



HAL
open science

LA VILLE ET SES EAUX. Vers une gestion “durable” des eaux urbaines

Martin Seidl

► **To cite this version:**

Martin Seidl. LA VILLE ET SES EAUX. Vers une gestion “durable” des eaux urbaines. Sciences de l'environnement. Paris Est Sup, 2022. <tel-04035876>

HAL Id: tel-04035876

<https://enpc.hal.science/tel-04035876v1>

Submitted on 18 Mar 2023

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

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



Distributed under a Creative Commons CC BY-NC 4.0 - Attribution - Non-commercial use - International License



LA VILLE ET SES EAUX

Vers une gestion « durable » des eaux urbaines

Mémoire et notice pour l'obtention de l'habilitation à
diriger les recherches, Université Paris-Est

Martin SEIDL

Sous la direction de Bruno Tassin

Soutenue à Champs-sur-Marne, le 13 juin 2022

JURY :

Béatrice Bechet, UGE Nantes (*rapportrice*)

Sarah Dorner, Polytechnique de Montréal, Canada (*rapportrice*)

Jean-Luc Bertrand Krajewski, INSA Lyon (*rapporteur*)

Danielle Dagenais Université de Montréal, Canada

Jean-Marie Mouchel, Sorbonne Université

Nilo Nascimento, Université Fédérale de Minas Gerais, Brésil

Bruno Tassin, Ecole des Ponts ParisTech

Il pleut

Averse averse averse averse averse
pluie ô pluie ô pluie ! ô pluie ô pluie ô pluie
gouttes d'eau gouttes d'eau gouttes d'eau gouttes d'eau
parapluie ô parapluie ô parapluie ô !
paragouttes d'eau paragouttes d'eau de pluie
capuchons pélerines et imperméables
que la pluie est humide et que l'eau mouille et mouille
mouille l'eau mouille l'eau mouille l'eau mouille l'eau
et que c'est agréable agréable agréable
d'avoir les pieds mouillés et les cheveux humides
tout humide d'averse et de pluie et de gouttes
d'eau de pluie et d'averse et sans un paragoutte
pour protéger les pieds et les cheveux mouillés
qui ne vont plus friser qui ne vont plus friser
à cause de l'averse à cause de la pluie
à cause de l'averse et des gouttes de pluie
des gouttes d'eau de pluie et des gouttes d'averse
cheveux désarçonnés cheveux sans parapluie

Raymond Queneau, 1952

Si tu t'imagines, NRF Gallimard, coll. Le Point du Jour, Paris

Partie I : MÉMOIRE

Table des matières

CHERCHER SA VOIE (VOIX) (Avant-propos ou le contexte humain).....	12
1 LES OBJETS DE L'HYDROLOGIE URBAINE (le contexte scientifique)	17
1.1 Le champ lexical.....	17
1.2 Le parcours	18
2 LA VILLE ET SON BASSIN.....	21
2.1 Les effets de l'urbanisation.....	22
2.1.1 Effet de l'imperméabilisation sur l'hydrologie des bassins versants du lac ..	22
2.1.2 Les flux polluants des périphéries de Belo Horizonte (Brésil)	27
2.1.3 Les dépôts sédimentaires comme archives de pollution urbaine, l'exemple de Yaoundé (Cameroun).....	31
2.1.4 Les rejets urbains par temps de pluie à Paris	34
ENCART : RUTP	34
2.1.5 Fiche synthèse flux.....	42
2.2 Impact des ruissellements urbains sur l'écosystème aquatique	44
2.2.1 L'impact des RUTP sur le phytoplancton	44
ENCART : ION LIBRE	45
2.2.2 Impact du ruissellement sur les rotifères.....	49
2.2.3 Fiche synthèse impact	54
2.3 Conclusions 2	55
3 ÉPURER À L'AIDE DU VÉGÉTAL	57
3.1 Gérer le ruissellement.....	57
3.1.1 Toitures végétalisées et polluants.....	58
3.1.2 Noues et fosses d'infiltration sous régime tropical.....	64
3.1.3 Filtre paysager pour la gestion du ruissellement d'un quartier périurbain...	69
3.1.4 La gestion des techniques alternatives dans l'Est parisien.....	75
3.1.5 Fiche de synthèse ruissellement	82
3.2 Traiter les eaux usées.....	84
3.2.1 Fonction du sol dans l'assainissement autonome	84
3.2.2 Filtres plantés comme post-traitement au Brésil.....	87
3.2.3 Lagunage à macrophytes pour le recyclage des nutriments en Afrique	91
3.2.1 Fiche de synthèse traitement	96
3.3 Conclusions 3	98

4	EAUX DE VILLE	101
4.1	Les ressources alternatives.....	102
4.1.1	Optimiser les ressources secondaires a travers d'un réseau d'eau non	102
4.1.2	Quelle eau pour le nettoyage urbain ?.....	114
4.1.3	Utiliser les eaux de pluie.....	123
	ENCART : QUALITÉ	126
4.1.4	Fiche synthèse ENP	132
4.2	La ville, l'eau et ses habitants	133
4.2.1	Acceptabilité des alternatives à l'eau potable.....	133
4.2.2	Qu'en est-il du désir de baignade des franciliens ?.....	138
4.2.3	Le rôle du territoire dans la perception de la trame verte et bleue	142
4.2.4	Fiche de synthèse eau et les habitants.....	150
4.3	Conclusions 4	151
5	LA PERSPECTIVE, CLOSING THE LOOP	153
5.1	Le chemin parcouru	154
5.2	Le(s) chemin(s) de demain.....	158
5.2.1	La nature au service de la ville, l'arbre de pluie.....	159
5.2.2	Cycle court de l'eau, vers un approvisionnement protéiforme	160
5.2.3	Cycle court de l'eau, maison é(au)tonome.....	161
	Références utilisées.....	163

Préface

Ce document est le fruit de quasiment trente années de recherche scientifique en hydrologie urbaine, principalement au LEESU à l'École de Ponts et à l'EHR à l'Université de Minas Gerais, au Brésil. Avant de me perdre dans des thèses et antithèses, je voudrais remercier avant tout mes parents qui m'ont éduqué dans la curiosité du monde et du vivant et qui m'ont donné la possibilité d'étudier à volonté. Je voudrais également remercier Renata et Mory pour leur soutien et leur patience, car le temps d'écriture c'est du temps en moins pour la famille. Je voudrais également remercier Bruno, pour ses conseils et ses remarques toujours pertinents. Pour terminer, je remercie d'avance les rapporteurs et le jury d'avoir accepté cette dernière évaluation.

