	Kystes/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1

Tableau 15: Recherche et dénombrement des spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices et de pathogènes opportunistes dans l'eau grise de laverie.

	Unité / Semaines	1	2	3	4	5
spores de micro-organismes anaérobies sulfito-réducteurs	UFC/100 mL	<100	<100	200	<100	200
Clostridium perfringens	Spores/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Legionnella spp.	UFC/100 mL	<500	<1000	<500	<500	<1000
Legionnella pneumophila	UFC/100 mL	<500	<1000	<500	<500	<1000
Staphylocoques pathogènes	UFC/100 mL	<100	sans résultat	sans résultat	<100	<100
Salmonella spp.	Présence/absence/1L	absence	absence	absence	absence	absence
Campylobacter spp.	Présence/absence dans 100 mL	absence	absence	absence	absence	absence
Cryptosporidium spp.	oocystes/L	< 1	1	< 1	1	< 1
Giardia spp.	kystes/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1

Les spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices ont été mesurées à plusieurs reprises dans les eaux de pluie et dans les eaux grises à des concentrations inférieures ou égales à 300 spores.100 mL^{-1}, des bactéries du genre *Legionella* ont été mises en évidence à la fin de l'expérimentation dans l'eau de pluie et des oocystes du genre *Cryptosporidium* ont été mis en évidence dans les eaux grises. Bien que *Clostridium perfringens* soit décrit comme étant un bon indicateur de la présence de protozoaires pathogènes comme *Cryptosporidium spp.* et Giardia *spp.* dans l'eau usée, l'eau superficielle ou l'eau de mer (Savichtcheva et Okabe 2006), sa présence n'a pas été mise en évidence dans les échantillons d'eaux grises dans lesquels des oocystes ont été détectés.

4.3.1.3 Qualité physicochimique

4.3.1.3.1 Eau destinée à la consommation humaine (EDCH)

pH et conductivité

Au cours du suivi, les valeurs de pH et de l'eau potable stockée oscillent dans une gamme de 6,60 à 7,20. Ces valeurs sont classiquement observées lors de la mesure de ces paramètres dans l'eau potable et correspondre à la norme de la qualité de l'eau potable (arrêté du 11 janvier 2007). Sauf une valeur extrême, la conductivité est autour de 370 µs/cm, une valeur typiquement constaté dans l'eau potable et respecter la norme de la qualité de l'eau potable.

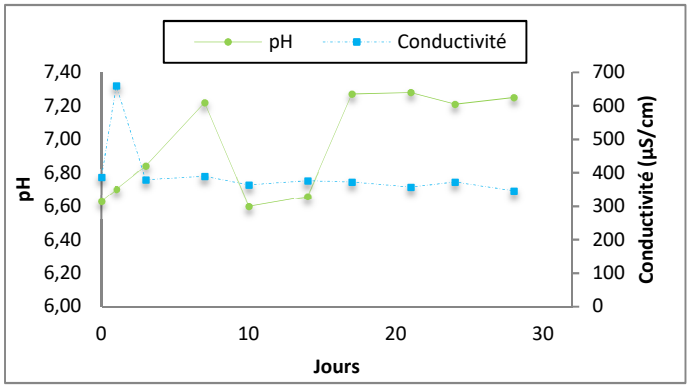


Figure 26. Évolution du pH et conductivité de l'eau destinée à la consommation humaine au cours du stockage (expérimentation 1)

MES et turbidité

Au cours du suivi, Les valeurs de MES et turbidité de l'eau potable stockée oscillent dans une gamme de 0,2 à 3,6 et de 0 à 2 FAU respectivement. Ces valeurs sont plus faibles à celles de l'eau de pluie.

Pourtant Il faut aussi poser des questions si le MES est un bon paramètre pour notre suivi à cause des certaines raisons

Pour les échantillons comme l'eau de pluie et l'eau potable qui sont faible en MES (~2mg/L), l'erreur technique pendant des pratiques laboratoires entraine plus de l'erreur pour l'eau de pluie par rapport à l'eau usée et parfois le résultat de MES est inférieur à 0.

Une analyse de MES consomme 500mL de l'eau sur 1L de échantillons.

Le paramètre Turbidité montre plusieurs avantages que les MES: moins de consommation d'eau, meilleur reproductivité.

Le filtre de verre ne peut pas cueillir les matières en suspension des colloïdes (taille comprise entre 10nm et 1µm), son teneur pourrait être évalué par le mesurage de Turbidité.

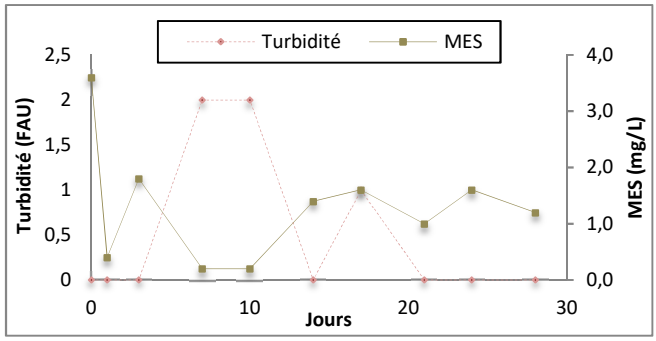


Figure 27. Évolution de la turbidité et MES de l'EDCH au cours du stockage (expérimentation 1)

Oxygène dissous (OD)

Figure 28. présente l'évolution de l'oxygène dissous de l'eau destinée à la consommation humaine au cours du stockage. Les teneurs oscillent dans une gamme de 6,99 à 9,47 mg/L, signifier une condition aérobie de stockage. Cependant le brossage lorsque de prélèvement va notamment augmenter l' l'oxygène dissous dans l'eau.

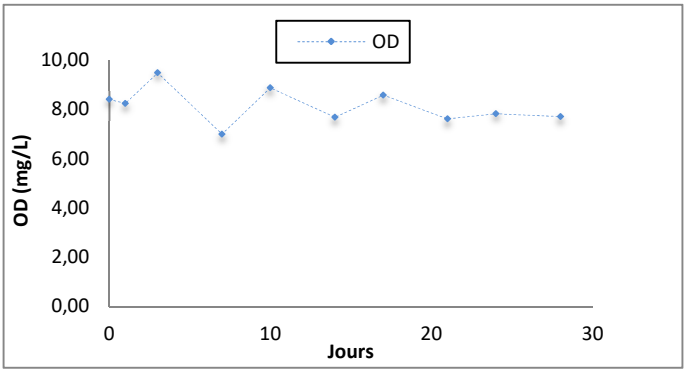


Figure 28. Évolution de l'oxygène dissous de l'EDCH au cours du stockage

Indicateurs des matière organiques (DCO, COD et DBO5) et rapport de DCO/DBO5

La teneur de DCO est faible dans l'eau potable, il y a que deux prélèvements montre une valeur supérieure à la limite de détection de 10 mg/L

La teneur de DBO_5 est faible et fluctue entre 1 et 5 mg/L, qui n'est pas cohérent avec la prolifération de microorganismes dans ce stockage. Cette observation poser l'aptitude de DBO_5 pour contrôler la qualité des différents types d'eaux.

Il y a une grande variation du rapport de DCO/ DBO_5 (Figure 30) dans l'EDCH. Cependant dans comme son teneur de DCO est souvent inférieur à la limite de détection, les matières organiques est en faible concentration. En conséquence, la biodégradabilité de l'EDCH n'est pas un indicateur important car il n'y a pas de traitement biologique envisagé avant l'utilisation.

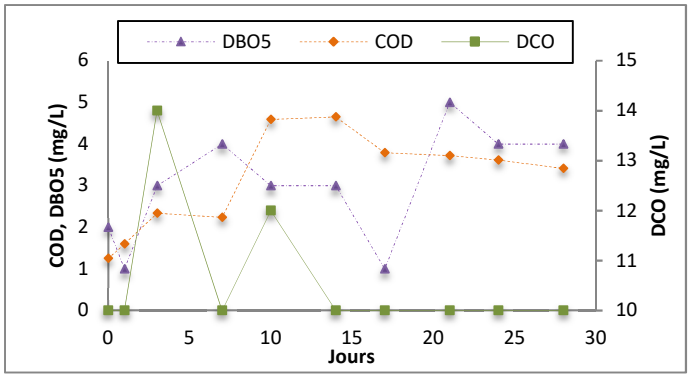


Figure 29. Évolution de la DCO, COD et DBO5 de l'eau destinée à la consommation humaine au cours du stockage (expérimentation 1)

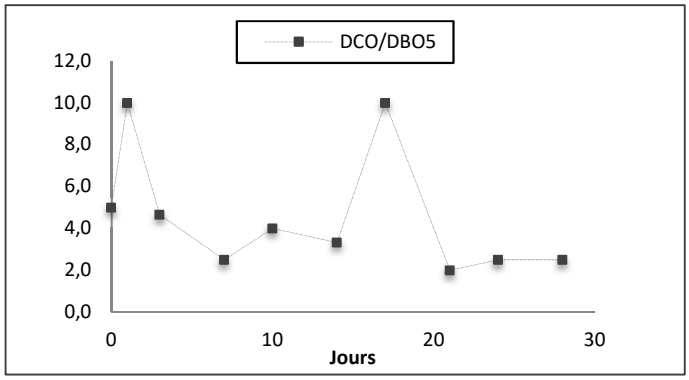


Figure 30. Évolution de la DCO/DBO5 de l'eau destinée à la consommation humaine au cours du stockage (expérimentation 1)

4.3.1.3.2 Eau de pluie

pH et conductivité

les valeurs de pH de l'eau de pluie ont fluctué de entre 6,58 à 7,45, ces valeurs sont cohérentes avec les résultats de l'expérimentation préliminaire (6,35 à 7,03) de eau de pluie récupérée en aval de la même terrasse du bâtiment AQUASIM. L'eau de pluie qui est moins acide que l'eau de pluie issue des toitures d'autres matériaux grâce à l'effet de neutralisation de béton pendant le ruissellement de pluie. Ces valeurs correspond à l'intervalle de 6~9 dans les réglementations de l'eau potable et l'eau de baignade.

La conductivité dans l'eau pluie reste relativement stable entre 152,2 à 163,3 µs/cm. Ces valeurs correspondent à celles dans la littérature. Ce paramètre ne varie pas lorsque la variation constatée du nombre de microorganismes observée dans l'eau de pluie.

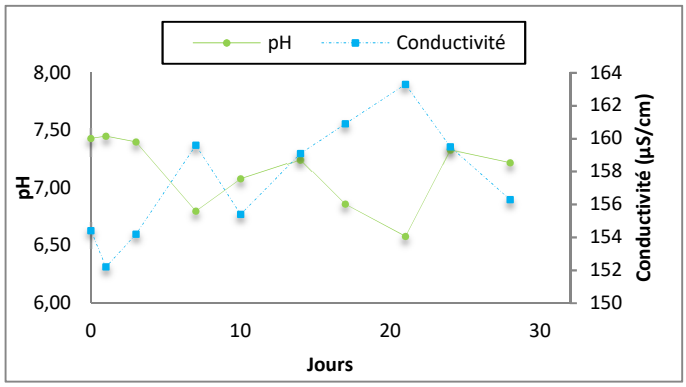


Figure 31. Évolution du pH et conductivité de l'eau de pluie au cours du stockage l'expérimentation 1

MES et turbidité

Au cours de suivi, les MES et Turbidité de l'eau de pluie oscillent pendant de l'eau de 1,0 mg/L à 5,8 mg/L et 2 FAU à 11 FAU (FAU=NTU, quand FAU< 20) respectivement. Pourtant après 3 jours de stockage une tendance de diminution et stabilisation a pu être constaté dans l'eau exceptée une valeur extrême pour chaque paramètre. En termes de MES, les valeurs sont inférieur à 10 NTU au cours du stockage, qui est la valeur maximum dans la règlementation de réutilisation des eaux pour l'alimentation de canada (Canada 2010). Pour la Turbidité, sauf la valeur initiale, les valeurs de cette l'eau de pluie au cours du stockage ne passent pas la valeur recommandée dans le code de pratique de système pour le recyclage des eaux grise au niveau du bâtiment. Pour les deux paramètres, l'eau de pluie montre une aptitude pour la réutilisation non-potable.

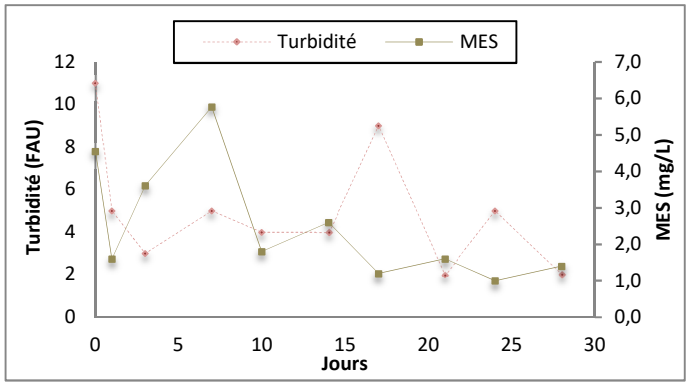


Figure 32. Évolution de la turbidité et MES de l'eau de pluie au cours du stockage (expérimentation 1)

Oxygène dissous (OD)

Figure 33. présente l'évolution de l'oxygène dissous de l'eau de pluie au cours du stockage. Les teneurs oscillent dans une gamme de 4,3 à 9,47 mg/L, signifier une condition aérobie de stockage. Cependant le brossage lorsque de prélèvement va notamment augmenter l' l'oxygène dissous dans l'eau. Dans la seconde expérimentation, les mesures de l'oxygène dissous ont été effectuées *in situ* avec une sonde potable directement immergée dans la cuve.

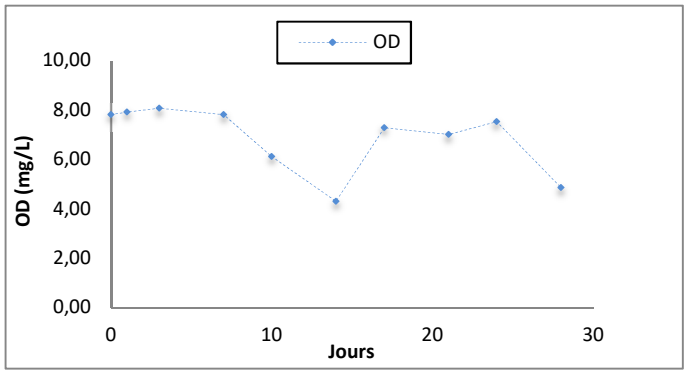


Figure 33. Évolution de l'oxygène dissous de l'eau de pluie au cours du stockage (expérimentation 1)

Indicateurs des matières organiques (DCO, COD et DBO5) et rapport de DCO/DBO5

Figure 34 présente l'évolution des indicateurs de la DCO, COD et DBO_5 de l'eau de pluie au cours du stockage (expérimentation 1)La valeur initiale de DBO_5 élevée est à cause de mauvais volume d'échantillons analysé (97mL au lien 432mL). Après les première trois prélèvement, le DBO_5 reste stable et le teneur relativement faible (6~13 mg/L) signifie le faible niveau de contamination organique dans l'eau de pluie. En plus, sauf une valeur extrême de 13 mg/L, toutes les valeurs de DBO_5 sont inférieur à l'exigence (10 ou 20) des normes internationales pour les eaux alternatives, ce qui signifie la possibilité de réutilisation l'eau de pluie sans ou avec simple traitement en termes de la charge en matière organique. La DCO initiale de l'eau est 48 mg/L qui est plus élevée que la valeur dans la littérature (2 ~20 mg/L), qui signifie la charge importante de matières organique introduit dans le stockage. Après, une décroissance a été constatée et la valeur est inférieure à la limite de détection à la fin de suivi. La même tendance de décroissance a été observé pour La COD : de 14,95 à``9,08 mg/L. Elle montre la capacité de dégradation des matières organiques pour le stockage de l'eau de pluie.

Pour le rapport de DCO/DBO_5, sauf une valeur extrême à cause de DCO extrême, toutes les valeurs sont autour de 3, ce qui signifier une biodégradabilité moyenne es traitement biologique aérobie pour dégrader les matières présent dans l'eau de pluie.