Liste des figures

<i>Figure 1 : (A) Nuage des 105 termes uniques dans les titres des textes produits en fonction de leur fréquence de retour (WorditOut ((Enideo, 2021)). Les mots runoff/stormwater et watershe/catchment ont été fusionnés, la fréquence minimale visualisée est 3. (B) Les clusters identifiés dans l'ensemble par (Vosvieuwer (CWTS, 2020)).</i>	18
<i>Figure 2 : Évolution thématique par objet avec mention des principaux projets. La codirection des thèses et l'organisation des séminaires associés est indiquée avec des tirets (voir notice personnelle).</i>	19
<i>Figure 3 : Les bassins versants étudiés. Points : mesure du niveau d'eau des rivières. Flèches : pluviomètres. Bleu : données collectées par les auteurs avec une fréquence de 5 min. Rouge : données mises à disposition par la mairie de Belo Horizonte avec une fréquence de 10 min. Coordonnées du lac Pampulha : 19°55'S, 43° 56'W. Dénivelé du territoire : 500 mètres entre le point le plus bas et le point le plus haut.</i>	24
<i>Figure 4 : Évolution historique de l'urbanisation du bassin versant Agua Funda, (A) 28/11/2002-(B) 29/7/2018 (© DigitalGlobe, 2018). Cercle barré : constructions informelles. Étoile : lotissement planifié. Données PBH 2018.</i>	25
<i>Figure 5 : Relation entre la couverture des surfaces végétalisées et le coefficient de ruissellement pour les sous-bassins des quatre bassins versants étudiés. Les points avec un changement de surface de plus de 20 % sont annotés, les codes de 2002 ont des astérisques, tandis que les codes de 2007 sont soulignés. Pour chaque bassin versant, le changement le plus important est marqué par une flèche rouge.</i>	26
<i>Figure 6 : Réseau hydrographique de Belo Horizonte et l'état de canalisation (couverture) des cours d'eau (Lucas et al., 2015).</i>	28
<i>Figure 7 : Qualité de l'eau du ruisseau Quaresma pendant le temps sec (5 campagnes de temps sec de 24 heures). La ligne continue représente une régression polynomiale.</i>	29
<i>Figure 8 : Niveaux des micropolluants du bassin versant de Quaresma, concentrations moyennes et distributions statistiques (n=12).</i>	29
<i>Figure 9 : Flux de polluants en périodes de temps sec et humide générés par le bassin versant du Brejo Quaresma (Seidl, Petrucci, et al., 2014)</i>	30
<i>Figure 10 : Évolution des concentrations des micropolluants dans les sédiments du lac Municipal à Yaoundé</i>	32
<i>Figure 11 : (A) Évolutions de la population du bassin versant de la Mingoa et de la concentration de MeP dans la carotte WP017 ; (B) Évolution du nombre de véhicules en circulation, de la consommation d'essence à Yaoundé et du plomb dans le sédiment (Matcheubou, Elambo Nkeng et al., 2009 ; Tamo Tatiéte, 2008).</i>	33
<i>Figure 12 : Bassin versant expérimental à Boulogne-Billancourt (92).</i>	36
<i>Figure 13 : Évolution de la biodégradabilité par temps de pluie à Boulogne en fonction de la lame d'eau exprimée comme le rapport DBO₅/DCO</i>	37
<i>Figure 14 : Distribution du carbone organique en classes de dégradabilité par temps sec et par temps de pluie, à la même station (S4c).</i>	38
<i>Figure 15 : Évolution du profil de conductivité en aval de l'usine de Clichy (CSO), suite au rejet de 22 août 1996. (B) pont de Gennevilliers. (F) barrage de Chatou.</i>	40
<i>Figure 16 : Effet de l'action complexante de l'EDTA sur la toxicité des eaux filtrées du RUTP de Clichy le 20 août et le 29 octobre 1996 (Seidl, Huang and Mouchel, 1998)</i>	47
<i>Figure 17 : Effet d'impact toxique du déversement du 22 août 1996 simulé avec ProSe. Ligne continue modélisation sans effet toxique et en pointillé avec des degrés de toxicité différents (Even et al., 2004)</i>	48
<i>Figure 18 : Toxicité des échantillons bruts du ruissellement autoroutier de Stockholm avec le rotifère <i>Brachionus calyciflorus</i> et l'effet de complexation des métaux (Baun et al., 2008).</i>	52

Figure 19 : Pourcentage d'inhibition de la croissance des algues comparée avec celle des rotifères en utilisant les eaux de ruissellement de quatre villes européennes (Scholes et al., 2007).....	53
Figure 20 : Distribution des concentrations de ruissellement mesurées pour les retombées atmosphériques (RA), la toiture de référence bitume (BI) et la toiture végétalisée (SE3Y). Les boxplot indiquent les valeurs médianes, Q25-Q75 et minimum-maximum.	61
Figure 21 : Flux de polluants d'un tissu urbain de Paris, avant et après substitution de toutes les toitures par des toitures expérimentales de référence et végétalisées.	63
Figure 22 : Flux de polluants du tissu urbain de Paris, utilisant la concentration des eaux pluviales (échelle logarithmique). Tous les toits conventionnels ont été remplacés par des toits verts. Les lettres en gris indiquent le niveau de contaminants.	63
Figure 23 : Schéma du dispositif de traitement du campus de l'UFMG, tranchée d'infiltration et noue de rétention.....	65
Figure 24 : Comparaison d'efficacité de traitement des MES des deux dispositifs	67
Figure 25 : (A, à gauche) Position des filtres de traitement (rouge) et de stockage (bleu) avec les points de suivi (entrée et sortie). (B, à droite) Structure du filtre à sable avec diamètre des particules du substrat décroissant de l'entrée vers la sortie : gravier, gravier fin, sable grossier, sable fin, (gravier fin) et sens d'écoulement. Les lettres indiquent les points de prélèvement du substrat (BD3).....	70
Figure 26 : (A, à gauche) Exemple d'entrée (rouge) et de sortie (bleu) de la première série de filtres. (B, à droite) Le ralentissement du débit de pointe pour la période juin-septembre 2017, estimé pour 14 événements. La ligne en gris représente le niveau d'eau à l'entrée du premier filtre.	71
Figure 27 : Concentrations totales à l'entrée du système (paramètres globaux n=12, ETM n=8, micropolluants n=4).....	72
Figure 28 : Efficacité de l'ouvrage pour l'abattement des concentrations totales des paramètres globaux et des micropolluants en fonction de la méthode de calcul. Point bleu : médiane des efficacités événementielles ; Point blanc : efficacité avec une valeur médiane entrée et sortie ; Triangles : idem avec des moyennes (globaux n=12, ETM n=8, micropolluants n=4).....	73
Figure 29 : (A) CAH avec 20 éléments minéraux pour les sédiments (n=5), les extraits de substrat (n=18) et les MES entrantes (n=5) et sortantes (n=3).....	74
Figure 30 : Vues des techniques alternatives du Clos Saint-Vincent. (A) Noues bordant le mail central ; (B) Place inondable à l'ouest © Martin Seidl 2014	76
Figure 31 : Aménagements pour la gestion des eaux pluviales Cité Paul Bert. (A) Place centrale avec chaussée drainante et bassin de stockage ; (B) Parking drainant © Martin Seidl 2016.....	77
Figure 32 : Le Quartier des Trois Rivières à Stains et ses aménagements pour la gestion des eaux pluviales. (A) place centrale avec mini bassins de stockage à ciel ouvert ; (B) Caniveaux à fentes © M. Seidl 2016 /CD93	78
Figure 33 : Évolution des paramètres globaux de qualité en travers du système de traitement. FS : fosse séptique, MF : massif filtrant et S : sol.	85
Figure 34 : Teneurs en parabène (en log) et/ou triclosan, dans les effluents de la fosse septique (FS) à la sortie du massif filtrant (MF) et au niveau d'évacuation dans le sol sous-jacent (S).....	86
Figure 35 : Le dispositif expérimental de la STEP Arrudas (à gauche) avec le détail des filtres, vus d'aval vers amont (à droite). Coordonnées 19.8951299,-43.8786932	87
Figure 36 : Évolution du colmatage de filtre dans le temps matérialisé par un écoulement superficiel. (UNP) référence non plantée ; (UP) filtre planté ; (A-F) zones d'observation.....	88
Figure 37 : Efficacité du système quant à l'élimination du carbone sous forme de distribution des valeurs entrée/sortie observées. La médiane correspond à 50 %. (UASB) Traitement anaérobie ; (WP) Filtre planté ; (WNP) Filtre non planté.....	89
Figure 38 : Évolution des concentrations de DCO filtrées le long des filtres non planté et planté. La distance relative correspond au pourcentage de la distance parcourue par l'eau de la rentrée à la sortie du filtre.....	89
Figure 39 : Bilans des éléments nutritifs.....	90