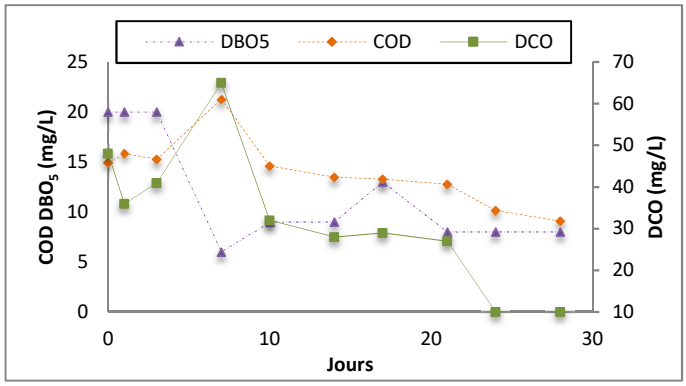


Figure 34. Évolution de la DCO, COD et DBO5 de l'eau de pluie au cours du stockage (expérimentation 1)

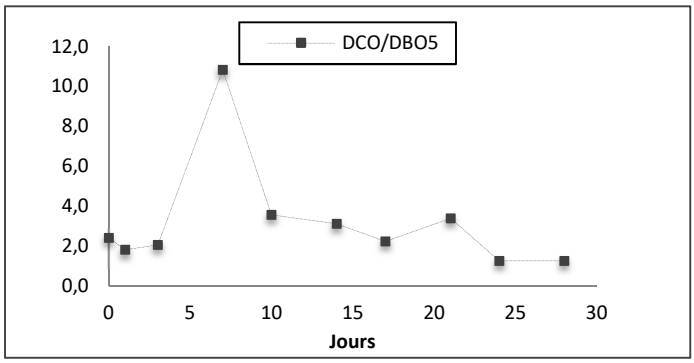


Figure 35. Évolution de la DCO/DBO_5 de l'eau de pluie au cours du stockage (expérimentation 1)

4.3.1.3.3 Eau grise de laverie

pH et conductivité

Le pH initial de l'eau laverie de 8,98. Il est plus élevé que les résultats préliminaires en 2012 de l'eau mélangée de douche et machine à laver à cause de composant de lessive. Mais le résultat de littérature comprend cette valeur extrême (7,1-10,0). La valeur a diminué significativement après 3 jours de stockage et reste stable entre 7,05 à 7,27. Cette constate montre que Le stockage est capable de neutraliser du Ph de l'eau grise de laverie.

Au cours de suivi, une tendance pas significativement de augmentation de conductivité a été constaté dans l'eau grise de laverie et ses valeurs sont élevés par rapport aux données des eaux grises dans la littérature, ce qui pose un gros risques de salinité si cette eau sera envisagée pour l'irrigation et un traitement est obligatoire avant le irrigation.

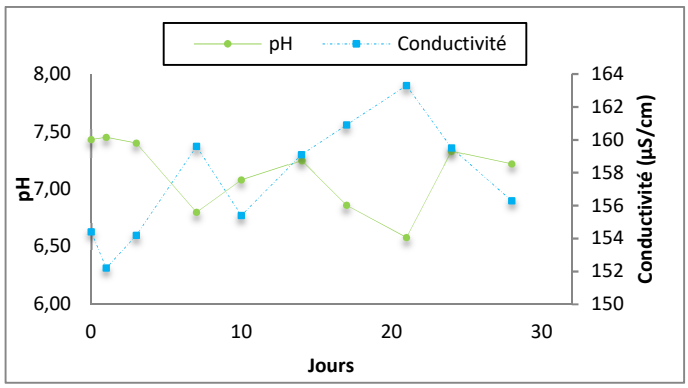


Figure 36. Évolution du pH et conductivité de l'eau de laverie au cours du stockage (expérimentation 1)

MES et turbidité

Au cours de suivi, une diminution de MES et turbidité a observée pendant les premières 24H, cependant, ces valeur s'évolue progressivement à la hausse après 24H, de 36,9 mg/L à 264,0 mg/L pour la MES et 284 à 380 FAU pour la turbidité. Tous les deux paramètres passent l'exigence dans les normes de réutilisation des eaux pour l'application non-potable, ce qui signifie que pour réalisation de l'eau de laverie, un traitement est envisagé en termes des indicateurs de charges en particules.

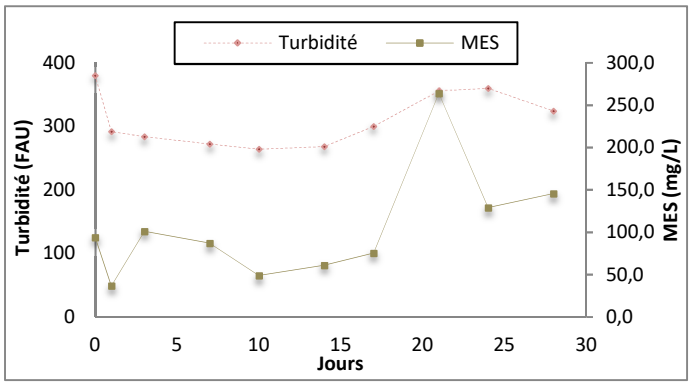


Figure 37. Évolution de la turbidité et MES de l'eau de laverie au cours du stockage (expérimentation 1)

Oxygène dissous

La Figure 38 présente l'évolution de l'oxygène dissous de l'eau grise de laverie au cours du stockage. Les teneurs oscillent dans une gamme de 1,03 à 0,10 mg/L, signifier une condition anaérobie de stockage, même si le brossage va notamment augmenter l'oxygène dissous dans l'eau lorsque de prélèvement. Dans la seconde expérimentation, les mesures de l'oxygène dissous ont été effectuées *in situ* avec une sonde potable directement immergée dans la cuve.

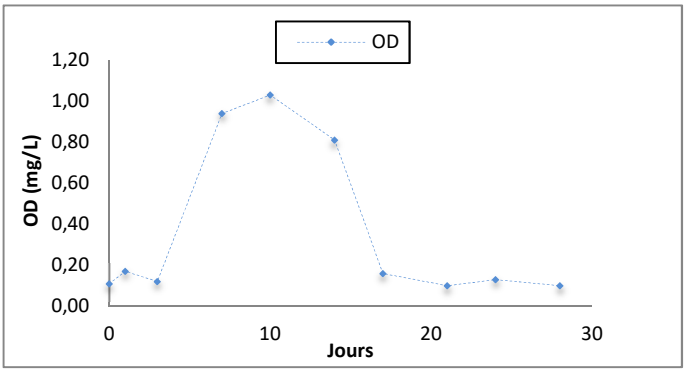


Figure 38. Évolution de l'oxygène dissous de l'eau de pluie au cours du stockage (expérimentation 1)

Indicateurs des matières organiques (DCO, COD et DBO5) et rapport de DCO/DBO5

Figure 39 présente l'évolution des indicateurs de la DCO, COD et DBO_5 de l'eau grise de laverie au cours du stockage. La concentration initiale de DCO de l'eau grise de laverie est 2137 mg/L, cette valeur est même plus élevée que l'eau usée domestique à cause de production de lessive introduite. Une tendance de dégradation a été constatée au cours du stockage jusqu'à 1208 mg/L , la même tendance a été observée pour le COD, de 481,0 à 172,6 mg/L.la DBO_5 de l'eau grise de laverie présente une tendance de décroissance progressivement de 600 à 260mg/L. Cette observation montre la capacité de stockage à dégrader la matière organique dans l'eau laverie et à diminuer la charge pour les traitements envisagés suivants.

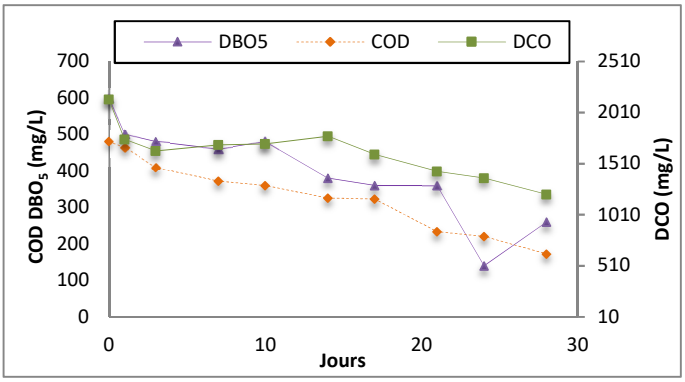


Figure 39. Évolution de la DCO, COD et DBO_5 de l'eau grise de laverie au cours du stockage (expérimentation 1)

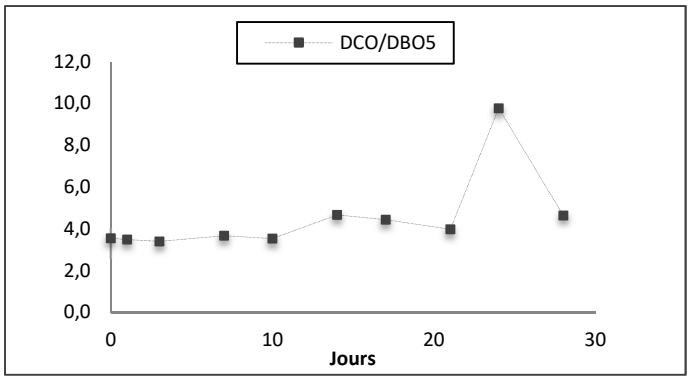


Figure 40. Évolution de la DCO/DBO_5 de l'eau grise de laverie au cours du stockage (expérimentation 1)

4.3.2 Expérimentation 2 : Stratification dans la cuve de stockage

La seconde expérimentation a été réalisée au sein d'AQUASIM du 22 juillet au 21 août 2014. Au cours de cette seconde expérimentation seulement deux types d'eau (eau de pluie et eau grise de laverie) ont été stockés dans deux cuves distinctes en polypropylène (PP) de 1 m3. Les volumes d'eau stockés étaient deux fois plus importants que lors de la première expérimentation. La première expérimentation montre la variation de la qualité microbiologique et physicochimique au cours du stockage. Afin de mieux comprendre le mécanisme de cette évolution, les prélèvements ont été réalisés à différentes hauteurs dans la colonne d'eau au cours du remplissage puis au cours du stockage en conditions statiques. Seuls les indicateurs de contamination microbienne et les indicateurs de contamination fécale ont été mesurés.

Les résultats seront présentés dans les deux parties suivantes :

- Qualité microbiologique
- Qualité physicochimique

4.3.2.1 Qualité microbiologique

4.3.2.1.1 Eau de pluie

La Figure 41 montre les concentrations en micro-organismes aérobies revivifiables à 22°C et 36°C dans l'eau de pluie qui oscillent au cours du suivi respectivement entre 1.0 Log ufc.mL^{-1} à 5,3 Log ufc.mL^{-1} et 1,6 Log ufc.mL^{-1} 5,4 Log ufc.mL^{-1}. Une diminution de la concentration en coliformes totaux (Figure 42) est observée au cours de l'expérimentation. La concentration initiale des coliformes totaux est 3,3 Log ufc.mL^{-1} et au bout de deux semaines, sa concentration est inférieure à la limite de détection Log ufc.mL$^{-1.}$. L'effet de l'inactivation dans cette expérimentation 2 est plus évident que celle dans l'expérimentation 1. Une explication possible est avec un volume

plus important stocké dans l'expérimentation 2 pourrait favoriser l'effet de décantation qui entraîner la diminution des indicateur microbiologique dans l'eau.

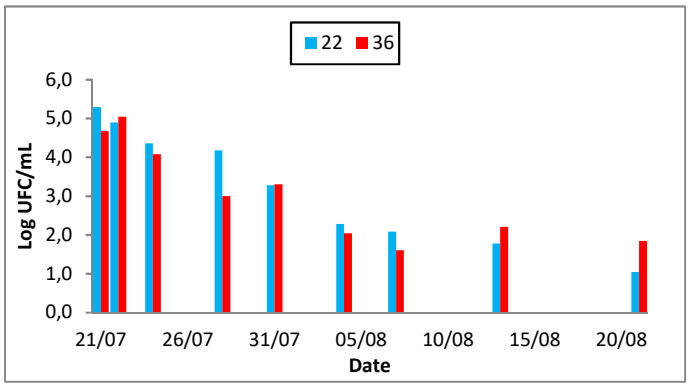


Figure 41. Évolution de la flore totale à 22°C et 36°C de l'eau de pluie au cours du stockage (expérimentation 2)

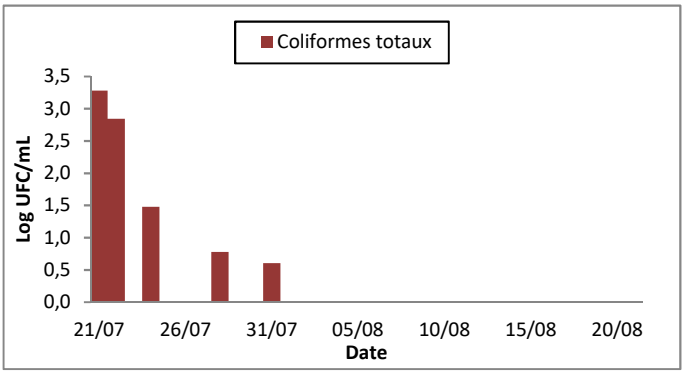


Figure 42. Évolution des coliformes totaux de l'eau de pluie au cours du stockage (expérimentation 2)

Les concentrations initiales en E. *coli* et les entérocoques intestinaux (Figure 43.) dans l'eau de pluie sont respectivement de 232 et 161 NPP.100mL^{-1}. Ses concentrations sont supérieures à celles de l'expérimentation dans l'expérimentation 1 (30 et 46 NPP.100mL^{-1} respectivement). Cependant, l'effet de l'inactivation dans l'eau de pluie est observé : pour *E.coli, après deux observations positives de l'ordre de* 30 NPP100mL^{-1}, il est inférieur à la limite de détection dès le 4^{e} prélèvement ; Pour les entérocoques intestinaux, il n'a pas détecté après le deuxième prélèvement. Les deux expérimentations prouver l'existence de l'inactivation des indicateurs microbiologiques fécaux tel que les coliformes totaux, *E.coli* et les entérocoques intestinaux dans l'eau de pluie au cours du stockage. Cette constate signifier la potentiel de stockage de l'amélioration de la qualité microbiologique de l'eau de pluie.

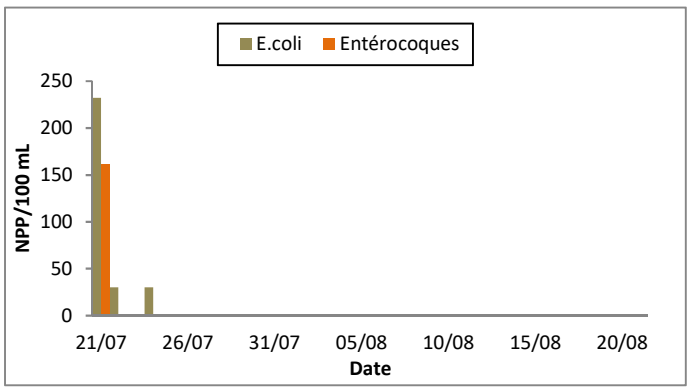


Figure 43. Évolution d'E.coli et des entérocoques de l'eau de pluie au cours du stockage (expérimentation 2)

4.3.2.1.2 Eau grise de laverie

La Figure 44présente les concentrations en micro-organismes aérobies revivifiables à 22°C et 36°C. La production

de l'eau de laverie a duré une semaine et elle n'a pas cessé d'apporter les indicateurs microbiologiques vers le stockage. Après cette acquisition d'eau, ses concentrations initiale de sont respectivement 7,2 Log ufc.mL^{-1} et 6,8 Log ufc.mL^{-1} ; qui est cohérent avec les résultats de première expérimentation (avec 7,1 Log ufc.mL^{-1} et 7,3 Log ufc.mL^{-1}). Après ses concentrations se sont stabilisées autour de 5.5 Log ufc.mL^{-1}. La même tendance de l'évolution a été constatée pour les coliformes totaux (Figure 45), la concentration a augmenté au cours de production de l'eau jusqu'à 6,0 ufc.mL^{-1} suivi par une diminution jusqu'à 3,0 ufc.mL^{-1} après 3 semaines. Les résultats de la qualité microbiologique dans les deux expérimentations montrent l'absence de prolifération des indicateurs microbiologiques globaux et fécaux dans l'eau grise de laverie au cours du stockage.