Figure 40 : Station pilote de l'université Abdou Moumouni à Niamey avec collecte de lentilles d'eau et évaluation de la croissance des poissons	92
Figure 41 : Efficacité de traitement et la contribution des macrophytes (lentilles d'eau) et des microphytes (algues vertes)	93
Figure 42 : Évolutions du poids des Tilapias (A) dans les bassins de pisciculture et de la taille des Moringa oleifera (B) comparées avec les références respectives	94
Figure 43 : Les volumes journaliers du RENP en 10^3 m^3 , estimés à partir des données 2013-2015. Adapté de (Trinh, 2017)	104
Figure 44 : Flux financiers annuels en milliers d'euros liés à la gestion de l'ENP avec la place d'un producteur potentiel des eaux d'exhaure payant la redevance à la ville de Paris en cas d'injection d'eau d'exhaure sur le RENP (en pointillé). (*) L'AESN perçoit une redevance de prélèvement qui varie en fonction de la ressource et de l'usage l'usage. Pour l'ENP en Île-de-France, c'est environ 1.2 ct€/m^3 (AESN, 2018). (**) VNF perçoit une taxe sur les eaux prélevées ou rejetées dans les cours d'eau navigables d'environ 1 ct€/m^3 ; (***) SIAAP perçoit une taxe assainissement pour le traitement des volumes mise à l'égout. Adapté de (Trinh, 2017)	106
Figure 45 : Volumes annuels des eaux d'exhaure rejetées dans l'égout parisien entre 2012 et 2014, tels que déclarés aux services techniques de la Ville de Paris. Adapté de (Trinh, 2017).....	107
Figure 46 : Simulation de la répartition de la conductivité dans le réseau de Bas-Ourcq avec une conductivité initiale de $700 \mu\text{S/cm}$, suite à l'injection de $75 \text{ m}^3/\text{h}$ des eaux d'exhaure à $2480 \mu\text{S/cm}$	110
Figure 47 : Représentation schématique du processus de nettoyage humide des trottoirs à Paris... ..	115
Figure 48 : Résultat des observations MEB : (a) Différence entre le fond géochimique de l'air ambiant et l'air pendant l'exposition, exprimée en pourcentage de changement de la composition du fond ; (b) Composition moyenne des particules du fond géochimique.	118
Figure 49 : (a) Concentrations (minimum, 25 %, médiane, 75% maximum) en coliformes des compartiments concernés par le nettoyage humide issu de trois campagnes des étés 2013 et 2014 à Paris. Les données concernant l'air ambiant sont nulles et ne sont donc pas représentées. (b) Relation entre les deux méthodes d'échantillonnage utilisées pour la surface de la chaussée.....	119
Figure 50 : Histogramme montrant la contamination des aérosols telle que déterminée lors de la campagne de 2014 par qPCR. Les valeurs pour l'eau de nettoyage et l'eau MilliQ sont en Ug/mL . Aérosol M : chaussée moyennement contaminée, Aérosol XL : chaussée fortement contaminée. Les tartes montrent la contribution de chaque compartiment à la charge totale lors du nettoyage de la chaussée. Les données relatives à l'eau représentent la contribution théorique de l'eau telle que calculée par LWC.	120
Figure 51 : Spectres d'émission Fluo 3D normalisés au carbone (1 mg-TOC.l^{-1}) pour la campagne du 26 juin 2014. (a) Eau utilisée pour le nettoyage ; (b) Air ambiant et (c) Air durant le nettoyage.....	121
Figure 52 : L'espace principal du bâtiment de l'ENPC avec 7800 m^2 de collecte (à gauche) et de Rokaz avec 400 m^2 de collecte (à droite). À l'ENPC, la consommation d'eau était en 2009 est de $42 \text{ m}^3/\text{j}$ dont 60 % pour les toilettes pour environ 1 000 visiteurs quotidiens ; à Rokaz, la consommation d'eau était $1 \text{ m}^3/\text{j}$ dont 80 % pour les toilettes pour 80 visiteurs quotidiens.....	124
Figure 53 : Perceptions de la pluie en France et au Brésil, avec la répartition par groupes socioprofessionnels à l'ENPC.	128
Figure 54 : Usages de l'eau de pluie envisagés par les utilisateurs de l'ENPC et de Rokaz. Le pourcentage indique la part des réponses ayant attribué l'eau de pluie à un usage particulier.....	129
Figure 55 : Estimation de la qualité perçue de l'eau de pluie pour les utilisateurs des bâtiments de l'ENPC et de Rokaz sous forme d'une distance de travail acceptable.....	130
Figure 56 : Perception des qualités de l'eau pour les trois usages urbains.....	134
Figure 57 : Les fonctions des plans d'eau évoquées par les riverains.....	140
Figure 58 : Les facteurs limitant l'envie de baignade. La réglementation se rapporte à l'interdiction de la baignade, tandis que la surveillance concerne l'absence de maîtres-nageurs aux abords de l'eau.	141

<i>Figure 59 : Perception de la TVB à Paris (quartier place d'Aligre) et à Noisy-le-Grand (quartier Clos Saint-Vincent). Réponses standardisées.....</i>	<i>145</i>
<i>Figure 60 : Analyse multiple des composantes principales de la perception de l'eau et de la TVB sur les trois territoires utilisant les questions suivantes :.....</i>	<i>146</i>
<i>Figure 61 . Cartes de perception : (A,C): les lignes noires relient le domicile de l'interrogées personnes interrogées (points rouges) aux points de cadre de vie élevé (points verts) ; (. B,C) les lignes rouges relient le domicile de l'interrogées personnes aux zones à améliorer (points violets). Paris : 1) Jardin Baudelaire, 2) Marché Beauvau (marché d'Aligre), 3) La Coulée verte René-Dumont, 4) Rue de Prague, 5) Avenue. Ledru-Rollin. Noisy-le-Grand : 6) Mare aux Canards, 7) Jardin des Artistes, 8) Avenue. Aristide Briand, 9) Place du Marché, 10) Avenue. Maréchal Joffre. © Tristan Bucourt.....</i>	<i>148</i>
<i>Figure 62 : Les perturbations des petit et grand cycles de l'eau par l'urbanisation (Carré and Deutsch, 2015).....</i>	<i>155</i>
<i>Figure 63 : Les perturbations du petit et du grand cycle de l'eau, vers un changement du paradigme dans la gestion du cycle de l'eau en milieu urbain, conduisant à l'intégration des éléments naturels et techniques. Les flèches montrent les changements dans les approches des quatre secteurs clés de la gestion intégrée des ressources en eau en milieu urbain : approvisionnement en eau, traitement des eaux usées, contrôle des eaux pluviales et gestion des écosystèmes aquatiques (Wagner and Breil, 2013). Schéma (Philip, 2011) basé sur les publications du projet SWITCH (cf §3.1.2).....</i>	<i>157</i>
<i>Figure 64 : Croisement des concepts utilisés et positionnement des objets étudiés</i>	<i>158</i>

Liste des tableaux

Tableau 1 : Concentration moyenne du ruisseau Quaresma sur la base de 5 événements pluvieux et de 2 périodes de 24 heures de temps sec.....	30
Tableau 2 : Bilans de carbone et oxygène à Chatou pour les trois événements étudiés	41
Tableau 3 : Paramètres totaux suivis pendant les événements pluvieux sur le site de Stockholm (STO). Les échantillons 8,9 et 10 ont été collectés pendant la fonte de neige avec périodes de salage (Scholes et al., 2007; Baun et al., 2008)	50
Tableau 4 : Concentrations pour 10, 20 et 50 % d'inhibition d'activité, pour la bactérie (<i>V. fischerii</i>) et l'algue (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>) exposées au ruissellement urbain. Les valeurs indiquent les dilutions du ruissellement en volume d'échantillon en millilitre par litre d'essai. "-" Le calcul d'EC n'était pas possible.....	52
Tableau 5 : Principales caractéristiques des événements pluvieux analysés sur le site de Trappes (n=10)	59
Tableau 6 : Spécification des surfaces utilisées pour l'estimation du flux global. Concentrations moyennes du Marais (*) (Gromaire et al., 1999) (**) (Zgheib, Moilleron and Chebbo, 2012)	60
Tableau 7 : Flux annuels générés par les toitures végétalisées et de référence, avec leur rapport. En vert : rétention, en orange : relargage.....	62
Tableau 8 : Concentrations événementielles des ruissellements traités comparés aux valeurs de référence : *(Vivacqua, 2005);**(Bertrand-Krajewski et al., 2000); ***(DALIGAULT et al., 1998). (#) teneurs sur 4 minutes, égales à 1.8* CME.....	68
Tableau 9 : Estimation des flux annuels générés par l'avenue Carlos Luz à Belo Horizonte basée sur une dizaine d'évènements suivis entre 2008 et 2009, un coefficient de ruissellement de 0.9 et une pluviométrie annuelle de 1 200 mm	68
Tableau 10 : Flux des principaux polluants basés sur les concentrations totales mesurées au point d'entrée.....	72
Tableau 11 : Description des aménagements, conçus pour une pluie décennale, nécessitant 12 heures pour une vidange complète. La limite de ruissellement pour les espaces drainés est de 10 L/s/ha.....	78
Tableau 12 : Dimensionnement du système expérimental utilisé.....	88
Tableau 13 : Concentrations moyennes des principaux éléments à l'entrée (UASB) et à la sortie des différents composants du système. (*) valeurs de Dias (Dias et al., 2014) travaillant avec les mêmes eaux usées, (**) WP \ WNP.....	88
Tableau 14 : Principales caractéristiques de la station expérimentale à Niamey.....	93
Tableau 15 : Qualité moyenne de l'eau d'exhaure des parkings à Paris (2016, n=20), avec entre parenthèses les valeurs du plus grand producteur Meyerbeer, comparée à la qualité moyenne de l'ENP (2013, n=35), avec les normes d'injection. (*) Pourcentage des points de suivi inférieur à la limite de 1 UFC/100 ml.....	108
Tableau 16 : Coûts HT en euro/m ³ des eaux d'exhaure, liés à leur évacuation et injection dans le RENP. Adapté de (Trinh, 2017). « X » représente le gestionnaire du parking. (*) Coûts liés à l'énergie pour le relevage de 30 m et l'amortissement des pompes ; (**) Coûts liés aux charges d'un traitement complet, incluant l'énergie de relevage, de l'injection et l'amortissement.	111
Tableau 17 : Indices humiques pour l'eau ultra pure stérile (18 MΩ), l'eau de nettoyage, l'extrait de l'air ambiant et l'extrait d'aérosol de nettoyage. Les valeurs sont normalisées pour 1 mg-TOC.l ⁻¹	122
Tableau 18 : Perception des risques, les équivalences probables entre types d'utilisation, distance de travail et paramètres classiques de qualité d'eau pour (*) l'eau potable (JO, 2007) et (**) l'eau de baignade (JOCE, 1975). La valeur Secchi de 1 m a été convertie en 50 NTU, correspondant à une première perte perceptible de transparence.	125
Tableau 19 : Données de qualité, moyenne sur 5 pluies avec l'écartype	126
Tableau 20 : Synthèse des enquêtes avec lesauprès des particuliers (N = 312, échantillon redressé)	135
Tableau 21 : Synthèse des entretiens avec les grands acteurs et des enquêtes auprès du public	137

Liste des acronymes

- AEP : Alimentation en eau potable
- ANC : Assainissement non collectif
- ARS : Agence régionale de santé
- CDD : Contrat durée déterminé
- CEREVE : Centre de recherche eau, ville, environnement
- CERGRENE : Centre d'enseignement et de recherche pour la gestion des ressources naturelles et de l'environnement
- CME : Concentration moyenne de l'évènement
- DBO5 : Demande biochimique en oxygène
- DCE : Directive cadre sur l'eau
- DCO : Demande chimique en oxygène
- EH : Equivalent habitant
- ENPC : Ecole nationale des ponts et chaussée
- EP : Eaux pluviales
- ETM : Eléments traces métalliques
- EU : Eaux usées
- GIRE : Gestion intégrée de ressources en eau
- HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques
- HDR : Habilitation à diriger la recherche
- LABAM : Laboratoire de bio-électrochimie et d'analyse du milieu
- LEESU : Laboratoire eau, ville, environnement et système urbains
- MEDDE : Ministère de l'Écologie, du développement durable et de l'énergie
- MEEDDM : Ministère de l'Écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer
- NTIC : Nouvelles technologies de l'information et de la communication
- OPUR : Observatoire des polluants urbains à Paris
- PBH : Prefeitura Belo Horizonte, (mairie de la ville de
- PCB : Polychlorobiphényles
- PIREN : Programme interdisciplinaire de recherche sur l'environnement de la Seine
- PLU : Plan local d'urbanisme
- PPRI : Plan de prévention du risque inondation
- QMRA : Quantitative microbiological risk assesement
- RUTP : Rejets urbains par temps de pluie
- SDAGE : Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux
- SEDIF : Syndicat des eaux d'Île-de-France
- SfN : Solution fondées sur la nature
- SGE SAGE : Sciences et génie de l'environnement - Systèmes aquatiques et gestion de l'eau
- SHS : Science humaine et sociales
- SIAAP : Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne
- STEA : Service technique eau et assainissement
- STEP : Station de traitement des eaux polluées
- TA : Techniques alternatives pour la gestion des eaux de ruissellement
- UFMG : Universidad federal de Minas gerais
- UPEC : Université Paris-Est Créteil
- WEF : Water energy food nexus
- WSUD : Water sensitive urban design

CHERCHER SA VOIE (VOIX)

(AVANT-PROPOS OU LE CONTEXTE HUMAIN)

L'objectif principal de ce document est l'obtention de l'Habilitation à diriger les recherches, la fameuse « HDR ». L'HDR, d'après sa définition¹, sanctionne la reconnaissance du haut niveau scientifique du candidat, mais également de son aptitude à diriger et encadrer. Il s'agit ainsi, d'une part, d'évaluer au travers d'un manuscrit son auteur et, d'autre part, d'évaluer ses capacités à diriger des travaux de recherche. Selon les individus, cette démarche est initiée à des âges et des phases de carrière professionnelle différents, souvent en fonction d'objectifs secondaires qui peuvent être comme une augmentation de salaire ou une promotion, ou plus existentiels, comme de pouvoir diriger des thèses ou vouloir aller jusqu'au plus haut des titres universitaires. Ce sont davantage ces deux dernières considérations qui me motivent. La maturité, comme le respect, ne se décrète pas. Elle s'acquiert plus ou moins rapidement en fonction du caractère, de l'éducation et du parcours professionnel. Étant quelqu'un de nature curieuse, plutôt téméraire, que d'autres qualifient peut-être de dispersé et d'aventureux, j'ai emprunté des chemins que d'autres auraient laissés de côté. L'HDR est ainsi pour moi une (é)preuve d'une certaine maturité, mais aussi un moment de rétrospective et d'introspection. Pour mieux comprendre et situer cet écrit issu d'un parcours plutôt long, et pas toujours rectiligne, quelques propos liminaires me paraissent utiles. Pour pouvoir apprécier des jeux de données, il faut savoir dans quelles conditions ces données ont été obtenues ; cela n'augmente pas leur valeur en absolu, mais cela permet de mieux les comparer et de mieux les appréhender. Il en est de même pour ma recherche.

Le présent document tente de résumer l'ensemble de mes activités de recherche depuis mon arrivée en France, en 1991 en tant qu'assistant-chercheur au LABAM², laboratoire de l'Université Paris 12-Créteil, dirigé par le professeur Daniel Thévenot pour travailler sous la direction de Jean-Marie Mouchel, chercheur au CERGRENE, sur la problématique des rejets urbains par temps de pluie (RUTP) dans le cadre du programme PIREN-Seine. Après un parcours universitaire à Wageningen aux Pays-Bas en assainissement et en écotoxicologie aquatique sur les éléments trace métalliques, ce pas peut paraître logique. Passer d'une approche anglo-saxonne ouverte à une approche latine plus fermée, francophone, l'était cependant bien moins. Entre la capacité exceptionnelle de synthèse et la multitude d'idées de Jean-Marie à tester, vérifier ou écarter et le dirigisme de Daniel, père fondateur du laboratoire, j'ai appris à faire pas à pas mon chemin parisien. Étant intéressé de poursuivre dans la recherche, je me suis laissé convaincre de continuer en thèse, sans me soucier au départ de la difficulté de la phase finale. Ma thèse au CERVE a approfondi la problématique des RUTP en les suivant en direct, échangeant les balades souterraines, déguisé en égoutier, pour mieux connaître les matières rejetées, avec les sorties en Zodiac sur la Seine pour mesurer leur impact. Le travail sur le phytoplancton m'a permis de développer une approche écotoxicologique autour de l'ion libre pendant un séjour de six mois chez le professeur Campbell à l'Université de Québec. L'accueil québécois et l'approche anglo-

¹<https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000000298904/2020-10-26/>

² Laboratoire de Bioélectrochimie et Analyse du Milieu de l'Université Paris-XII ayant fusionné avec le CERGRENE de l'ENPC pour donner le CERVE

saxonne retrouvée m'ont aidé à passer sans grand souci les épreuves d'un hiver rude et ce ne sont finalement que les obligations de ma thèse qui m'ont fait revenir. La fin de la thèse sous pression financière et l'impossibilité – à l'époque – de soutenir sur des articles et avec un manuscrit en anglais, me posaient des questions personnelles, voire existentielles, sur l'utilité de mon travail scientifique. À quoi bon écrire si personne ne va me lire ? Pourquoi chercher des solutions techniques si, au final, les solutions resteront principalement politiques ou économiques ? Aujourd'hui j'ai compris que nous sommes lus, même si ce n'est parfois qu'en diagonale, et que les politiques ont besoin de nos données techniques pour décider. Et même si les politiques suivent souvent les lobbies, qui ne sont pas ceux de l'environnement, il ne faut pas baisser les bras. Mais pour comprendre cela, il m'a fallu du temps. La fin de thèse est le point crucial d'une carrière. Si la majorité des thésards y parvient, seulement la moitié d'entre eux poursuivent dans le secteur académique³. Me concernant, j'ai choisi d'être dans l'autre moitié en me vouant au monde de la valorisation scientifique, décidant élargir mes de compétences aux multimédia et imagerie numérique – alors un champ tout juste émergent – en suivant un master de Photographie et Multimédia à Paris 8. Avec un nouveau diplôme et un projet éducatif sous le bras j'ai tenté de produire un premier CD-Rom⁴ sur l'hydrologie urbaine. Mais des partenaires socio-économiques encore trop frileux pour investir dans les NTIC et des Agences de l'eau encore fidèles au papier ont fait que le projet a tardé à se finaliser. La création multimédia, à l'instar des arts plastiques, ne fait pas voyager et ne nourrit que très peu son homme. De plus, elle emploie une autre partie du cerveau⁵ que les sciences exactes et le traitement des problèmes complexes me manquait.