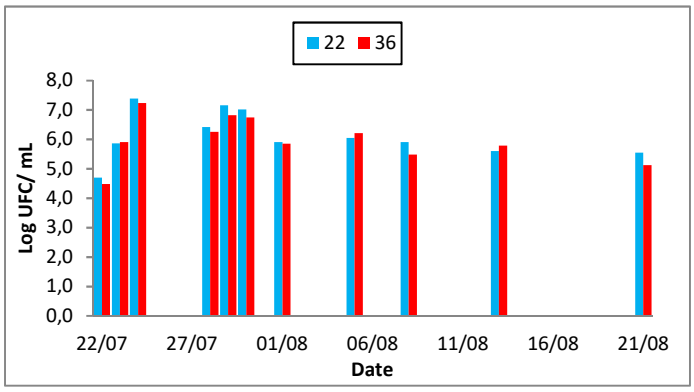


Figure 44. Évolution de la flore totale à 22°C et 36°C de l'eau grise de laverie au cours du stockage (expérimentation 2)

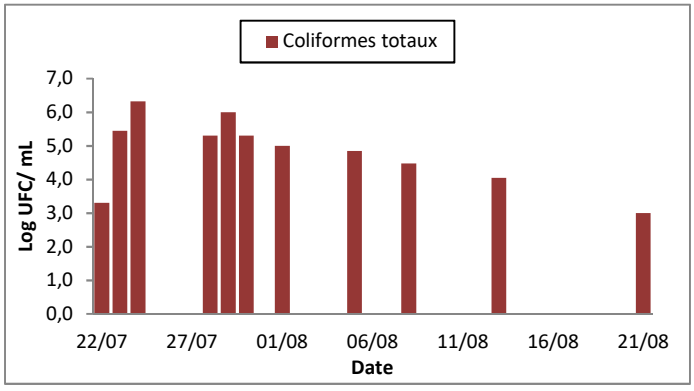


Figure 45. Évolution des coliformes totaux de l'eau grise de laverie au cours du stockage (expérimentation 2)

4.3.2.2 Qualité physicochimique

4.3.2.2.1 Eau de pluie

pH et conductivité

Les valeurs de pH de l'eau de pluie ont fluctué de entre 6,24 à 7,50, ces valeurs sont cohérentes avec les résultats de première expérimentation (6,58 à 7,45). L'effet de neutralisation de Béton a été aussi montré pendant le ruissellement de pluie. Ces valeurs correspond à l'intervalle de 6~9 dans les réglementations de l'eau potable.

La conductivité dans l'eau pluie reste relativement stable entre 59.2 à 77.80 µs/cm. Ces valeurs correspondent à celles dans la littérature mais correspondent à environ la moitié de teneur de conductivité dans la première expérimentation, qui signifie la variation de conductivité entre les différents évènements pluviaux.

Aucune différence significative n'a été constatée dans le pH et conductivité entre les trois niveaux de prélèvements

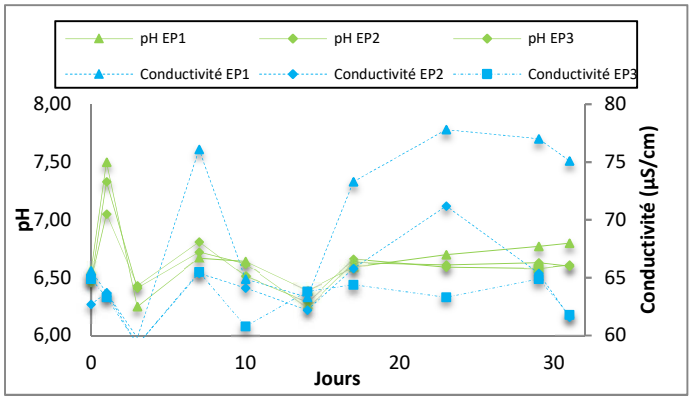


Figure 46. Évolution du pH et conductivité de l'eau de pluie au cours du stockage (expérimentation 2)

Turbidité

Au cours de suivi, Turbidité de l'eau de pluie oscillent pendant de l'eau de 1 FAU à 11 FAU respectivement. Ce résultat est cohérent avec celui de première expérimentation. Pour la Turbidité, sauf la valeur initiale, les valeurs de cette l'eau de pluie au cours du stockage ne passent pas la valeur recommandée dans le code de pratique de système pour le recyclage des eaux grise au niveau du bâtiment et l'eau de pluie montre une aptitude pour la réutilisation non-potable en termes de ce paramètre. Il n'y a pas de différence significative entre les trois prélèvements.

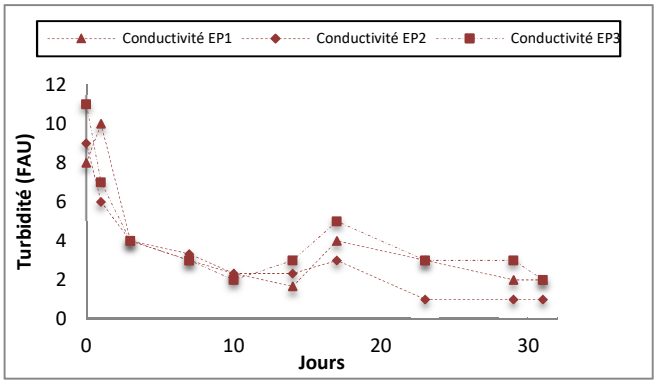


Figure 47. Évolution de la turbidité de l'eau de pluie au cours du stockage (expérimentation 2)

Oxygène dissous (OD) et potentiel d'oxydoréduction

La Figure 48 présente l'évolution de l'oxygène dissous et potentiel d'oxydoréduction de l'eau de pluie au cours du stockage. Dans la seconde expérimentation, les mesures de l'oxygène dissous ont été effectuées *in situ* avec une sonde potable directement immergée dans la cuve. Une forte diminution a été constatée pendant les premiers 10 jours de stockage, de 4,52 à 0,07 mg/L et oscillent entre 1.69 à 0,55 mg/L. Cette augmentation en l'oxygène dissous est susceptible d'être lié au pompage de grande cuve R005 de récupération pour effectuer une autre étude indépendante. Ces teneurs est beaucoup inférieur à ceux de l'expérimentation 1 (4,3 à 9,7 mg/L), ce qui justifie la augmentation de valeur de l'oxygène dissous mesurés par le brossage lorsque en fessant les prélèvements. Le potentiel d'oxydoréduction varie dans une gamme de 161,2 à 260,4 mv. Ses valeurs positives montrent que les conditions de stockage ne favorisent pas la production des mauvaises odeurs comme la réduction de sulfate, la formation d'acide ou la production méthane.

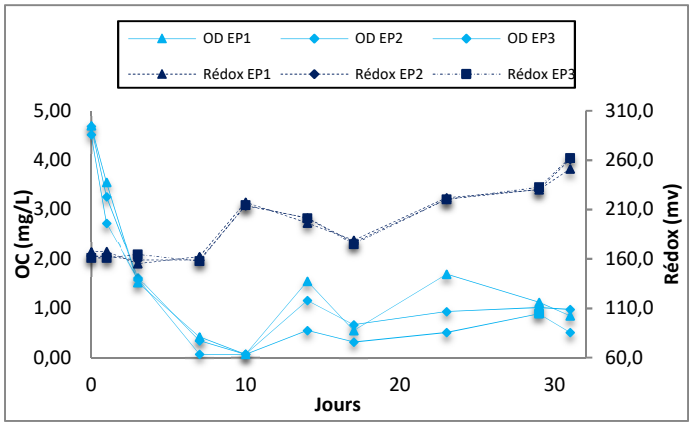


Figure 48. Évolution de l'oxygène dissous de l'eau de pluie et potentiel d'oxydoréduction au cours du stockage (expérimentation 2)

Indicateurs des matières organiques (DCO, COD)

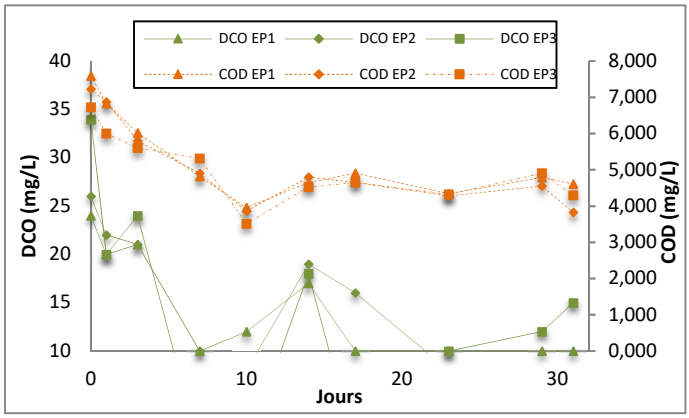


Figure 49. Évolution de la DCO et COD de l'eau de pluie au cours du stockage (expérimentation 2)

La Figure 49 présente l'évolution des indicateurs de la DCO, COD de l'eau de pluie au cours du stockage (expérimentation 2) .La DBO_5 avait aussi été planifiée pour l'expérimentation. Par contre le stockage des échantillons pour la mesure de DBO n'a pas pu maintenir la température (25°C), ce qui affecter les valeurs mesurées et les résultats n'ont pas pu être utilisé. Le teneur initial de DCO (26 mg/L) et DCO (7,26 mg/L) de pluie dans cette expérimentation sont environ une moitié de ceux de la première expérimentation. Mais comme observée dans l'expérimentation 1, la même tendance de diminution a été constatée pour La DCO et la DCO. Ca fait une semaine que la DCO est inférieur à la limite de détection (10mg/L) et le COD diminue de 7,23 à 3,87 mg/L. Ces deux paramètres fluctuent après une semaine mai ne atteignent jamais le niveau de leur concentration initialement. Dans les deux expérimentations, une amélioration de la qualité de l'eau de pluie en termes de charges en matières organiques a été constatée.

4.3.2.2.2 Eau grise de laverie

pH et Conductivité

Le pH initial de l'eau laverie de 10,37 qui correspond aux valeurs extrêmes constatées dans la littérature. Il La valeur a diminué significativement après une semaine de stockage et reste stable entre 6,99 à 7,55. Cette constate qui a été observée aussi dans l'expérimentation 1, justifie que Le stockage est capable de neutraliser du pH de l'eau grise de laverie. Comme l'expérimentation1, une tendance pas significativement de augmentation de conductivité a été constatée dans l'eau grise de laverie au cours de suivi. Ses valeurs sont aussi est élevées par rapport aux données des eaux grises dans la littérature, ce qui pose un gros risques de salinité si cette eau sera envisagée pour l'irrigation et un traitement est envisagé avant l'irrigation.

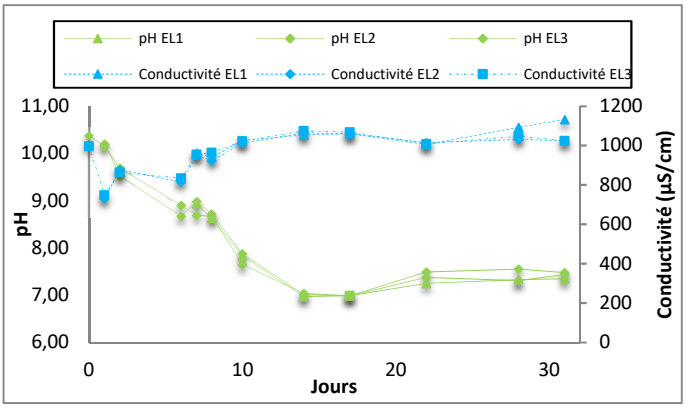


Figure 50. Évolution du pH et conductivité de l'eau grise de laverie au cours du stockage (expérimentation 2)

Turbidité

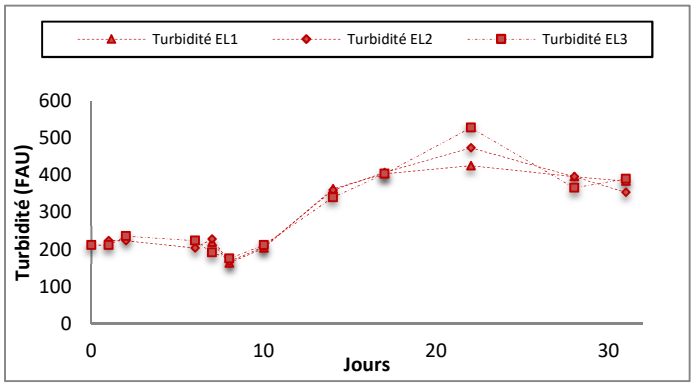


Figure 51. Évolution de la turbidité de l'eau grise de laverie au cours du stockage (expérimentation 2)

Au cours de suivi, la turbidité de l'eau grise de laverie oscille dans une gamme de 212 FAU à 192 FAU pendant la récupération d'eau. Et après elle augmente de 176 FAU jusqu'à 528 FAU. La même tendance de l'augmentation a été constatée aussi dans l'expérimentation. Le stockage n'améliore pas la qualité de l'eau de laverie stockée en termes de la turbidité. La valeur passe l'exigence dans les normes de réutilisation des eaux pour l'application non-potable, ce qui signifie que pour réalisation de l'eau de laverie, un traitement est envisagé en termes des indicateurs de charges en particules et colloïdes. Il n'y a pas de différence significative entre les trois prélèvements.

Oxygène dissous (OD) et potentiel d'oxydoréduction

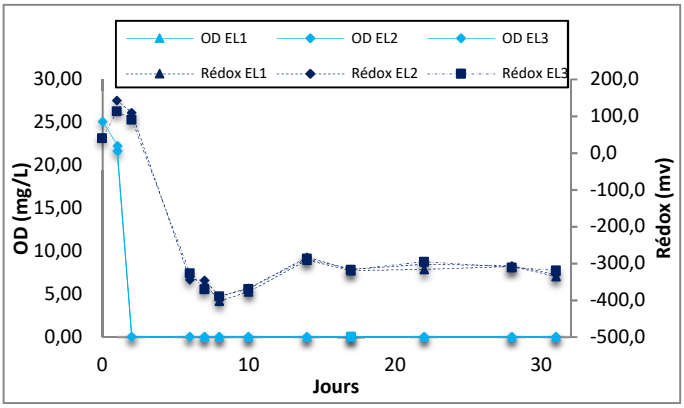


Figure 52. Évolution de l'oxygène dissous et potentiel d'oxydoréduction de l'eau grise de laverie au cours du stockage (expérimentation 2)

La Figure 52 présente l'évolution de l'oxygène dissous et potentiel d'oxydoréduction de l'eau grise de laverie au cours du stockage. Dans la seconde expérimentation, les mesures de l'oxygène dissous ont été effectuées *in situ*

avec une sonde potable directement immergée dans la cuve. Une forte diminution a été constatée pendant les premiers 2 jours de la récupération de l'eau de laverie. A partir de 2e jour de stockage, la teneur en oxygène dissous stabilise à 0,07 mg/L. Ces teneurs est sont totalement différent à ceux de l'expérimentation 1, ce qui justifie que le prélèvement peut affecter la mesure de l'oxygène dissous. Excepté le début de expérimentation, l'eau de laverie a été stockée dans la condition strictement aérobie.

Le potentiel d'oxydoréduction varie dans une gamme de -310,5 à -389,3 mv. Ses valeurs négatives signifient que la condition de stockage est strictement anaérobie et favorise la production des mauvaises odeurs comme sulfure d'hydrogène (H_2S), méthane (CH_4) et l'ammoniac (NH_3).

Indicateurs des matières organiques (DCO, COD)

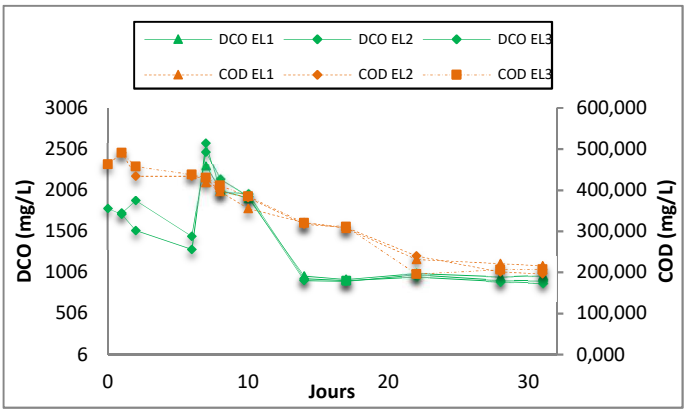


Figure 53. Évolution de la DCO et COD de l'eau grise de laverie au cours du stockage (expérimentation 2)

La Figure 53 présente l'évolution des indicateurs de matières organiques (DCO, COD) dans l'eau de pluie au cours du stockage (expérimentation 2). Comme indiqué dans la partie précédemment, la mesure La DBO_5 n'a pas été réussie à cause de problème technique. Pour la COD, la concentration diminue de 490,0 à 207,0 mg /L qui est cohérent avec celle de première expérimentation (481,0 à 172,0 mg /L). Pour la DCO, après la récupération de l'eau de laverie, la concentre diminution de 2577 à 877 mg /L. La même tendance de décroissance a été mise en évidence dans l'expérimentation 1. Dans les deux expérimentations pour l'eau grise de laverie, une amélioration de la qualité de l'eau de pluie en termes de charges en matières organiques a été constatée. Il n'y a pas de différence significative constatée pour la DCO et COD.