Après un séjour à l'Université de Caracas et de Barquisimeto, au Venezuela, en 2000 pour enseigner l'écotoxicologie, un des partenaires du projet CD-Rom, le Programme Solidarité Eau me propose de retravailler sur la problématique de l'eau, mais cette fois en Afrique. Fort d'une première expérience avec la mise en place d'un cybercafé à Cotonou, j'accepte. La découverte de la science-action me ramène ainsi au monde de la recherche. Jean-Marie est partant pour cette nouvelle aventure et le projet est accepté. Je repars sur l'assainissement écologique au Niger pour mieux connaître l'Afrique de l'Ouest et faire connaissance avec les sciences sociales. Je découvre la valeur et l'indispensabilité des enquêtes ménages dans la mise en place d'un système d'assainissement. C'est un travail passionnant, hors des collecteurs et des sentiers battus. Il y a vingt ans le traitement écologique et la réutilisation de l'azote et du phosphore n'étaient pas une innovation envisageable en France. Les élus et les entreprises françaises voulaient tous du dur, des pompes et des cuves en béton. Le concept « écolo » était aussi peu en faveur que de faire de la science dans les pays de Sud. Je me suis alors réorienté vers des financements plus sûrs et un projet européen autour du ruissellement urbain. En parallèle, je me consacrais à l'édition du magazine H2O⁶ et à des actions de vulgarisation des connaissances scientifiques dans le domaine de l'eau.

En 2006, l'enchaînement de petits contrats se tarit et je saute sur l'occasion qui m'est proposée de partir à la fin de l'année pour deux ans en postdoc au Brésil chez Nilo, un ancien du

³https://www.lemonde.fr/campus/article/2017/12/18/apres-un-doctorat-des-debouches-tres-variables-selon-les-disciplines_5231306_4401467.html

⁴ <https://en.wikipedia.org/wiki/DVD>

⁵ Karolis V.R., Corbetta M., Thiebaut de Schotten M. (2019) "The architecture of functional lateralisation and its relationship to callosal connectivity in the human brain". *Nature Communications* 10:1417

⁶ <https://www.h2o.net/>

CERGRENE. Bien que le Brésil soit le « plus grand pays africain » hors Afrique, il me fallait m'approprier la langue et la culture. Sur place j'ai pu joindre le projet européen SWITCH pour travailler sur la gestion des eaux urbaines de la ville de Belo Horizonte et les techniques alternatives, avec l'objectif d'évaluer les flux polluants par temps de pluie d'un petit bassin versant pour proposer et ensuite construire un système expérimental de traitement. Grâce à la participation des habitants, on a pu satisfaire les premières deux phases du projet, mais la réalisation des bassins de rétention suivie des filtres plantés a montré les contraintes d'un projet exécutif, où le maître d'ouvrage, la mairie, laisse faire le maître d'œuvre. Bien qu'ayant connu différentes formes de « petite corruption » en Afrique, comme le remplissage des enquêtes à la terrasse d'un maquis à la place des habitants, c'est finalement au Brésil que j'ai rencontré sa forme institutionnelle. Les services techniques ne voulant pas s'impliquer dans un projet dont ils ne voyaient pas l'utilité, ont laissé le soin aux jeunes chercheurs de la faculté d'en élaborer un, selon un budget revu à chaque étape à la baisse, et ce évidemment malgré les promesses initiales faites aux habitants. En l'absence de volonté politique, d'un planning et d'un suivi de chantier adéquat, le projet était voué à l'échec. Entre construction partielle avant la saison des pluies, inondations au moment de cette dernière, détournement du matériel et promotion d'un ouvrage de prétraitement pluvial comme un parc de loisir voulu par des politiciens locaux la veille des élections, c'est finalement la colère populaire engendrée par la déception des habitants qui a détruit le peu que les éléments naturels avaient épargné. Heureusement on a eu plus de chance avec le projet de fosse d'infiltration à l'intérieur du campus universitaire. Collecter des données de terrain au Brésil est plus facile qu'en Afrique, mais relève d'un optimisme permanent. J'ai collaboré à deux thèses en cotutelle avec le Brésil et j'ai co-encadré une thèse localement, mais les exigences locales ne sont pas les mêmes que dans l'Hexagone. En Afrique il fallait souvent payer les institutions pour avoir des données, au Brésil il fallait trouver des étudiants motivés à travailler avec une bourse valant la moitié de ce qu'ils pouvaient gagner avec un premier job après l'université. Leur préoccupation pour les équipements de recherche s'en faisait ressentir. À un moment donné, j'ai eu en stock pour dix-mille dollars US de matériels pour les suivis hydrologiques mais qu'aucun étudiant ne voulait utiliser, cela sans que la faculté ne s'en souciât. C'est encore sans parler des équipements volés ou vandalisés, car laissés sur le terrain pour un « futur » projet. Les étudiants, souvent issus des classes aisées, étaient plus préoccupés par leur bien-être matériel, que par la qualité des données de leur recherche. Aujourd'hui pourtant le vent a tourné, et les chercheurs luttent pour leur propre survie. Devant rester initialement qu'un à deux ans au Brésil, ce pays est finalement devenu ma deuxième patrie, avec des allers et retours réguliers et, en bonus, une belle famille.

En travaillant dans les Suds, on a tendance à « tropicaliser » : on s'adapte et on perd l'exigence. Pour moi, le dilemme était de se poser et prendre racine, passer un concours au Brésil pour enseigner 280 heures en hydrologie quantitative et délaisser mes recherches ou, au contraire, persister tout en continuant dans la précarité et tenter un énième concours en France pour continuer « la science ». Étant déçu du peu de perspectives scientifiques locales et de l'omniprésence de l'injustice sociale, j'ai opté pour la deuxième voie. Après la naissance de mon fils, j'ai convaincu ma compagne de faire un doctorat en cotutelle en France. Fin 2008, j'ai pu retrouver mon appartement à Montreuil et des contrats au CERREVE, et continuer dans les thématiques des eaux pluviales et de la réutilisation. Un travail à temps partiel m'a permis de continuer des activités de recherche au Brésil et de co-encadrer une thèse sur les filtres plantés pour le traitement des effluents domestiques, un objet et une expérience qui allait me servir

plus tard dans le traitement du ruissellement urbain. Mon expérience dans les Suds, renforcée par des programmes de mobilité, à l'instar du programme européen ALFA pour l'Amérique latine et du programme franco-brésilien CAPES-COFECUB, m'ont permis de transformer petit à petit ces expériences en un module d'enseignement pour le master SGE SAGE.

J'ai passé des concours, couru aux heures perdues après les projets et les contrats, toujours muni de l'indispensable marketing du soi. La difficulté des concours pour un chercheur en hydrologie urbaine est leur nombre limité et l'exigence disciplinaire malgré l'interdisciplinarité intrinsèque. Le problème de la recherche contractuelle est la surcharge permanente due au renouvellement de contrat qui occupe environ 30 % du temps de travail et ceci principalement au détriment de la valorisation qui vient alors souvent comme bonus à la fin du projet. Par ailleurs, les contractuels du secteur public n'ont ni prime de précarité ni solde de congé en fin de contrat, contrairement au privé. Le nombre d'avenants est illimité et ce n'est qu'au bout de six ans qu'une éventuelle « CD-Isation » peut intervenir. Cette période m'a appris à être inventif, à faire plus avec du moins et à travailler plus pour autant, et parfois même, moins d'argent. J'ai réussi à monter un certain nombre de petits projets et à mettre en place et co-encadrer deux thèses : une première pour étudier l'impact de l'urbanisation sur le milieu récepteur africain, soutenue en 2013 ; une seconde sur le réseau d'eau non potable parisien, soutenue après mon concours en 2018. Si la première était « cousue de toutes pièces » comme mes contrats, la seconde était déjà réalisée dans les règles de l'art d'un contrat CIFRE⁷.

Heureusement, il existe des concours de « résorption de l'emploi précaire » qui permettent de stabiliser un certain nombre de chercheurs qui ont pu (su) persister avec des emplois en CDD. Fin 2014, j'ai pu emprunter ce chemin de la dernière chance, après plus de dix années de recherche contractuelle principalement au sein de l'École des Ponts, et cela en regrettant parfois mes divagations du passé. Sans nous attarder sur le bras de fer institutionnel qui s'en suivit pour le placement, ce n'est qu'un an plus tard que j'ai repris du poil de la bête et que j'ai pu enfin (re)déposer mes valises avec plus de tranquillité au LEESU. J'ai alors repris la coordination d'un projet-action exploratoire sur l'eau et l'urbanisme, « Réinventer l'eau en ville », gardé au chaud par un collègue et qui a finalement abouti à mon premier ouvrage sorti juste à temps avant la pandémie de COVID. J'ai également repris le co-encadrement d'une thèse sur l'eau non potable, montée pendant la préparation de mon concours.

Pendant cette période post concours, j'ai du d'abord souffler un peu avant de commencer à renforcer la thématique des techniques alternatives découvertes à Belo Horizonte, d'abord avec le projet Roulépur (2015) et plus récemment en travers des projets LifeAdsorb (2018) et Arbres de pluie (2019). Le premier compare un certain nombre de techniques pour la gestion de l'eau de pluie, où ma contribution se concentre sur un accompagnement de suivi d'un filtre planté ; le deuxième concerne également un filtre planté, mais d'une taille plus importante, dans le cadre d'une thèse en codirection. Enfin, le troisième projet est un vrai projet personnel de mise au point d'une technique d'infiltration et d'évapotranspiration autour d'arbres d'alignement au sein d'équipement expérimental SenseCity. C'est à cette période que le désir de HDR s'est cristallisé.

Le savoir est un pouvoir, et la chance qu'on a en tant que chercheur, est de pouvoir défendre notre point de vue et contribuer à un monde de demain plus juste et plus "durable" pour nos enfants.

⁷ Le dispositif CIFRE – Conventions Industrielles de Formation par la Recherche. <http://www.anrt.asso.fr/fr/cifre-7843>



Collecteur des égouts de
Prague en aval de l'ancienne
station d'épuration de
Bubenec à Prague. Martin
Seidl 2017

1 LES OBJETS DE L'HYDROLOGIE URBAINE

(LE CONTEXTE SCIENTIFIQUE)

Ce chapitre a pour objectif d'éclaircir les questions de recherche abordées, démêler les thématiques, les axes, les mots-clés ; en bref de présenter et de mettre en cohérence les objets qui constituent le corps des recherches présentées. Il vise, d'une part à définir le périmètre de recherche et, d'autre part, à circonscrire les principales problématiques.

1.1 Le champ lexical

Nous partons de l'hypothèse que l'ensemble des connaissances auxquelles j'ai pu contribuer appartiennent au champ de l'hydrologie urbaine, une discipline scientifique aux contours flous. Comment en définir le périmètre ? Consultons en premier Google, le moteur de recherche qui façonne en bien et en mal notre vie, mais qui nous donne aussi un accès, certes sélectif, aux informations éparpillées dans les quatre coins du monde. Que dit-il sur l'hydrologie urbaine ? Parmi les trois premières apparitions en orthographe française, sur un total de 27 700 mentions, il cite l'encyclopédie Universalis qui situe l'hydrologie urbaine au sein du cycle urbain de l'eau, au croisement des inondations et de l'approvisionnement en eau. On pourrait faire mieux, car Dacharry la décrit déjà en 1984 comme une branche originale et interdisciplinaire de l'hydrologie (Dacharry, 1984). En troisième position, nous trouvons des collègues du LEESU avec une description de l'eau en ville qui est, non seulement un flux quantitatif et qualitatif qu'il faut gérer, mais également un patrimoine à valoriser (Deroubaix *et al.*, 2010). La version anglaise un peu moins copieuse, propose en premier via ScienceDirect l'article de Tim Fletcher et Herve Andrieu sur la modélisation (Fletcher, Andrieu and Hamel, 2013), des papes de l'hydrologie, mais pas des définitions précises. Cependant les écrits en anglais nous dirigent vers un champ lexical plus large et mieux documenté, celui de l'« urban drainage ». Passons aux outils plus sophistiqués comme les bases documentaires universitaires. Parmi les premiers nous y retrouvons Michel Desbordes pour Universalis, Jean Luc Bertrand-Krajewski et Dominique Laplace (Bertrand-Krajewski *et al.*, 2000) avec un guide d'assainissement et un autre sur les mesures en hydrologie. Avec plus d'effort, nous retrouvons également l'encyclopédie de l'hydrologie urbaine de Bernard Chocat (Eurydice 92 and Chocat, 1997). Toutes ces références nous parlent de pluie, de ruissellement, d'écoulement, d'imperméabilisation, des coefficients et toujours à la fin de la modélisation. Mais mes objets n'y sont que partiellement.

Une façon de parler de mes objets est de les laisser parler eux-mêmes. Une approche élégante est l'analyse sémantique des mots clés des écrits produits. On prend les écrits sous forme d'une base des données Hal ou Zotero, on exporte les titres et si possible les mots clés et les résumés, qu'on traduit ensuite du français et portugais en anglais, qu'on purifie, racinise et lemmatise. Le corps lexical est soumis à un assemblage statistique sous forme de nuage des mots (Figure 1)

évolution personnelle. On retrouve ainsi les travaux sur les rejets urbains par temps de pluie, conduits au début de ma carrière principalement pendant la thèse dans le cadre du programme PIREN-Seine ayant évolués plus récemment vers des considérations purement hydrologiques sur les bassins versants urbains. À partir des années 2000, des travaux sur les techniques de traitement des effluents domestiques avec des plantes aquatiques en Afrique, effectués dans le cadre des programmes du Ministère, se poursuivent aujourd’hui avec le traitement des eaux de ruissellement. La thématique sur les techniques alternatives se développe quant à elle à partir de 2007 avec un postdoc à l’UFMG au Brésil dans le cadre du projet européen SWITCH. La période au Brésil était aussi le départ de la thématique sur la réutilisation, débouchant plus tard sur le cycle urbain durable de l’eau dans le cadre du programme OPUR. En 2020, ces réflexions ont pris forme sous la direction d’un ouvrage collectif sur l’aménagement de la ville avec l’eau.

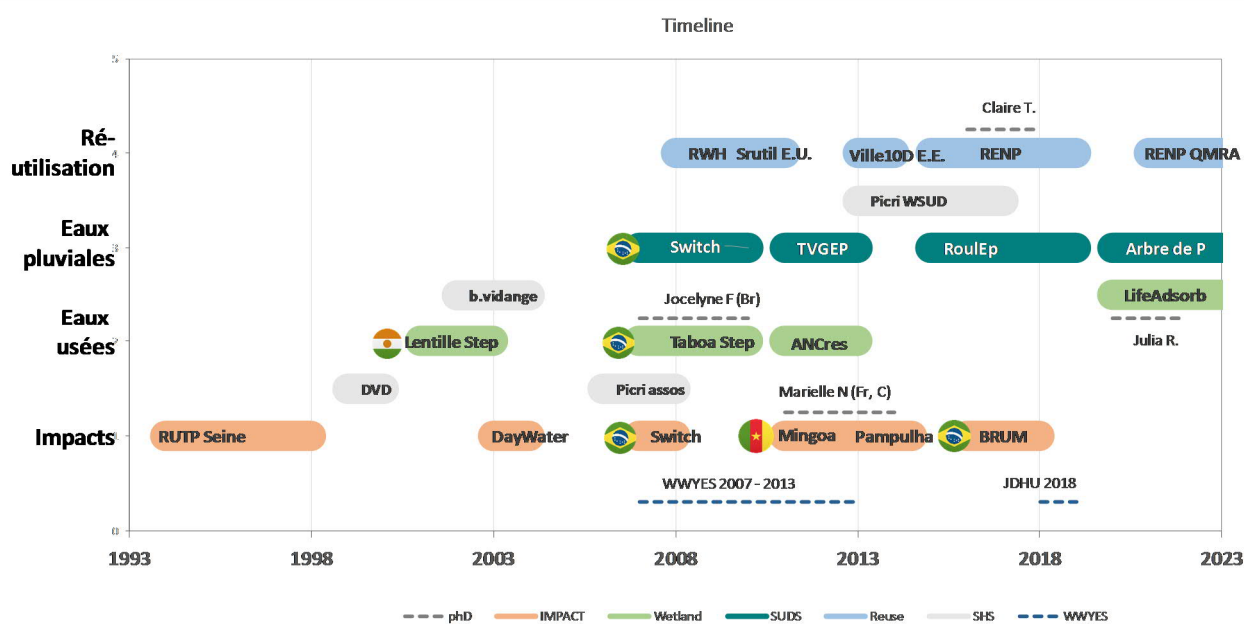


Figure 2 : Évolution thématique par objet avec mention des principaux projets. La codirection des thèses et l’organisation des séminaires associés est indiquée avec des tirets (voir notice personnelle).