4.4 Conclusion des expérimentations à l'échelle de vraie grandeur

Deux suivis de la qualité des eaux alternatives ont été menés durant un mois respectivement à l'échelle de vraie grandeur afin d'apprécier le rôle de stockage sur cette évolution.

4.4.1 Qualité des eaux alternatives stockées

Concernant l'eau destinée à la consommation humaine (EDCH), sa qualité initiale microbiologique est bonne. Cependant, les microorganismes ont tendance à dégrader l'EDCH au cours du stockage. Au regard des paramètres comme MES, Turbidité, les indicateurs des matières organique, la pollution est en faible concentration dans l'EDCH, ce qui signifie la capacité des microorganismes à proliférer sans de teneur important de nutriment. Dans la future étude, il faut aussi suivi autre indicateurs fécaux pour l'EDCH stockée dans le cuve dédié à la application non potable comme *E.coil*, les entérocoques intestinaux ou *clostridiums perfringens* vu que la présence et la prolifération des coliformes totaux.

Pour l'eau de pluie, le niveau de polluant physicochimique dans l'expérimentation 1 est 2 fois plus important que celui dans l'expérimentation 2 en termes des certains paramètres comme Turbidité, Conductivité, COD. Cette observation montre la variabilité de la qualité de l'eau de pluie récupérée entre les différents évènements pluviaux. Cependant, les deux expérimentations prouver l'existence de l'inactivation des indicateurs microbiologiques fécaux tel que les coliformes totaux, *E.coli* et les entérocoques intestinaux dans l'eau de pluie au cours du stockage. Cette constate signifier la potentiel de stockage de l'amélioration de la qualité microbiologique de l'eau de pluie.

Il n'y a pas de différence significative de la qualité physicochimique et microbiologique entre les trois prélèvements, ce qui signifie l'absence de la stratification dans le stockage de l'eau de pluie.

L'eau grise de laverie contient une concentration important les pollutions microbiologiques et physicochimiques. Sa concentration en DCO et en indicateurs microbiologiques est comparable ou même supérieur à celle de l'eau usée brute domestique. Malgré la prolifération des indicateurs microbiologiques dans les premières 24 heures a été observées dans les deux expérimentations, la qualité microbiologique de l'eau stockage n'est pas inférieur à celle de l'eau produite. Aucune prolifération des indicateurs fécaux à long terme n'a été observée pendant les deux expérimentations. Il n'y a pas de différence significative de la qualité physicochimique et microbiologique entre les trois prélèvements, ce qui signifie l'absence de la stratification dans le stockage de l'eau grise de laverie.

4.4.2 Pertinence des paramètres choisis pour apprécier l'évolution la qualité de l'eau en cours de stockage

4.4.2.1 Les indicateurs fécaux et les pathogènes

Des indicateurs (globaux ou fécaux) sont établis pour évaluer l'efficacité de traitement et la qualité de l'eau. Les indicateurs eux-mêmes normalement ne pose pas des risques sanitaires qui sont entrainé par les pathogènes. Pourtant à cause de leurs faible concentration dans l'eau de pluie et eaux grises, les indicateurs qui sont non seulement associés à des pathogènes mais aussi en concentration plus importante. Il faut contenir deux types d'analyses pour une évaluation complète de la qualité microbiologique contient deux types : **l'analyse de vérification** qui repose sur les indicateurs globaux mentionnés dans la partie précédemment et **l'analyse de validation** qui intègre des analyses complémentaires de (certains) pathogènes.

4.4.2.2 Les paramètres physicochimiques

Dans nos études, la plupart de paramètres principales physicochimiques ont été choisis et analysés afin d'apprécier l'évolution de la qualité microbiologique de l'eau au cours du stockage. Dans les différents normes de la réutilisation des eaux alternatives, les paramètres pH, turbidité /MES, DBO_5 sont souvent choisis et ils ont été inclus dans notre suivi de la qualité. La décroissance de pH dans l'eau de laverie montre un effet de neutralisation dans le stockage. La décroissance de DBO_5 prouve la consommation des matières organiques dans le stockage. Une DBO_5 excessive peut entraîner des problèmes d'esthétique et des désagréments (problèmes d'odeur et/ou de couleur). Une turbidité élevée ou un pH extrême peut diminuer la fiabilité de la désinfection. Par exemple, Les contaminants organiques et les métaux lourds étant adsorbés par des particules, ces MES peuvent protéger les microorganismes des désinfectants.

Références bibliographiques

Normes

AFNOR (2005) NF EN 872 Qualité de l'eau : dosage des matières en suspension Méthode par filtration sur filtre en fibres de verre

AFNOR (2000) NF EN ISO 7027 Qualité de l'eau détermination de la turbidité

AFNOR (1994) NF EN 27888 Qualité de l´eau : détermination de la conductivité électrique

AFNOR (2012) NF EN ISO 10523 Qualité de l'eau : détermination du pH

AFNOR (2014) NF ISO 17289 Qualité de l'eau : dosage de l'oxygène dissous -méthode optique à la sonde

AFNOR (1997) NF EN 1484 Juillet 1997 Analyse de l'eau : lignes directrices pour le dosage du carbone organique total (COT) et du carbone organique dissous (COD)

AFNOR (2005) NF EN ISO 6878 Avril 2005 Qualité de l'eau - Dosage du phosphore - Méthode spectrométrique au molybdate d'ammonium

AFNOR (1899) NF EN 1899-1 Mai 1998 Qualité de l'eau - Détermination de la demande biochimique en oxygène après n jours (DBOn) - Partie 1 : méthode par dilution et ensemencement avec apport d'allylthio-urée

Articles scientifiques

Canada, S. (2010). Recommandations canadiennes sur Les eaux domestique recyclées destinée à alimenter les chasse d'eau des toilettes et des urinoirs.

Martin, A. R., Coombes P. J., Harrison T. L. and Hugh Dunstan R. (2010). "Changes in abundance of heterotrophic and coliform bacteria resident in stored water bodies in relation to incoming bacterial loads following rain events." J Environ Monit **12**(1): 255-260.

Nolde, E. (2005). "Greywater recycling systems in Germany — results, experiences and guidelines." Water Sci Technol **51**(10): 203-210.

Savichtcheva, O. and Okabe S. (2006). "Alternative indicators of fecal pollution: relations with pathogens and conventional indicators, current methodologies for direct pathogen monitoring and future application perspectives." Water Res **40**(13): 2463-2476.

Spinks, A. T., Dunstan R. H., Harrison T., Coombes P. and Kuczera G. (2006). "Thermal inactivation of water-borne pathogenic and indicator bacteria at sub-boiling temperatures." Water Res **40**(6): 1326-1332.

Zhang, S., De Gouvello B., Garrec N., Gaëlle B., Lucas F. and Chebbo G. (2013). "Caractérisation et évolution de la qualité microbiologique des eaux alternatives brutes stockées au niveau d'un bâtiment: premiers résultats expérimentaux." European journal of water quality **44**(2): 81-95.

5 STOCKAGES DES EAUX GRISES DOMESTIQUES : COMPARAISON DOUCHES/LAVE-LINGE

Étude comparée de l'évolution de la qualité microbiologique et de la teneur en micropolluants organiques de deux types d'eaux grises domestiques récupérées et stockées au sein du bâtiment : eaux issues du lave-linge et eaux issues des douches

5.1 Contexte général

La réutilisation des eaux grises domestiques est une alternative à la consommation d'eau potable dans de nombreux pays (Australie, USA, Japon, pays du Moyen-Orient…). Ces eaux sont utilisées comme ressource alternative pour des usages non alimentaires ou sanitaires c'est-à-dire des activités aussi variées que l'arrosage des espaces verts, le nettoyage des véhicules, le remplissage des chasses d'eau des toilettes, le nettoyage des sols ou encore des vêtements.

Bien que le recyclage des eaux grises offre une alternative intéressante car elle permet de résoudre la question de la saisonnalité, point faible de l'utilisation de l'eau de pluie, en particulier dans certaines parties du sud du pays où la rareté des précipitations en période estivale coïncide avec des pics de consommation d'eau potable, cette pratique n'est pour l'heure quasiment pas développée en France. Ce retard du recyclage des eaux grises sur l'utilisation de l'eau de pluie en France pourrait s'expliquer en partie par l'absence actuelle de réglementation. Ce point est susceptible de changer à court ou moyen terme. Une proposition de loi visant à modifier l'article L. 1321-1 du code de la santé publique a été déposée en octobre 2012 par un groupe de 24 députés. Ce projet propose que soit autorisé « l'utilisation des eaux grises issues uniquement du lavage corporel (baignoires, douches et lavabos) pour l'usage des chasses d'eau des sanitaires » : il est donc possible que la question de la réutilisation des eaux grises domestiques devienne d'actualité en France. Dans ce contexte, la DGS a effectué en 2011 une saisine auprès de l'ANSES sur la réutilisation des eaux grises, débouchant sur la mise en place d'un Groupe de Travail constitué d'experts. Le rapport de cette expertise, rendu public en 2015, formule certaines recommandations concernant les valeurs seuils à respecter pour les paramètres physicochimiques et microbiologiques.

De manière générale, en France, l'utilisation des eaux domestiques à l'intérieur du bâtiment soulève la question du risque sanitaire rencontré à toutes les étapes, du stockage à l'usage, vis-à-vis des différentes populations exposées (usagers et professionnels) et de la coexistence de plusieurs réseaux de distribution d'eau à l'intérieur du bâtiment et se heurte à l'absence de référentiels associant à un usage donné un jeu de paramètres et des valeurs associées à respecter.

5.1.1 Problématique et justification scientifique

L'utilisation des eaux grises à l'intérieur du bâtiment nécessite une étape de collecte, une étape de stockage des eaux brutes qui sera éventuellement traitée avant d'être utilisée à l'intérieur ou à l'extérieur du bâtiment. La phase de stockage des eaux brutes est une étape clé dans cette filière à double titre. D'une part, pour poser en des termes idoines la question du traitement à appliquer : en effet, la pertinence de traitement va dépendre non seulement de l'usage visé mais également de la qualité de l'eau brute à laquelle ce traitement va être appliqué, qualité qui est aujourd'hui insuffisamment qualifiée par la littérature scientifique. D'autre part, il convient de s'interroger sur le risque potentiel que peuvent représenter des stockages d'eaux grises brutes au sein du bâtiment.

Le projet est original à plusieurs titres au regard des travaux scientifiques existants. En premier lieu, il se focalise sur la compréhension des mécanismes d'évolution de la qualité microbiologique de l'eau brute stockée. Cela est possible par l'instauration de conditions contrôlées via l'outil AQUASIM, un bâtiment en vraie grandeur et de scénarios limitant le nombre de paramètres susceptibles d'expliquer les variations. Cette description des mécanismes n'est pas réalisée dans les travaux antérieurs qui reposent sur des suivis in situ d'installations. En second lieu, il n'a pas été identifié dans la littérature de travaux sur l'analyse de deux types distincts d'eaux grises (eau issues de douche et eau issue de lave-linge) dans une même approche expérimentale. Cela donc de repenser

en termes comparatifs, voire génériques, la gestion de ces deux types d'eaux au sein du bâtiment.

Enfin, outre les paramètres physicochimiques et microbiologiques, deux micropolluants organiques tels que alkylphenols (AP) et phthalates (PAE) ont été suivis au cours de cette étude. Ces deux micropolluants organiques sont classés comme les perturbateurs endocriniens dont 95% contribués par les eaux résiduaires domestiques au lieu de industrielles. Toutefois, la contribution des différents types d'eaux grises à la pollution de AP et le PAE n'a pas encore été abordée. C'est pour cette raison que ces deux perturbateurs endocriniens ont été analysés pour ces deux types d'eaux grises.

5.1.2 Objectif de ce chapitre

Ce chapitre visera à présenter les résultats d'une expérimentation réalisée en 2015 dans le bâtiment de l'AQUASIM sur des stockages d'eaux grises issues des douches et d'un lave-linge d'une laverie interne au CSTB. Cette étude a été réalisée conjointement entre le CSTB-Nantes, le LCPP et le LEESU. Il s'agit de mener un focus particulier de comparaison de deux qualités différentes d'eaux grises domestiques (lave-linge et douches) pour s'interroger sur les conséquences des différences des qualités d'origine sur l'évolution de la qualité en cours de stockage. Ce suivi permettra d'analyser les phénomènes d'évolution des indicateurs microbiologiques et les deux micropolluants perturbateurs endocriniens présents dans ces eaux.

5.2 Matériels et Méthodes

5.2.1 Description du site d'expérimentation : le bâtiment « AQUASIM »

Figure 54. Site expérimental-Grand équipement AQUQSIM sur CSTB-Nantes

Les expérimentations ont été conduites au sein du bâtiment « AQUASIM » (cf.Figure 10). Ce grand équipement a été conçu pour étudier le cycle de l'eau à l'échelle du bâtiment et de sa parcelle et permet de mettre en place des expérimentations à échelle réelle en conditions contrôlées. Pour cela, il dispose d'une vingtaine de cuve en polypropylène (PP) et de canalisations en PVC-C permettant d'acheminer différents types d'eau du point de collecte/production jusqu'aux cuves de stockage ou aux bancs d'essais.

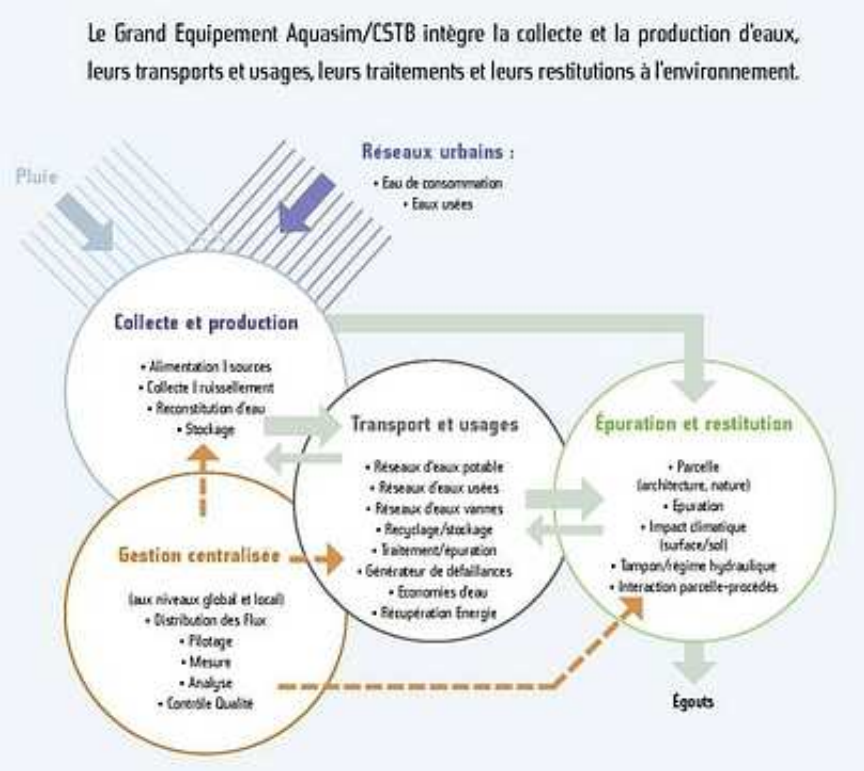


Figure 55 Fonctionnalités offertes par l'équipement AQUASIM

5.2.1.1 Descriptif des cuves de stockage

Les caractéristiques des 3 cuves utilisées lors des expérimentations sont présentées dans le Tableau 16. La Figure 56 Points de prélèvement situés au fond des cuvesmontre la cuve de 1 m^3 stockage et le point de prélèvement situé au fond des cuves. Il existe plusieurs cuves de stockage dans le bâtiment AQUASIM. Le choix de ces cuves de stockage dépend notamment de leur disponibilité au moment de l'expérimentation. LaFigure 57 Schéma des positions de l'emplacement des cuves situées au sein du bâtiment AQUASIM et de la récupération des différentes qualités d'eauxFigure 57 indique les types des cuves situées au sein du bâtiment AQUASIM et le principe de récupération des différentes qualités d'eaux.

Figure 56 Points de prélèvement situés au fond des cuves

5.2.1.2 Nature des eaux stockées

Des eaux de trois qualités différentes ont été utilisées :

- eau destinée à la consommation humaine (EDCH), utilisée comme référence ;
- eaux grises issues des lave-linges (EGL) ;

- eaux grises issues des douches au sein de bâtiment AQUASIM (EGD).

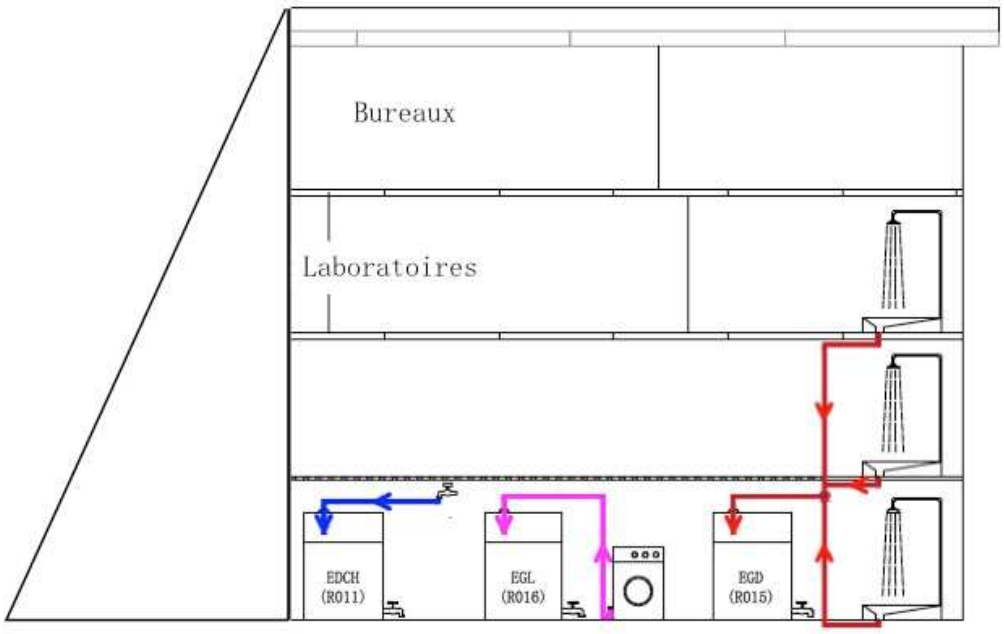


Figure 57 Schéma des positions de l'emplacement des cuves situées au sein du bâtiment AQUASIM et de la récupération des différentes qualités d'eaux

Tableau 16 : principales caractéristiques techniques des cuves utilisées

Cuves de stockage	R011	R015	R016
Origine de l'eau	Eau destinée à la consommation humaine	Eau de douches	Eau de lave-linge
Matériau	PP		
Volume utile	1 m^3		
Diamètre intérieur	1 000 mm		
Hauteur de virole	1 550 mm		
Virole*	10 mm		
Fond*	8 mm		
Couvercle*	Plat -10 mm		
Étanchéité du couvercle	non		
Mesure du niveau de remplissage	Capteur		
Point de prélèvement	Fond de cuve avec la Raccord femelle en DN50		

** : Épaisseur effective*

5.2.1.3 Description de la laverie

Les eaux grises ont été collectées en sortie d'une machine à laver (Electrolux W4150) équipée d'un tambour de 105 L (Figure 16). Elles sont générées par le nettoyage des vêtements (à l'exception des sous-vêtements) et du linge de maison des employés du CSTB. Le tableau 2 décrit les différents programmes et les dosages des produits

de nettoyage utilisés dans la laverie.

Figure 58. Salle de laverie au sein du bâtiment AQUASIM

Tableau 17 : programmes de lavage et produits nettoyants utilisés par la laverie d'AQUASIM

Programme	Température (°C)	Produit de nettoyage					
		Turbo Emulsion[1]		Ozonit [2]		Turbo Flower [3]	
		Dosage (ml/kg)	Volume (ml)	Dosage (ml/kg)	Volume (ml)	Dosage (ml/kg)	Volume (ml)
F1 (blanc)	60	10	120	5	60	4	48
F2 (couleur)	40	7	84	4	48	4	48
F3 (délicat)	40	5	60	0	0	5	60

[1] Détergent sans phosphates; [2] Produit assouplissant contenant un conservateur et un tensio-actif cationique ; [3] Agent de désinfection et de blanchiment contenant phosphate et des agents oxygénés

5.2.1.4 Description des salles des douches

Les eaux de douche ont été collectées à partir des 3 salles de douche existantes dans le bâtiment de l'AQUASIM. Afin de collecter un volume suffisant pour l'échantillonnage, 285 L de l'eau de douche a finalement été récupérées pendant 3 journées (du 19 au 21 mai 2015).

5.2.1.5 Nettoyage et désinfection des équipements

Préalablement à l'expérimentation, les cuves de stockage R010, R015 et R016 ont été nettoyées et désinfectées. Afin de lutter contre les développements de micro-organismes dans ces cuves, le désinfectant ODYCIDE O 350M (Odyssée environnement®) dosé à 300 g/m^3 (BKG, France) ont été ajoutés dans chaque cuve. Pour cela, chaque cuve a été remplie d'eau potable et un bouclage a été mis en place pour assurer une circulation de l'eau.

Après trois heures de ce traitement, les cuves ont été vidangées, les parois et les fonds de cuves ont été nettoyés à l'aide d'un nettoyeur de haute pression et d'un balai brosse. Enfin, les cuves ont été rincées une fois à l'eau potable.

Ce protocole de nettoyage/désinfection, utilisé et validé en milieu industriel par le fournisseur (Odyssée environnement®), a été appliqué pour établir un état de propreté initial commun à chaque cuve, afin de d'éviter l'impact des stockages précédents sur l'expérimentation.

5.2.2 Protocole expérimental

5.2.2.1 Prélèvements et définition des expérimentations

La campagne de suivi s'est déroulée au cours de la période allant du 19 mai 2015 au 29 juin 015. Chaque type d'eau a été prélevé 3 fois pendant la première semaine au temps t=0, 1 et 2 jours et puis une fois par semaine dans

les 3 semaines suivantes t=7,17, 21, 24 et 28 jours. Les prélèvements ont été réalisés au niveau du point de prélèvement situé en bas de chaque cuve (Figure 17).

Au cours de cette expérimentation, les volumes d'eau utilisés étaient compris entre 285 et 410 L. Ce volume a été apprécié à l'aide de capteur et enregistré par la GTC (gestion technique centralisée), la précision est estimée à 5 L.

Les eaux grises de laverie produites au cours de la journée du 19 mai 2015 ont été collectées et acheminées directement dans la cuve R016. Elles correspondaient aux eaux de 6 lavages distincts et représentaient un volume final de 370 L. Pour chacun de ces lavages le programme « couleur » à 40°C a été utilisé (cf. Tableau 17 : programmes de lavage et produits nettoyants utilisés par la laverie d'AQUASIM). Pendant ce temps, les eaux grises de douche produites du 19 mai au 21 mai 2015 ont été collectées et acheminées directement dans la cuve R015.

La cuve R010 a été remplie de 380 L d'eau destinée à la consommation humaine (EDCH) dans la journée du 1er juin 2015. Les caractéristiques générales de cette eau distribuée au sein d'AQUASIM et fournie par Nantes métropoles sont présentées dans le Tableau 8.

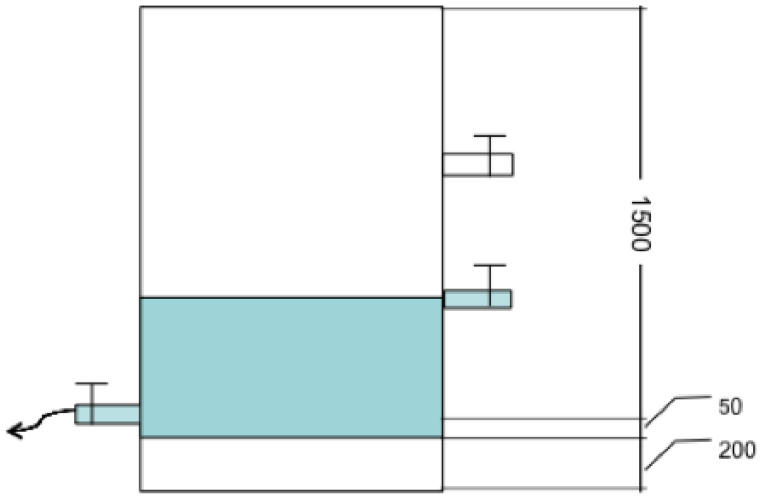


Figure 59. Géométrie des cuves de stockage et niveau de remplissage pendant l'expérimentation

Tableau 18 : Principales caractéristiques des deux expérimentations

	EDCH	EGL	EGD
Volume de remplissage	380 L	370 L (6 machines)	285L
Temps de remplissage	1 journée (	1 journée	3 journées
Temps de suivi	1 mois	1 mois	1 mois
Niveaux de prélèvement	3	3	

Tableau 19 : Caractéristiques générales de l'EDCH fournie par Nantes Métropole (Bilan qualité pour l'eau

distribuée en 2010 conformément à l'arrêté du 10 juillet 1996)

	Valeur minimale	Valeur moyenne	Valeur maximale
Dureté de l'eau	9°F	13°F	16°F
Aluminium	0,000 $mg.mL^{-1}$	0,017 $mg.mL^{-1}$	0,083 $mg.mL^{-1}$
Bactériologie		Eau distribuée très bonne	
Pesticides		Absence dans l'eau distribuée	
Nitrates	5 $mg.mL^{-1}$	13 $mg.mL^{-1}$	25 $mg.mL^{-1}$

Afin de suivre l'évolution de la qualité des eaux, la réalisation des analyses a été répartie entre le CSTB et le LCPP. Le CSTB s'est occupé du suivi de la qualité microbiologique de ces eaux ainsi que d'une partie des paramètres physico-chimiques généraux (pH, conductivité, DCO, DBO_5 et COT). Le LCPP a mesuré les concentrations en alkylphénols (AP) et en phtalates (PAE) ainsi que les autres paramètres physico-chimiques généraux (MES, NTK et P_{total}).

5.2.2.2 Analyses physico-chimiques

Pour les analyses physico-chimiques des prélèvements de 1L ont été réalisés dans des flacons en verre propres et stériles. Les analyses ont été réalisées au laboratoire d'AQUASIM dans les 24 h après conservation à 4°C.

Les tableaux ci-dessous présentent le niveau d'information apporté, la justification du choix ainsi que les méthodes utilisées[1].

[1] Les Paramètres en Rouge sont les critères de qualité indiqués dans le rapport de l'ANSES intitulé : « analyse des risques sanitaires lié à la réutilisation d'eaux grise pour des usages domestiques».

Tableau 20. Liste des paramètres physicochimiques généraux mesurés et des méthodes utilisées

Paramètre mesurée	Information fournie	Justification du Choix	Méthode utilisée
pH	l'acidité ou l'alcalinité de l'eau.	Intervient avec d'autres paramètres comme indicateur de la charge organique, micropolluants organique, solubilité des éléments et les microorganismes	pH mètre (VWR®) NF EN ISO 10523 Mai 2012
Conductivité	Mesure globale de la minéralisation de l'eau	Indicateur des arrivées d'eau susceptible d'être polluées si une modification importante est constatée	Conductimètre (VWR®) NF EN 27888 Janvier 1994
Oxygène dissous	Teneur de l'oxygène présenté dans l'eau	Condition du milieu qui impacte l'équilibre du métabolisme microbien, la charge organique et les micropolluants organiques.	Sonde (VWR®) NF ISO 17289) Août 2014.
Potentiel d'oxydo-réduction (Redox)	Mesure indique le degré auquel une substance peut oxyder ou réduire une autre substance.	L'oxydation et la réduction interviennent dans la dissolution ou précipitation des métaux, l'oxydation des composés organiques par l'oxygène et la biodégradation.	NF ISO 11271 Sonde (VWR®) Juin 2005
Matières en suspension (MES)	Compostions minérale et organique des matières décan tables et colloïdes	Indicateur important de qualité de l'eau et paramètre opérationnel pour la distribution, le traitement et la désinfection. Les contaminants organiques et les métaux lourds étant adsorbés sur des particules peuvent protéger les microorganismes des désinfectants.	NF EN 872 Juin 2005
Turbidité	Présence des particules en suspension notamment colloïdales	Indicateur important de qualité de l'eau et un paramètre opérationnel pour la distribution, le traitement et la désinfection. Mesure plus rapide et pratique que les MES.	Photomètre (Spectroquant®) NF EN ISO 7027 Mars 2000

Tableau 21. Liste des paramètres de charges organiques mesurés et des méthodes utilisées

Paramètre mesurée	Information fournie	Justification du Choix	Méthode utilisée
Demande chimique en oxygène (DCO)	Quantité en masse d'oxygène consommé par les matières existant dans l'eau et oxydables dans des conditions opératoires	Paramètre organique global. Estime les matières oxydables présentes dans l'eau quelle que soit leur origine organique ou minérale. Utile pour l'appréciation du fonctionnement des traitements.	Photomètre (Spectroquant®) Thermoréacteur (MERCK®) ISO 15705 :2002 Novembre 2002
Carbone organique total (COT)	Somme du carbone organique contenu dans l'eau	Paramètre organiques global : indicateur global des polluants organiques. Mesure plus facile et pratique que la DCO.	(SHIMADZU) NF EN 1484 Juillet 1997
Demande biochimique en oxygène de 5 jours (DBO_5)	Concentration en masse de l´oxygène dissous consommé lié à la dégradation des matières organiques sous l'activité de microorganismes	Paramètre organique global. Indice de biodégradabilité (DBO_5 : DCO). Un moyen valable de l'étude des phénomènes naturel de destruction des matières organiques. La valeur élevée de DBO_5 peut indiquer des problèmes d'esthétiques et des dégréements (problèmes d'odeur et de couleur)	Respiromètre (WTW) NF EN 1899-1 Mai 1998

Tableau 22. Liste des paramètres d'indicateurs de nutriment mesurés et des méthodes utilisées

Phosphore total	Concentration de toutes les formes de composée phosphorées présente dans l'eau	Indice de nutriments. Le Phosphore est un élément essentiel à la croissance des organismes vivants et surtout des algues. Donc aussi un indicateur eutrophisation.	Photomètre (Spectroquant ®) NF EN ISO 6878 Avril 2005
NTK	Azote présent dans l'eau sous les formes réduites organiques et ammoniacale.	Indicateur de pollution issue de produit de lessive ou urines et suivi de l'évolution des contaminations présentes dans l'eau.	Photomètre (Spectroquant ®) Thermoréacteur (MERCK®) NF EN ISO 11905-1 Juillet 1998

Tableau 23. Liste des paramètres de micropolluants de nutriments mesurés et des méthodes utilisées

Paramètre mesurée	Information fournie	Justification du Choix	Méthode utilisée
phtalates (PAE)	Concentration en trois phtalates (phtalate de diéthyle (DEP), phtalate de benzylbutyle (BBP), et phtalate de di-2-éthylhexyle (DEHP))	Plastifiant dans de nombreux produits de consommation, c'est-à-dire additifs assouplissants de matières plastiques, autres matériaux et agents fixateurs de cosmétiques. Ils sont biodégradables mais ils peuvent persister dans l'environnement, notamment dans les sédiments.	GC-MS, extraction en phase solide NF EN ISO 18856 Décembre 2005
alkylphénols (AP)	Concentration en Nonylphénol (NP)	Perturbateur endocrinien, la composition de divers produits comme les cosmétiques, les peintures, les produits de nettoyage, les plastiques, les résine, etc. Il fait partie de la liste des 33 substances prioritaires.	GC-MS, extraction en phase solide NF EN ISO 18857-1 Novembre 2006

5.2.2.3 Analyses microbiologiques

Pour les analyses microbiologiques les prélèvements ont été réalisés dans du flaconnage stérile dédié à chaque type d'analyse. Les analyses concernant les paramètres flore totale 22°C et 36°C, coliformes totaux, *E. coli* et Entérocoques intestinaux ont été réalisées dans le laboratoire de microbiologie d'AQUASIM immédiatement après le prélèvement. Pour les deux indicateurs fécaux *E. coli* et Entérocoques intestinaux, deux méthodes différentes ont été appliquées : incubation sur un milieu de culture sélectif gélosé lactose et sur les microplaques afin d'assurer la qualité des analyses.

Le Tableau 24 présente le niveau d'information apporté par chaque paramètre retenu ainsi que les méthodes utilisées. Il précise également les paramètres suivis pour chaque expérimentation[2].