Le présent document synthétise mes activités de recherche du début de ma thèse, en 1993, jusqu’à 2020 qu’il regroupe autour trois pôles thématiques englobant aussi bien les eaux pluviales que les eaux usées : le chapitre 2 sur l’impact de l’urbanisation tente de répondre à la question des conséquences de l’imperméabilisation et de lessivage des surfaces urbaines sur le milieu récepteur ; le chapitre 3 sur l’assainissement évoque les enjeux du traitement à l’aide du végétal et le chapitre 4 sur les ressources alternatives et, plus généralement, sur les liens avec l’eau, aborde l’interaction entre leurs usages et les habitants dans le souci de rendre le cycle urbain de l’eau plus durable. Le dernier chapitre, chapitre 5, propose des perspectives en développant certains aspects du chapitre 4 comme la multifonctionnalité des espaces verts et le questionnement entre usages et qualité.



Point de mesures sur le ruisseau Mergulhão avant sont rejet dans le lac Pampulha, en regardant d'aval vers amont, largeur approximative 3 m Martin Seidl 2020.

2 LA VILLE ET SON BASSIN

Ce chapitre aborde l'impact de l'urbanisation sur le ruissellement et les flux de polluants associés. Le chapitre questionne ainsi la relation entre l'imperméabilisation et les flux hydriques restitués, entre le développement urbain et les flux des polluants générés et, au final, l'impact que ces flux ont sur le milieu récepteur.

Les travaux ont été menés sur des zones urbaines géographiquement et socio-économiquement très différentes : Yaoundé, une capitale africaine ; Belo Horizonte, une capitale régionale brésilienne et la région parisienne. Yaoundé possède un climat tropical avec une saison des pluies d'avril à octobre et une pluviométrie de 850 mm par an. Belo Horizonte connaît un climat subtropical un peu moins chaud, avec une saison des pluies d'octobre à mai et 1 200 mm de précipitations par an. L'Île-de-France peut être considérée comme une région tempérée avec un climat océanique et une pluviométrie annuelle de 630 mm. Au-delà du climat, les trois lieux présentent également des contextes socio-économiques différents : depuis ceux des pays en développement ou émergents avec des inégalités sociales⁸ (coefficient GINI) parmi les plus grandes au monde et celui d'un pays européen industrialisé, présentant un indice de développement humain (IDH) élevé⁹ (PNUD, 2020; UNDP, 2020b, 2020a). Ces deux aspects combinés font que l'approche des eaux urbaines diffère. Les pays industrialisés ont cherché, dès le XIX^e siècle, à mettre toutes les eaux urbaines dans le même tuyau (système unitaire) et se sont rendu compte cent ans plus tard que, d'une part, il est impossible de contenir tous les extrêmes climatiques et que, d'autre part, il n'est pas judicieux de mélanger les usées avec celles du ruissellement, moins chargées en matières oxydables. C'est ainsi qu'à partir de la Seconde Guerre mondiale (Burian and Edwards, 2002; Fletcher *et al.*, 2015) les systèmes séparatifs se sont développés dans les pays industrialisés, précédant d'une vingtaine d'années les pays émergents des Suds. Cette approche est aujourd'hui complétée par une gestion du ruissellement plus en amont pour éviter le lessivage des surfaces urbaines et pour réduire les volumes à traiter.

Dans le contexte tropical des Suds, le souci de la gestion des inondations passe avant les préoccupations environnementales : drainer la ville le plus rapidement possible et à moindre coût. Il en résulte des villes imperméabilisées avec un système pluvial évacuant toutes les eaux vers le milieu récepteur le plus proche (Silva-Rodríguez de San Miguel, 2018). Mais, paradoxalement, l'urbanisation pousse également à rétrécir et couvrir les cours d'eau urbains, créant de nouvelles zones d'inondations. Les eaux usées sont collectées dans les quartiers mais, en l'absence d'investissement, les collecteurs secondaires sont souvent remplacés par le réseau hydrographique naturel, impactant gravement les milieux récepteurs. En période de pluie, le ruissellement se mélange en plus avec les rejets domestiques, multipliant les problèmes. Pour réduire les impacts sur les milieux récepteurs sensibles des lacs urbains, la préfecture de Yaoundé rasait l'habitat précaire en amont tandis qu'à Belo Horizonte, les cours d'eau en amont sont doublés à grands frais de collecteurs pour les eaux usées (PBH, 2016; CBHRV, 2020).

⁸ Le coefficient GINI s'établit à 47 pour le Cameroun, 53 pour le Brésil et 32 pour la France (UNDP, 2020b, 2020a).

⁹ L'IDH s'établit en Île-de-France à 0.944 et celui de la région de Belo Horizonte (RMBH) est de 0.810.

Aujourd'hui le Nord œuvre pour sortir les eaux pluviales du réseau unitaire, tandis que le Sud double son réseau hydrographique pour en extraire les eaux domestiques. Au Nord, on sépare les deux flux, car souvent il ne pleut pas fort, tandis que dans les Suds, où les intensités sont bien plus fortes, on privilégie l'évacuation la plus rapide pour éviter les inondations. La question de la croissance urbaine et de la gestion des flux associée divise également : au Nord les promoteurs ont réussi vendre la gestion des eaux pluviales comme atout de « durabilité », tandis que les pays au Sud luttent contre le manque des financements pour les aménagements hydrauliques et la construction d'habitats pour les populations aux faibles revenus (Rocha Diniz, 2010).

2.1 Les effets de l'urbanisation

Le questionnement de la relation entre imperméabilisation et ruissellement dans les bassins versants urbains est une problématique qui a été beaucoup étudiée en France dès les années 1970-80, une réflexion qui était à l'origine du développement des techniques alternatives dans les décennies suivantes. Cette démarche a été plus tardive dans les pays des Suds en voie d'industrialisation comme le Brésil (Lopes da Silveira, 2002; Nascimento *et al.*, 2016). J'ai pu approfondir la problématique du ruissellement urbain et des flux polluants associés dans le cadre de mon séjour de chercheur invité en encadrant des recherches doctorales à Belo Horizonte (Brésil) et en Yaoundé (Cameroun).

2.1.1 **EFFET DE L'IMPERMEABILISATION SUR L'HYDROLOGIE DES BASSINS VERSANTS DU LAC PAMPULHA (BRÉSIL)**

Martin Seidl, Luiz Palmier et Nilo Nascimento
Références (Seidl, Hadrich, et al., 2019)

Contexte

Le Brésil, comme plusieurs autres pays en développement, souffre d'une urbanisation rapide, accompagnée d'une imperméabilisation et d'infrastructures lacunaires. Les villes avec des précipitations intenses et un réseau hydrographique développé, comme les deux millions et demi d'habitants que compte Belo Horizonte (BH), rencontrent ainsi de grandes difficultés pour bien gérer les eaux pluviales et leurs inondations fréquentes (Aroeira *et al.*, 2010)

La gestion des eaux pluviales de Belo Horizonte était basée dans le passé principalement sur l'amélioration de l'évacuation du ruissellement. L'essentiel de son réseau de drainage a été réalisé à partir des 700 km de ruisseaux urbains préexistants et a été construit au siècle dernier, en l'absence de données hydrologiques suffisantes, avec des méthodes de conception très simples. La pollution de l'eau par les rejets d'eaux usées et les apports diffus par temps pluvieux, y compris des déchets solides et des sédiments, provoquent la dégradation de la qualité de l'eau des cours d'eau et la réduction des capacités de transport du réseau pluvial (Nascimento *et al.*, 2008). L'urbanisation galopante et l'occupation des zones sujettes aux inondations contribuent à amplifier les impacts des inondations. Ainsi pour lutter contre les inondations la municipalité a mis en place un réseau de surveillance hydrologique en 2012, disposant aujourd'hui de 11 pluviomètres et de 27 points de comptage de débit (Aroeira, 2012). Plus récemment, la municipalité a initié des projets de restauration de ruisseaux urbains associés à la mise en place de couloirs bleu-vert et de bassins de rétention, contribuant à changer l'ancienne politique basée sur l'alignement des cours d'eau urbains (PBH SMOBI and PBH Sudecap, 2015). Les projets de

recherche récents SWITCH¹⁰, MAPLU¹¹ et BRUM¹² ont joué un rôle important dans la mise en place des connaissances en hydrologie urbaine à Belo Horizonte.