Tableau 24 : Liste des paramètres microbiologiques mesurés et des méthodes utilisées

Paramètre mesuré	Information fournie	Justification du Choix	Méthode utilisée
Micro-organismes aérobies revivifiables à 36°C et 22°C	Dénombrement le grand nombre de microorganismes dans les conditions aérobies	Indicateur global de la qualité microbiologique de l'eau. Indicateur possible pour les traitements physiques tels que la filtration et validation du dénombrement des coliformes totaux	NF EN ISO 6222 Juillet 1999
Coliformes totaux	Espèces bactériennes à la famille des *Enterobacteriaceae*	Indicateur historique de contamination fécaux mais certains d'entre eux sont d'origine environnementale	NF ISO 9308-1 simplifiée MF Septembre 2000
Escherichia coli	Des coliformes thermo tolérants qui produisent de l'indole à partir du tryptophane.	Indicateur spécifique de contamination fécale qui est voisine des bactéries pathogènes. Sa présence dans les eaux ne peut provenir que quasi uniquement des matières fécales des mammifères.	NF EN ISO 9308-3 Mars 1999 NF EN ISO 9308-1 Septembre 2000
Entérocoques intestinaux	Ensemble des streptocoques possédant la substance antigénique caractéristique que du groupe D de Landefeld.	Indicateur spécifique de la contamination fécale. Grande résistance aux rayonnements UV (Medema et al.2003) et au chlore (OMS 2012). Indicateur de désinfection	NF EN ISO 7899-2 Août 2000

MF : membrane filtrante

[2] Les paramètres en Rouge sont les critères de qualité indiqués dans le rapport de l'ANSES intitulé : « analyse des risques sanitaires lié à la réutilisation d'eaux grise pour des usages domestiques».

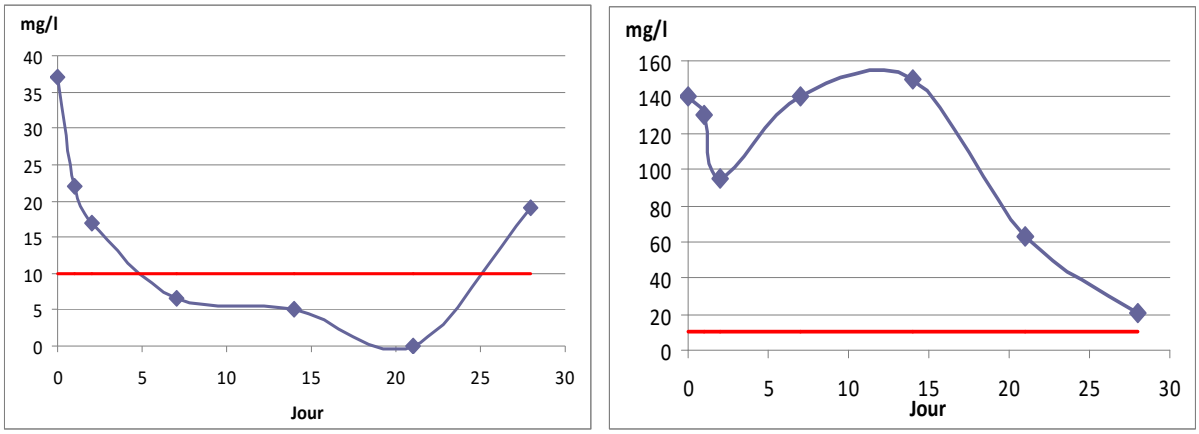
5.3 Résultats et discussion

5.3.1 Analyses des paramètres physico-chimiques généraux

5.3.1.1 pH et MES

Les valeurs du pH pour les douches étaient similaires à ceux trouvé dans les eaux grises (7,8 pour les eaux du CSTB contre 7,7 pour les eaux franciliennes). Le pH dans les eaux de douches n'évolue que très légèrement au cours du temps, atteignant un minimum à 7,5 et un maximum à 8,1, pour finalement se stabiliser à partir de J14 et se maintenir à 7,8. Au contraire, dans les eaux de lave-linge, le pH était plus élevé dans les eaux du CSTB (9,2) par rapport aux eaux grises franciliennes (7,5), il était même supérieur à la valeur maximale obtenue dans les eaux grises franciliennes (8,6). Cet écart peut être dû aux produits utilisés sur le site du CSTB qui sont des produits à usage professionnel et qui peuvent être plus alcalins que ceux destinés aux particuliers. Cependant malgré un pH alcalin élevé en début d'expérimentation, le pH a diminué au cours du temps pour descendre à 9 recommandé par la réglementation internationale dès J1 puis s'est stabilisé dès J7 autour d'un pH de 7, pH qui s'est maintenu durant le reste de l'expérimentation. Pour une réutilisation, le pH ne semble pas être un facteur limitant.

Cependant ce n'est pas le cas des MES. En effet, les valeurs initiales des MES étaient supérieures pour les eaux de douches (37 mg/l) et les eaux de lave-linge (140 mg/l) par rapport à la limite de 10 mg/l recommandée par l'ANSES. La concentration en MES dans les eaux de douches était similaire à celle obtenue dans les eaux grises franciliennes (49 mg/l). Ce résultat confirme de nouveau la pertinence de la méthodologie adoptée lors des travaux chez les particuliers. Cependant l'écart relevé entre les MES de nos deux études (eaux grises en Île-de-France et Aquasim) et la littérature (environ 300 mg/l) reste inexpliqué. Les valeurs en MES décroissent rapidement dans les eaux de douche pour atteindre des valeurs passant en dessous des 10 mg/l dès J7 et en dessous de la LQ (2 mg/l) à J21 (Figure 60). La valeur en J28 (19 mg/l) est surprenante au regard de la tendance globale. Toutefois, hormis cette dernière valeur, les eaux de douches pourraient être réutilisées avec ce système au bout de seulement une semaine. Concernant les eaux usées issues des lave-linge, bien que les concentrations en MES aient fortement diminué en 4 semaines, passant de 140 mg/l à 21 mg/l, les concentrations finales obtenues sont toujours supérieures à la limite des 10 mg/l. Cependant en raison de la tendance à la baisse, il serait intéressant de mener cette expérience quelques jours ou semaines de plus pour voir si les MES dans les eaux de lave-linge peuvent descendre en dessous du seuil de 10 mg/l préconisé par l'ANSES.



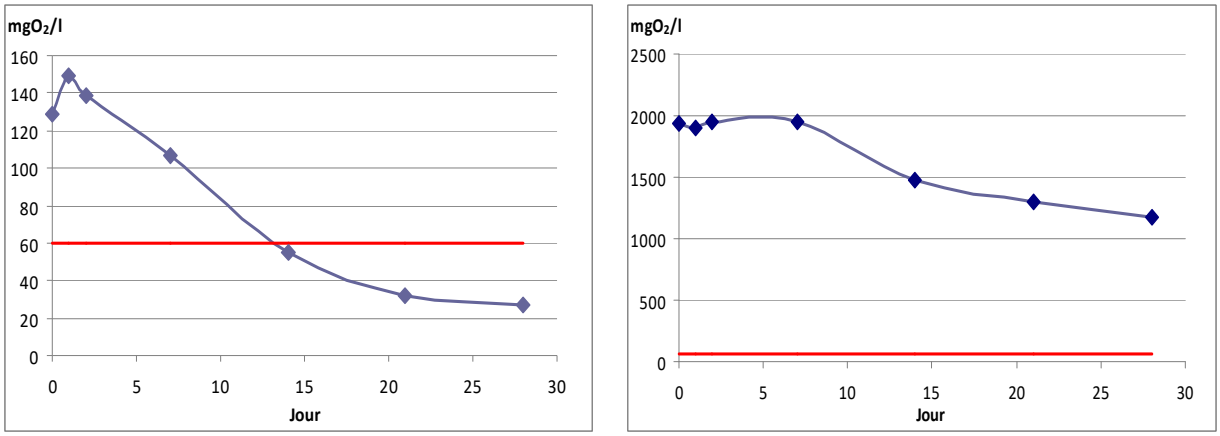
a) Douche b) Lave-linge

Figure 60 : Evolution des concentrations en MES dans les eaux a) de douche et b) de lave-linge au cours du temps

5.3.2 DCO

Tout comme pour les eaux usées franciliennes, la DCO est plus élevée dans les eaux issues des lave-linge (1934 mgO2/l) par rapport à celles des douches (129 mgO2/l). La DCO des eaux de douches est dans la moyenne basse de celles obtenues en Île-de-France. D'après la Figure 61, une baisse de la DCO au cours du temps est constatée. Au bout de deux semaines, la DCO est passée de 129 mgO2/l à 55 mgO2/l soit en dessous des recommandations

de l'ANSES. Cette décroissance a continué durant toute la durée de l'expérience jusqu'à atteindre une valeur finale de 27 mgO2/l. Concernant les eaux de lave-linge, une baisse a aussi été observée avec une valeur passant de 1934 mgO2/l à 1180 mgO2/l, soit une valeur finale 1,6 fois plus faible qu'à J0. Cette baisse semblerait pouvoir se poursuivre au-delà de 28 jours. Cependant malgré cette baisse importante, la DCO dans les eaux grises provenant des lave-linge était toujours supérieure aux recommandations de l'ANSES d'un facteur 20. Dans ces conditions, les eaux issues des douches peuvent être réutilisées à partir de 14 jours alors qu'il n'est pas possible de réutiliser les eaux des lave-linge au bout de 28 jours.

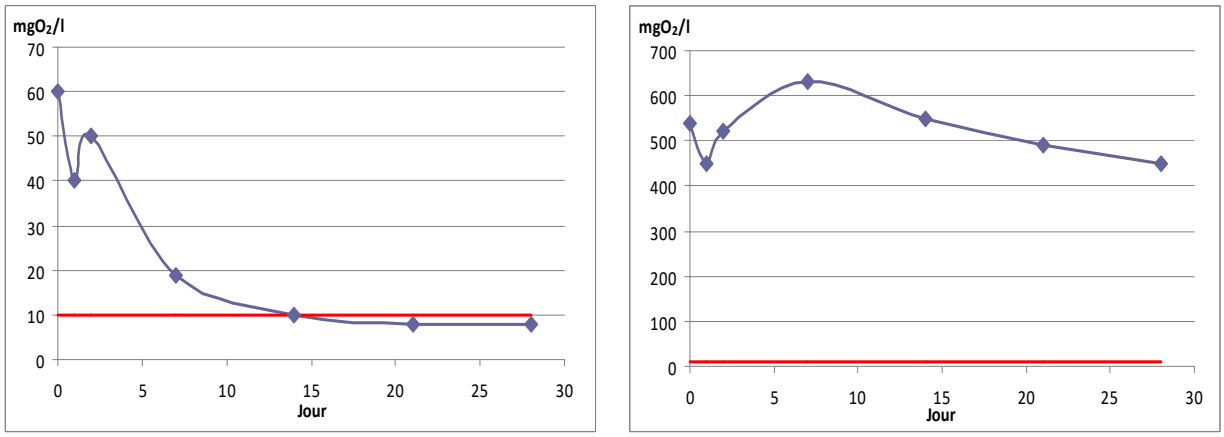


a) Douche b) Lave-linge

Figure 61 : Evolution de la DCO dans les eaux a) de douche et b) de lave-linge au cours du temps

5.3.3 DBO_5

La DBO5 dans les eaux de douche (60 mgO2/l) et de lave-linge (540 mgO2/l) à J0 est supérieure d'un facteur 6 pour les eaux de douches et d'un facteur 54 pour les eaux de lave-linge par rapport aux recommandations de l'ANSES (10 mgO2/l). Cependant, la DBO5 diminue au cours du temps pour les deux types d'eaux grises. Pour celles issues des douches, la DBO5 a atteint la valeur réglementaire de 10 mgO2/l au bout de 14 jours puis s'est maintenue à 8 mgO2/l les deux semaines suivantes. Concernant les eaux des lave-linge, la baisse est moins marquée de celle des eaux de douche. En effet, la DBO5 atteint une valeur minimale de 450 mgO2/l au bout de 28 jours, soit toujours 45 fois plus élevée que la valeur ANSES. Tout comme pour la DCO, la DBO5 semble être un facteur limitant à l'utilisation des eaux issues des lave-linge alors que le traitement par décantation mis en place semble être suffisant pour abattre convenablement la DBO5 dans le cas où l'eau utilisée est issue des douches.

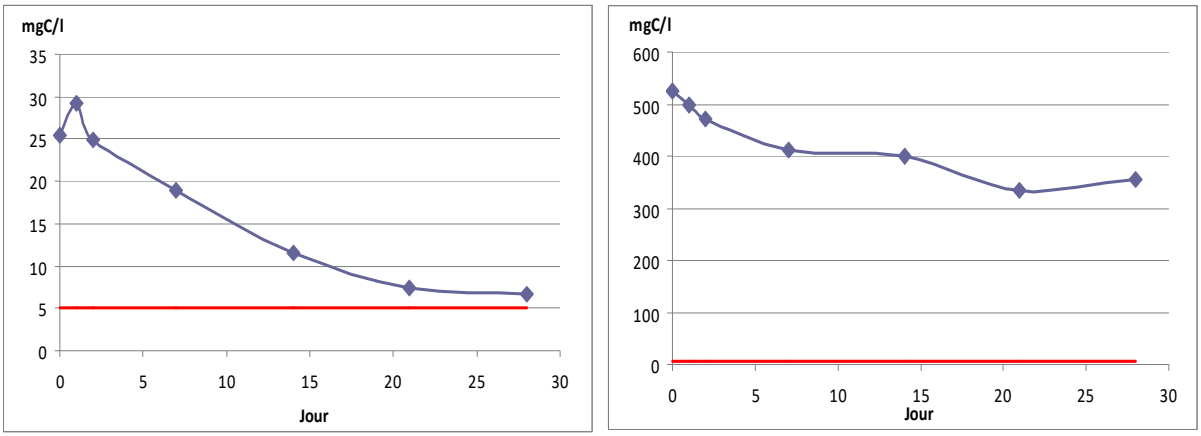


a) Douche b) Lave-linge

Figure 62 : Evolution de la DBO5 dans les eaux a) de douche et b) de lave-linge au cours du temps

5.3.4 COT

Le dernier paramètre dont le suivi est encouragé par l'ANSES est le COT. D'après la Figure 63, des fortes différences sont une fois de plus relevées entre les douches, ave une concentration initiale de 25 mgC/l, et les lave-linge (526 mgC/l). Ces valeurs sont légèrement différentes de celles obtenues dans les eaux grises franciliennes. La valeur obtenue pour les douches appartient à la moyenne basse de celles des eaux francilienne, celle dans les lave-linge dépasse la valeur maximale des eaux francilienne (451 mgC/l). Concernant l'évolution du COT dans le temps, nous remarquons une baisse constante de sa concentration pour les deux eaux grises. Cependant chacune des deux eaux termine avec un COT supérieur à la limite recommandée par l'ANSES de 5 mgC/l, avec un écart plus marqué pour les lave-linge (concentration finale de 355 mgC/l). Pour les eaux de douches, bien que la valeur reste supérieure aux recommandations ANSES, elle s'en rapproche avec une concentration au bout de 28 jours de 6,7 mgC/l. Il est possible que la limite de 5 mgC/l soit attente au bout de quelques jours supplémentaires de décantation. Il faut noter qu'aucune autre réglementation internationale n'impose l'analyse du COT. Il est possible que cette valeur de 5 mgC/l soit difficile à atteindre.

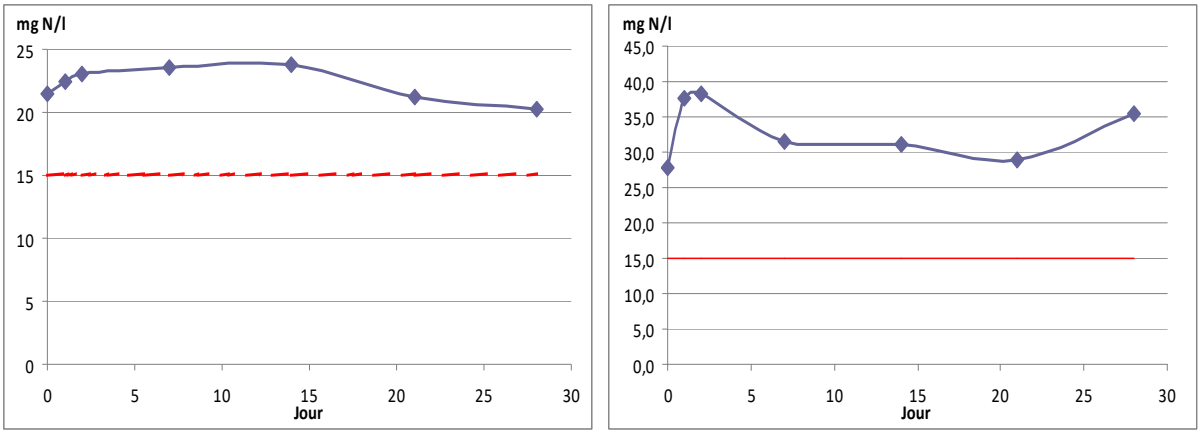


a) Douche b) Lave-linge

Figure 63 : Evolution du COT dans les eaux a) de douche et b) de lave-linge au cours du temps

5.3.5 NTK et Phosphore total

Les derniers paramètres généraux étudiés sont le NTK et le Phosphore total. Les valeurs initiales en NTK étaient de 21,5 mgN/l pour les douches et de 27,9 mgN/l pour les lave-linge. La Figure 64 montre que les valeurs initiales ne varient que peu dans lors du traitement dans les cuves. En effet, les valeurs en NTK oscillent autour des valeurs initiales pour les deux eaux. Ainsi le stockage des eaux dans ces cuves en polypropylène ne permettent pas l'abattement de l'azote. Le même phénomène est observable pour le phosphore puisque les concentrations de 1,7 mgP/l pour les douches et de 6,5 mgP/l pour les lave-linge n'ont pas diminué au cours du temps. Concernant les valeurs réglementaires, seul l'azote est réglementé au niveau international (par l'Italie et la Jordanie) alors que l'ANSES ne recommande pas son suivi. La concentration la plus contraignante est celle de l'Italie avec 15 mgN/l, et dans ce cas les eaux grises obtenues dans cette étude ne pourraient pas être réutilisées. La Jordanie a choisi de limiter la concentration en NTK à 45 mgN/l, et dans ce cas, les eaux pourraient être réutilisées. Par conséquent, il est indispensable de voir comment les règlementations nationales et internationales évolueront afin de statuer sur l'utilisation de notre procédé pour le traitement et la réutilisation des eaux grises.



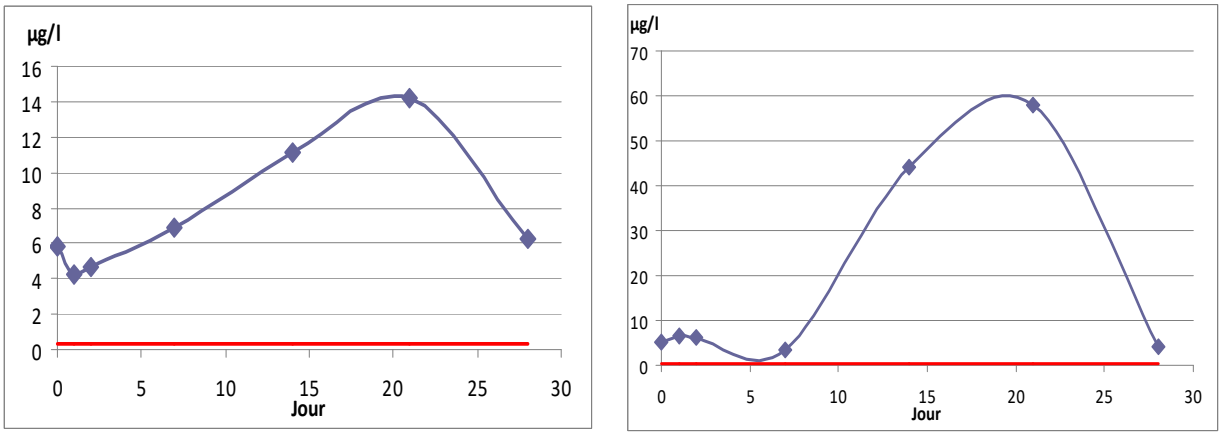
a) Douche b) Lave-linge

Figure 64 : Evolution du NTK dans les eaux a) de douche et b) de lave-linge au cours du temps

5.4 Analyse des micropolluants

5.4.1 Analyses des alkylphénols

La Figure 65 indique l'évolution du NP dans les eaux de douche et dans les eaux de lave-linge. A J0, les valeurs en NP sont concordantes avec celles obtenues dans les eaux grises franciliennes puisque la valeur dans les eaux de douches du CSTB (5,8 µg/l) correspond à la valeur maximale trouvée dans les eaux franciliennes (5,8 µg/l). Les valeurs dans les lave-linge (5,3 µg/l) est similaire à la moyenne des eaux de lave-linge francilienne (5,2 µg/l). Dans les deux types d'eaux, une forte augmentation des concentrations est observée jusqu'en J21 avec un maximum de 14,2 µg/l dans les eaux de douches et de 58 µg/l dans les eaux de lave-linge. Afin de s'assurer que ces concentrations ne provenaient pas de la cuve, la même expérimentation a été réalisée avec de l'eau de robinet. Des résultats inférieurs à la LQ ont confirmé que ce phénomène d'augmentation en NP ne provenait pas de la cuve. L'hypothèse la plus probable est la dégradation des NPEO en NP. Puis, entre J21et J28, une diminution des concentrations en NP a été observée jusqu'a obtenir une concentration finale de 6,2 µg/l dans les eaux de douche et de 4,1 µg/l dans les eaux de lave-linge. Cependant, malgré ces baisses importantes, les concentrations sont supérieures aux normes de qualité environnementale de 0,3 µg/l. Au vu de ces résultats, les eaux grises ne semblent pas pouvoir être réutilisées pour des activités extérieures (arrosage des jardins ou des potagers).



a) Douche b) Lave-linge

Figure 65 : Evolution des concentrations du NP dans les eaux a) de douche et b) de lave-linge au cours du temps

Le même suivi a été effectué pour l'OP. Au niveau des eaux de douches, les concentrations étaient au niveau de la LQ. Il n'est donc pas possible de conclure sur l'évolution des concentrations dans les eaux de douches. Au niveau des eaux issues des lave-linge (Figure 66), la même tendance que pour le NP est observée, à savoir une augmentation de concentration jusqu'en J21 puis une forte décroissance jusqu'à 0,48 µg/l. Cependant, la

concentration finale reste supérieure à 0,1 µg/l, limite de la NQE. La conclusion pour l'OP est identique à celle pour le NP, il faut éviter ces eaux grises pour des usages extérieurs.

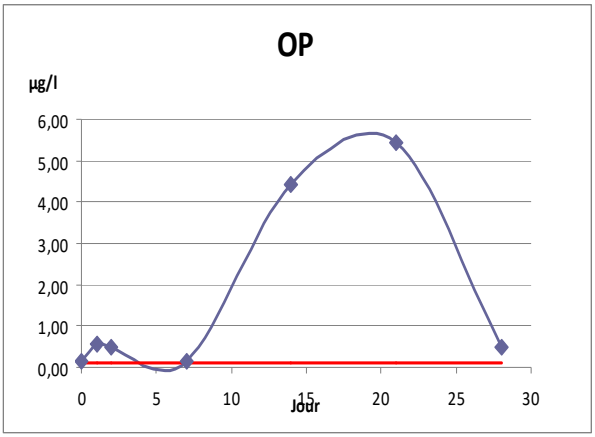
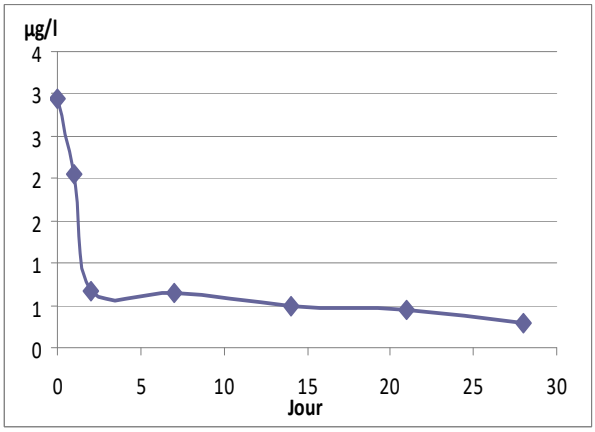


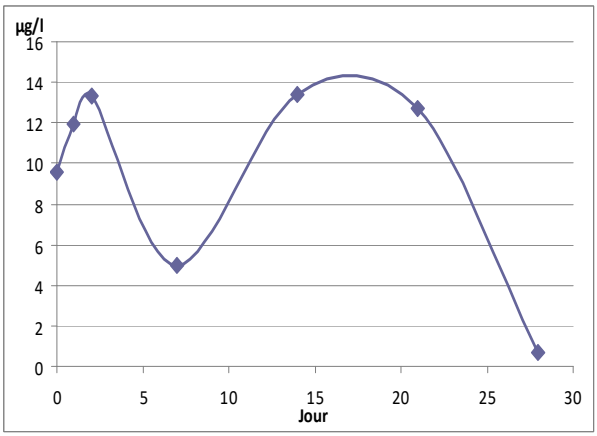
Figure 66 : Evolution des concentrations de l'OP dans les eaux de lave-linge au cours du temps

5.4.2 Analyses des phtalates

Au cours de cette étude, trois phtalates ont été étudiés : le DEP, le BBP et le DEHP. En raison d'une contamination lors de la procédure analytique, le DnBP n'a pas pu être quantifié. En début de traitement, le DEP avait une concentration de 2,9 µg/l dans les eaux issues des douches et de 9,6 µg/l dans les eaux de lave-linge. Ces concentrations sont inférieures aux moyennes obtenues dans les eaux franciliennes pour le même type d'eau. Cependant, ces valeurs sont supérieures aux minimums obtenus dans les eaux franciliennes. Malgré un log Kow faible et donc sa faible affinité pour les particules, les procédés par décantation semblaient être efficaces puisque sa concentrations passe à 0,7 µg/l au bout de deux jours et continue progressivement à diminuer pour atteindre 0,3 µg/l à la fin de l'étude. Pour les eaux de douches, l'évolution de la concentration était plus chaotique. En effet, après une augmentation de la concentration jusqu'à 13,4 µg/l, la concentration a chuté à 5,0 à J7. Ensuite la concentration en DEP atteint sont maximum au bout de 14 avec 13,4 µg/l avant de décroitre progressivement jusqu'à 0,7 µg/l. Etant exclusivement dans la phase dissoute, le DEP a certainement été dégradé par les micro-organismes.



a) Douche

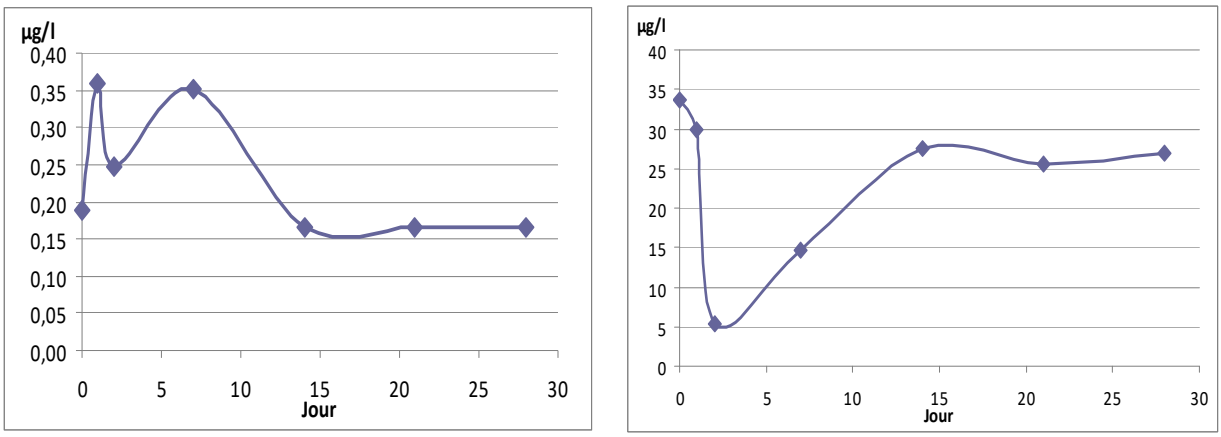


b) Lave-linge

Figure 67 : Evolution des concentrations du DEP dans les eaux a) de douche et b) de lave-linge au cours du temps

Le deuxième phtalate étudié est le BBP. Tout comme le DEP, les concentrations obtenues étaient inférieures dans les douches (0,19 µg/l) par rapport aux eaux des lave-linge (33,7 µg/l). Le BBP a très peu évolué dans les eaux de

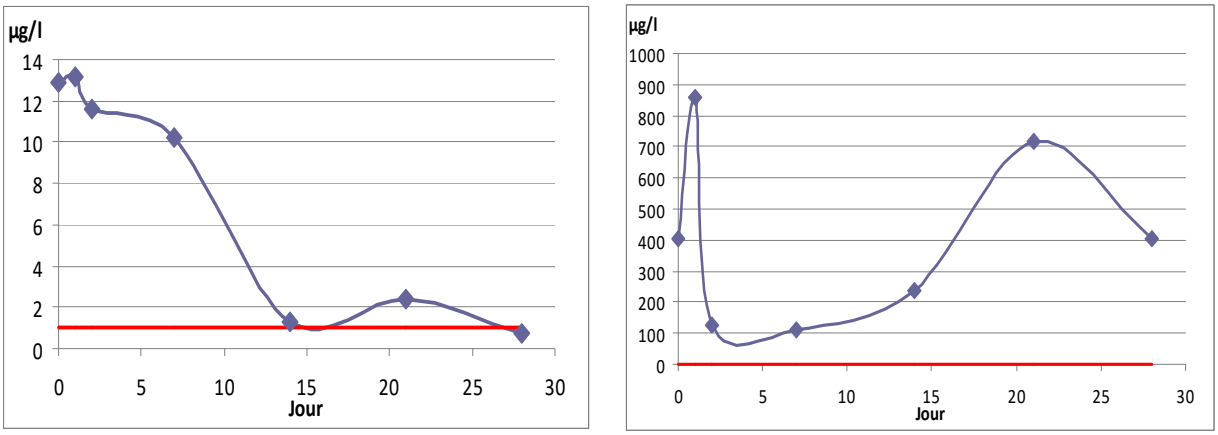
douches. Ces concentrations stables peuvent s'expliquer par le fait que les concentrations étaient proches de la LQ. En outre, dès J14, les concentrations étaient inférieures à la LQ (0,17 µg/l). Le BBP dans les eaux de lave-linge présente un comportement similaire à celui du DEP (Figure 68) avec une diminution de concentration jusqu'à 5,0 µg/l (J2) puis une augmentation jusqu'à 27,6 µg/l (J14). La concentration s'est ensuite stabilisée au cours des deux semaines suivantes. Dans le cadre d'une réutilisation extérieure, et plus particulièrement pour l'arrosage de potagers ou d'espaces verts, il semble conseillé d'utiliser les eaux de douche et non les eaux de lave-linge.



a) Douche b) Lave-linge

Figure 68 : Evolution des concentrations du BBP dans les eaux a) de douche et b) de lave-linge au cours du temps

Le dernier composé étudié est le DEHP. Tout comme dans les eaux grises franciliennes, le DEHP est le composé avec les concentrations les plus élevées avec une concentration de 12,9 µg/l dans les douches et de 405 µg/l dans les eaux de lave-linge. Une fois de plus, ces valeurs étaient en accord avec celles obtenues dans les eaux grises franciliennes puisque la concentration en DEHP dans les douches est comprise entre le premier décile (4,3 µg/l) et la médiane (16,6 µg/l) des eaux franciliennes, même constat pour les eaux de lave-linge avec une concentration comprise entre la médiane (102 µg/l) et le neuvième décile (470 µg/l) des eaux issues des lave-linge franciliens. L'impact du traitement est visible dans la Figure 69. Il est possible de noter la décroissance continue du DEHP dans les eaux de douche avec une concentration finale de 0,77 µg/l. La concentration finale en DEHP dans les eaux de douche est donc inférieure aux NQE, c'est-à-dire 1 µg/l. Concernant les eaux de lave-linge, l'évolution de la concentration en DEHP est la même que celle du DEP et du BBP, c'est-à-dire une forte baisse, puis une augmentation et enfin une diminution de la concentration. Globalement, les concentrations en DEHP étaient toutes plus élevées d'au moins un facteur 100 par rapport aux NQE (1 µg/l). Le DEHP confirme donc la tendance observée par le DEP et le BBP qui est une forte diminution des concentrations des eaux grises issues des douches. Par conséquent, dans le cas où les eaux grises traitées seraient utilisées aussi bien pour des usages intérieurs qu'extérieurs, il est recommandé d'utiliser uniquement les eaux issues des douches.



a) Douche b) Lave-linge

Figure 69 : Evolution des concentrations du DEHP dans les eaux a) de douche et b) de lave-linge au cours du temps

5.5 Analyses microbiologique des eaux

5.5.1 Qualité microbiologique de l'eau grise de lave-linge

Le Tableau 25 fournit les résultats des paramètres microbiologiques dans les eaux issues des lave-linge. Il est intéressant de noter qu'aucun E. Coli ainsi qu'aucun entérocoque n'a été détecté dans les eaux de lave-linge. Au vu des critères de réutilisation des eaux grises, aucun désinfection n'est donc nécessaire pour la réutilisation des eaux issues des lave-linge (ANESE 2015). L'eau est cependant chargées d'autres micro-organismes avec des valeurs comprises entre 3,1.106 UFC/ml (micro-organismes revivifiables à 36 °C) et 7,8.107 UFC / 100 mL (coliformes totaux). Après 28 jours de stockage, Ces valeurs diminuent au cours du temps jusqu'à 1,7.104 UFC/ml de coliformes totaux soit une baisse totale d'environ 3,6 Log.

Tableau 25 : Evolution des concentrations en micro-organismes dans les eaux usées de lave-linge au cours du temps

Jours	Micro-organismes revivifiables (UFC/ml)		Coliformes totaux	E. Coli	Entérocoques
	à 22 °C	A 36°C	(UFC/ml)	(/100ml)	(/100ml)
0	$1,7.10^7$	$3,7.10^6$	$7,8.10^7$	0	0
1	$2,7.10^7$	$2,5.10^7$	$6,6.10^7$	0	0
2	$1,0.10^7$	$1,8.10^7$	$7,1.10^7$	0	0
7	$6,7.10^6$	$1,7.10^7$	$2,6.10^7$	0	0
14	$2,5.10^6$	$1,3.10^6$	$2,4.10^6$	0	0
21	$5,2.10^4$	$2,9.10^4$	$3,0.10^5$	0	0
28	$1,8.10^5$	$6,2.10^4$	$1,7.10^4$	0	0

5.5.2 Qualité microbiologique de l'eau grise de douche

Les résultats des analyses microbiologiques de l'eau de douche sont listés dans le Tableau 26. Contrairement aux lave-linge, les eaux de douches contiennent initialement des E. Coli à 2,1.104 npp/100ml et des entérocoques à 7,0.102 npp/100 ml. Cependant, le traitement permet d'abaisser les concentrations en E. Coli et en entérocoques jusqu'à ne plus être détectables à partir de J7. Soit au bout d'une semaine seulement, les eaux grises issues des douches respectent les recommandations du comité d'expertise de l'ANSES sur la réutilisation des eaux grises.

Tableau 26 : Evolution des concentrations en micro-organismes dans les eaux usées de douche au cours du temps

Jours	Micro-organismes revivifiables (UFC/ml)		Coliformes totaux	E. Coli	Entérocoques
	à 22 °C	A 36°C	(UFC/ml)	(/100ml)	(/100ml)
0	$1,7.10^6$	$9,4.10^6$	$1,7.10^6$	$2,1.10^4$	$7,0.10^2$
1	$1,7.10^6$	$4,4.10^6$	$1,7.10^6$	$1,7.10^4$	$6,9.10^2$
2	$1,3.10^6$	$3,1.10^6$	$1,3.10^6$	$6,1.10^3$	$2,3.10^2$
7	$4,2.10^5$	$2,7.10^5$	$4,2.10^5$	0	0
14	$4,6.10^5$	$5,6.10^5$	$4,6.10^5$	0	0
21	$1,9.10^4$	$2,9.10^4$	$1,9.10^4$	0	0
28	$1,8.10^4$	$6,9.10^4$	$1,8.10^4$	0	0

5.6 Conclusion

La réutilisation des eaux grises est une alternative à la consommation d'eau potable dans de nombreux pays (Australie, USA, Japon, pays du Moyen-Orient…). Ces eaux sont utilisées comme ressource alternative pour des usages non alimentaires ou sanitaires c'est-à-dire des activités aussi variées que l'arrosage des espaces verts, le nettoyage des véhicules, le remplissage des chasses d'eau des toilettes, le nettoyage des sols ou encore des vêtements. Ces utilisations sont cependant réglementées et un suivi des paramètres généraux (PG) et microbiologiques est obligatoire. Pour la France, l'utilisation des eaux grises est actuellement interdite sauf lors d'étude expérimentale. Cependant, étant donné la réglementation sur l'utilisation des eaux grises, il est possible que la question de la réutilisation des eaux grises devienne d'actualité en France. C'est dans ce contexte qu'une étude a été demandée par les instances françaises à l'ANSES sur la réutilisation des eaux grises. Il ressort de cette expertise, certaine recommandation concernant les valeurs seuils à respecter pour la qualité microbiologique et physicochimique.

En s'appuyant sur les résultats des chapitres précédents de ce manuscrit et de la littérature, il apparaît très clairement que les eaux grises ne peuvent pas être utilisées directement dans les conditions réglementaires imposées à l'internationale et celles recommandée par l'ANSES au niveau national. Dans le cadre de ces travaux, les performances d'un prototype de traitement, mis en place au sein du CSTB à Nantes, ont été évaluées. Il ressort de cette étude, que comme évoqué dans le chapitre 3 sur les eaux domestiques que les eaux grises issues de douches sont moins contaminées en alkylphénolset et phtalates que les eaux issues des lave-linge. Ce constat n'est pas vrai pour les paramètres microbiologiques ; les eaux de douches présentaient des concentrations d'environ 20 000 E. Coli/100 ml et d'environ 700 entérocoques/100 ml alors que ces microorganismes ne sont pas détectés dans les eaux de lave-linge. Cependant le traitement mis en place au CSTB a permis de mettre ces deux types d'eaux au même niveau pour la microbiologie puisqu'au bout de seulement une semaine, E. coli et les entérocoques n'étaient plus détectés dans aucune de ces deux eaux grises. Ce traitement s'est avéré très efficace si l'on considère uniquement les eaux de douches. En effet, pour ces eaux, les paramètres généraux respectent toutes les recommandations de l'ANSES. Une exception est cependant à noter pour le carbone organique total puisque 28 jours ne suffissent pas à l'abattre suffisamment pour respecter la recommandation de l'ANSES. Concernant les AP et les PAE qui ne sont pas réglementés, il est aussi préférable de laisser plusieurs semaines les eaux de douches dans les cuves avant utilisation.

Références bibliographiques

Ahmed, W., Gardner T. and Toze S. (2011). "Microbiological Quality of Roof-Harvested Rainwater and Health Risks: A Review." Journal of Environment Quality **40**(1): 13.

Amin, T. and Han M. Y. (2011). "Microbial quality variation within a rainwater storage tank and the effects of first flush in Rainwater Harvesting (RWH) System." Australian Journal of Basic and Applied Sciences **7**(9): 1804.

Association for Rainwater Harvesting and Water Utilisation (fbr), D., Germany (2005). fbr – Information Sheet H 201 Greywater Recycling Planning fundamentals and operation information. D. Association for Rainwater Harvesting and Water Utilisation (fbr), Germany.

Birks, R., Colbourne J., Hills S. and Hobson R. (2004). "Microbiological water quality in a large in-building, water recycling facility." Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research **50**(2): 165.

Boyjoo, Y., Pareek V. K. and Ang M. (2013). "A review of greywater characteristics and treatment processes." Water Sci

Technol **67**(7): 1403-1424.

Coombes, P. J. (2002). Rainwater tanks revisited: New opportunities for urban water cycle management., Univ. of Newcastle, Newcastle, Australia. **Ph.D.**

Eriksson, E., Auffarth K., Henze M. and Ledin A. (2002). "Characteristics of grey wastewater." Urban Water **4**(1): 85-104.

Fewtrell, L. and Kay D. (2007). "Microbial quality of rainwater supplies in developed countries: a review." Urban Water Journal **4**(4): 253-260.

Georgia_Graywater_Guideline_Committee (2009). Georgia Gray Water Recycling Systems Guidelines.

Macomber, P. S. H. (2010). "Guidelines on Rainwater Catchment Systems for Hawai_2010.".

Martinson, B. and Thomas T. (2005). Quantifying the first flush phenomenon. 12th International Rainwater Catchment Systems Conference, Nov 2005. New Delhi, India.

Meera, V. and Ahammed M. M. (2006). "Water quality of rooftop rainwater harvesting systems: a review." Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua **55**(4): 257-268.

Nguyen-Deroche, T. L. N., de Gouvello B., Lucas F., Garrec N. and Gromaire M. C. (2013). "Évaluation de la qualité de l'eau de pluie en vue de son utilisation : vers la définition de paramètres pertinents et de protocoles adaptés." European journal of water quality **44**(1): 1-12.

Nolde, E. (1999). "Greywater reuse systems for toilet flushing in multi-storey buildings–over ten years experience in Berlin." Urban Water **1**(4): 275-284.

Nolde, E. (2005). "Greywater recycling systems in Germany — results, experiences and guidelines." Water Sci Technol **51**(10): 203-210.

Schets, F., Italiaander R., van den Berg H. and de Roda H. A. M. (2010). "Rainwater harvesting: quality assessment and utilization in The Netherlands." Journal of water and health **8**(2): 224.

Spinks, A. T., Coombes P., Dunstan R. and Kuczera G. (2003). Water Quality Treatment Processes in Domestic Rainwater Harvesting Systems. International Hydrology and Water Resources Symposium (28th : 2003 : Wollongong, N.S.W.). Barton, A.C.T., Institution of Engineers, Australia**:** 2.227-222.234.

Struck, S. (2011). Rainwater Harvesting for Non-potable Use and Evidence of Risk Posed to Human Health, British Columbia Centre for Disease Control.

Texas_Water_Development_Board (2005). The Texas Manual on Rainwater Harvesting-third edition. Austin (TX).

The_Georgia_Guidelines_Committee (2009). Georgia Rainwater Harvesting Guidelines.

van der Sterren, M., Rahman A. and Dennis G. R. (2013). "Quality and Quantity Monitoring of Five Rainwater Tanks in Western Sydney, Australia." Journal of Environmental Engineering **139**(3): 332-340.

6 CONCLUSION GENERALE

Les recherches effectuées dans le bâtiment expérimental AQUASIM au sein de CSTB Nantes avec le Laboratoire Eau, Environnement et Systèmes Urbains (LEESU) de l'École des Ponts ParisTech (UMR MA 102), dans le cadre de cette thèse, avaient pour objectif l'étude de la caractérisation et l'évolution de la qualité microbiologique et physicochimique des eaux alternatives (eau de pluie récupérée en aval de toiture et les eaux grises issues de douche et lave-linge) dans le stockage au sein du bâtiment. Ainsi, 3 expérimentations concrètes ont été menées afin de fournir des données scientifiques objectives. Plus précisément, ces travaux comprennent six parties.

Dans le premier chapitre, une étude bibliographique sur la récupération, stockage et réutilisation des eaux alternatives au sein du bâtiment et aux milieux urbains a été réalisée. Ce chapitre présente l'état de connaissances dans la domaine de l'utilisation des eaux alternatives et trouver les points nécessitant des avancées dans ce domaine. Elle a notamment permis d'établir une liste de paramètres physicochimiques et microbiologiques pertinents pour caractériser leurs différentes qualités à la production, mais également leur évolution au cours du stockage.

Le second chapitre a permis de présenter de manière synthétique la « démarche scientifique » et la philosophie de la construction de notre étude. Y sont présentés les objectifs des différentes expérimentations, décrites les stratégies expérimentales et les données obtenues. Il s'agira d'insister sur l'idée de produire des données de caractérisation en conditions contrôlées, et d'énoncer les principes généraux adoptés permettant la traduction de cette idée en des expérimentations concrètes au sein d'AQUASIM.

Le troisième chapitre consiste en la présentation de résultats issus d'expérimentations préliminaires réalisées précédemment mais toujours dans le bâtiment de l'AQUASIM pour les deux objectifs suivants: d'une part, fournir des données complémentaires à l'état de l'art ; d'autre part, contribuer à définir la stratégie pour les expérimentations suivantes.

Le quatrième chapitre présente les deux principales expérimentations menées au sein du bâtiment expérimental AQUASIM du CSTB Nantes réalisées au cours de 2014, Ces expérimentations concernent des stockages d'eau de pluie issue de sa terrasse et d'eau grise issue d'un lave-linge d'une laverie interne au CSTB. Il s'est agi de mener un focus particulier de comparaison de deux qualités différentes d'eaux alternatives au sein du bâtiment (eau de pluie et eau grise de lave-linge) pour s'interroger sur les conséquences des différences des qualités d'origine sur l'évolution de la qualité en cours de stockage. Ce suivi a permis d'analyser les phénomènes d'évolution des indicateurs microbiologiques présents et de la qualité physico-chimique dans ces eaux.

- Concernant l'eau destinée à la consommation humaine (EDCH), sa qualité initiale microbiologique est en bons niveaux. Cependant, les microorganismes ont tendance de se dégrader dans l'EDCH au cours du stockage. Au regard des paramètres comme MES, Turbidité, les indicateurs des matières organique, la pollution est en faible concentration dans l'EDCH, ce qui signifie la capacité des microorganismes à proliférer sans de teneur important de nutriment.
- Sur l'eau de pluie, les deux expérimentations prouver l'existence de l'inactivation des indicateurs microbiologiques fécaux tel que les coliformes totaux, *E.coli* et les entérocoques intestinaux dans l'eau de pluie au cours du stockage. Cette constate signifier la potentiel de stockage de l'amélioration de la qualité microbiologique de l'eau de pluie. Il n'y a pas de différence significative de la qualité physicochimique et microbiologique entre les trois prélèvements, ce qui signifie l'absence de la stratification dans le stockage de l'eau de pluie.
- L'eau grise de lave-linge contient une concentration important les pollutions microbiologiques et physicochimiques. Sa concentration en DCO et en indicateurs microbiologiques est comparable ou même supérieur à celle de l'eau usée brute domestique. Malgré la prolifération des indicateurs microbiologiques dans les premières 24 heures a été observées dans les deux expérimentations, la qualité microbiologique de l'eau stockage n'est pas inférieur à celle de l'eau produite. Aucune prolifération des indicateurs fécaux à long terme n'a été observée pendant les deux expérimentations. Il n'y a pas de différence significative de la qualité physicochimique et microbiologique entre les trois prélèvements, ce qui signifie l'absence de la stratification dans le stockage de l'eau grise de laverie.

Enfin le chapitre 5 renvoie à une dernière expérimentation réalisée dans le bâtiment de l'AQUASIM sur des stockages d'eau grise issue de douche et d'un lave-linge d'une laverie interne au CSTB au cours de l'année 2015. Cette étude a été réalisée conjointement entre le CSTB-Nantes, le LCPP et le LEESU. Il s'est agi de mener un

focus particulier de comparaison de deux qualités différentes d'eaux grises domestiques (lave-linge et douches) pour s'interroger sur les conséquences des différences des qualités d'origine sur l'évolution de la qualité en cours de stockage. Ce suivi permettra d'analyser les phénomènes d'évolution des indicateurs microbiologiques et les deux micropolluants émergeants (alkylphenols et phthalates) présents dans ces eaux.

En s'appuyant sur les résultats des chapitres 3, 4 et 5, il apparaît très clairement que les eaux grises ne peuvent pas être utilisées directement dans les conditions recommandées au niveau international ni celles recommandées par l'ANSES au niveau national. Il ressort de cette étude que les eaux grises issues de douches sont moins contaminées en alkylphénols et phtalates que les eaux issues des lave-linge. Ce constat n'est pas vrai pour les paramètres microbiologiques ; les eaux de douches présentaient des concentrations d'environ 20 000 E. Coli/100 ml et d'environ 700 entérocoques/100 ml alors que ces microorganismes ne sont pas détectés dans les eaux de lave-linge. Cependant le stockage mis en place au CSTB a permis de mettre ces deux types d'eaux au même niveau pour la microbiologie puisqu'au bout de seulement une semaine, *E. coli* et les entérocoques intestinaux n'étaient plus détectés dans aucune de ces deux eaux grises. Cette seule modalité de stockage s'est avérée efficace si l'on considère uniquement les eaux de douches. En effet, pour ces eaux, les paramètres généraux respectent les recommandations de l'ANSES. Une exception est cependant à noter pour le carbone organique total puisque 28 jours ne suffissent pas à abattre suffisamment ce paramètre pour respecter la recommandation de l'ANSES. Concernant les AP et les PAE qui ne sont pas réglementés, il est aussi préférable de laisser plusieurs semaines les eaux de douches dans les cuves avant utilisation.