Différents types d'occupation de sol liés à l'urbanisation comme la construction, voirie, canalisation et couverture des cours d'eau, artificialisation de la végétation, etc. ont un impact négatif sur le cycle de l'eau et une meilleure connaissance de leurs dépendances pourrait contribuer à une gestion de l'eau plus durable (Miller *et al.*, 2014). Une gestion intégrée des ressources en eau (GIRE), associée aux techniques alternatives peut aider à atténuer les impacts de l'urbanisation et du changement climatique (Dudula and Randhir, 2016). À partir de 1990, la croissance démographique de Belo Horizonte au taux de croissance moyen de 1,1 % par an a conduit à l'urbanisation de 95 % de la superficie municipale. La loi d'aménagement du territoire continue à autoriser la densification du territoire communal principalement dans la périphérie, où la croissance démographique peut atteindre 5 % par an et représente des risques d'inondation importants, car les infrastructures de drainage et de collecte ne suivent pas (Souza, 2008). Le phénomène de densification périurbaine est aujourd'hui dû à l'attractivité de la périphérie pour les activités industrielles et commerciales, liée au faible coût du foncier, ainsi qu'à l'amélioration de la qualité des services publics pour les habitants. Le processus d'urbanisation est renforcé par l'occupation informelle, en particulier dans les zones inondables et sur les pentes abruptes des collines « non constructibles » (Nascimento *et al.*, 2006; Duarte, 2009). L'urbanisation des bassins versants entraîne une artificialisation des cours d'eau, décrite par Walsh (Walsh *et al.*, 2005; Walsh, Fletcher and Burns, 2012) comme le « syndrome des cours d'eau urbains », caractérisée par une modification de la morphologie des chenaux, disparition de la végétation riparienne, remplacement du lit naturel de la rivière par un lit plus profond, plus large, plus lisse et plus stable, avec comme résultat des hydrogrammes plus raides, des concentrations plus élevées des (micro)polluants et une richesse biotique réduite.

L'objectif principal du projet BRUM était d'un comprendre les impacts de l'urbanisation du bassin versant du lac Pampulha pour mieux le gérer à l'avenir. L'objectif spécifique était de comprendre la relation réelle entre l'occupation du sol des bassins versants et le ruissellement, de caractériser l'évolution des quinze dernières années et d'indiquer les conséquences de la tendance actuelle de l'urbanisation.

Méthodologie

En 1940 (ICOMOS, 2016), le lac Pampulha a été créé pour fournir de l'eau potable à la ville de Belo Horizonte et a servi de décor à des logements de haute qualité et à des créations architecturales. Cependant, depuis les années 1970, la qualité de l'eau s'est dégradée en raison de l'urbanisation rapide des bassins versants et du mauvais contrôle des eaux usées et de l'érosion (PBH SMOBI and PBH Sudecap, 2015). Par conséquent, de nos jours, l'envasement des lacs et l'eutrophisation de l'eau avec des épisodes de prolifération de cyano-bactéries sont les principaux problèmes à résoudre (Resck, Neto and Coelho, 2007; Friese *et al.*, 2010; Silva *et al.*, 2014). Par ailleurs des études des sédiments ont relevé des niveaux élevés en PCB et HAP (Jung *et al.*, 2008). Malgré sa mauvaise qualité de l'eau, le lac est devenu un important site touristique et récréatif local et contribue efficacement à la prévention des inondations en aval. Le bassin versant du lac de 98 km² (Figure 3) est principalement géré par la municipalité de Belo Horizonte,

¹⁰ SWITCH : <http://www.switchurbanwater.eu/about.php>, Programme CEE FP5

¹¹ MAPLU (1 &2) : Manejo de águas pluviais em meio urbano, Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (Prosab) <http://www.finep.gov.br/apoio-e-financiamento-externa/historico-de-programa/prosab>

¹² BRUM: Bacias Representativas de Usos Mistos, programme FINEP FUNCAMP-UNICAMP

avec deux importants bassins versants, Agua Funda (AF) et Sarandi (SAR), gérés par la municipalité de Contagem.

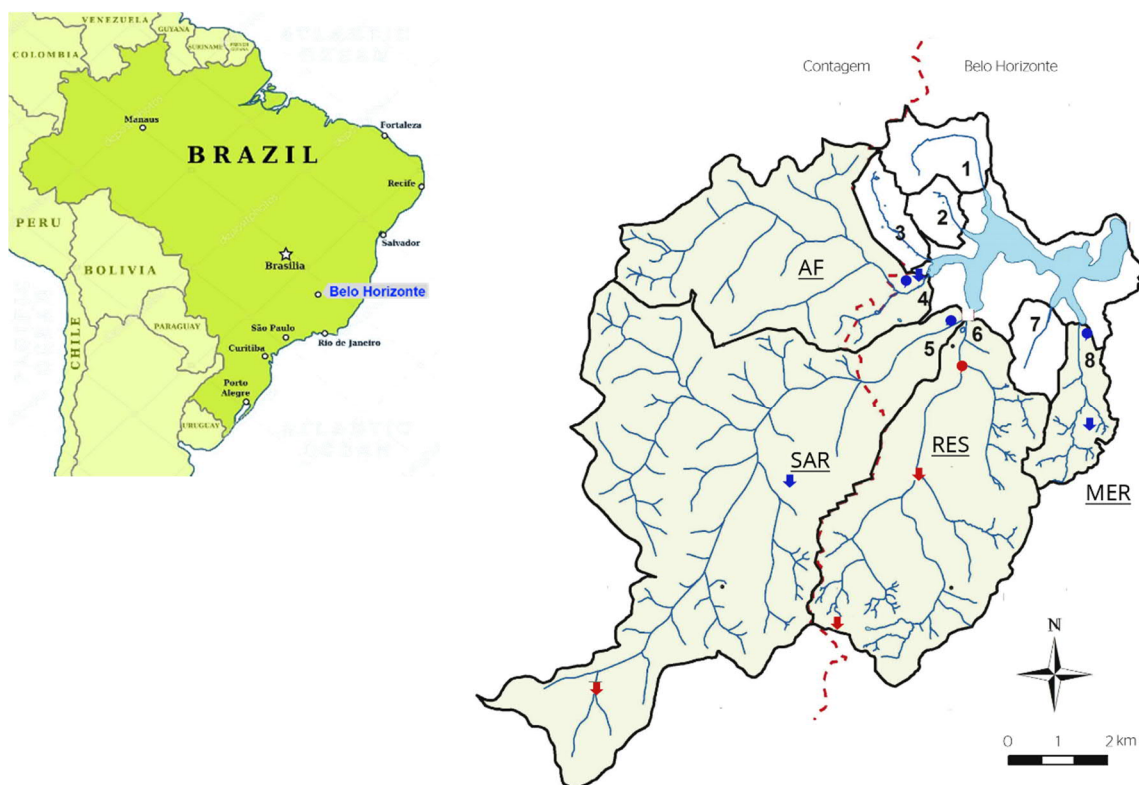


Figure 3 : Les bassins versants étudiés. Points : mesure du niveau d'eau des rivières. Flèches : pluviomètres. Bleu : données collectées par les auteurs avec une fréquence de 5 min. Rouge : données mises à disposition par la mairie de Belo Horizonte avec une fréquence de 10 min. Coordonnées du lac Pampulha : 19°55'S, 43° 56'W. Dénivelé du territoire : 500 mètres entre le point le plus bas et le point le plus haut.

L'occupation de sol des bassins versants de Belo Horizonte est majoritairement résidentielle avec un haut standing aux proximités du lac et un assainissement collectif à plus de 90 %. L'occupation du sol à Contagem est mixte, résidentielle et industrielle, avec principalement des logements des classes ouvrières, reliés à un système de collecte et un traitement partiel. Une partie des eaux usées du bassin versant de Contagem est acheminée via le ruisseau Sarandi (5) vers la station d'épuration à l'entrée du lac, pour être traitée par flottation à environ 70 % (Coutinho, 2007; ANA and SNIRH, 2018). Par temps de pluie, la station d'épuration est contournée. Le climat de la région est un climat de montagne tropicale, avec une saison sèche et fraîche entre avril et septembre et une saison chaude et humide d'octobre à mars où se produisent 90 % des précipitations annuelles totales qui sont en moyenne de 1 500 mm par an. Les événements pluvieux sont en général brefs avec des intensités pouvant dépasser 100 mm/h. La température de l'air, moyenne mensuelle, varie entre 18 °C en juillet et 23 °C en février.

Dans le cadre du projet BRUM quatre principaux sous-bassins du lac Pampulha, les Mergulhao, Ressaca, Sarandi et Agua Funda (Figure 3), ont été suivis entre 2015 et 2018. Des données d'hauteurs d'eau ont été collectées en continu à 10 minutes d'intervalle aux exutoires, tandis que la pluie a été enregistrée en amont de chaque bassin versant. Ces données ont été

complétées pour Ressaca à l'aide du réseau de surveillance hydrologique de la ville de Belo Horizonte. La ville (PROPAM PBH¹³) a également fourni des données topographiques et d'occupation du sol nécessaires pour la modélisation hydrologique avec le programme SWMM (Rossman, 2017). Le modèle a été calibré avec une série de 10 pluies de fin 2017. Pour identifier de possibles corrélations, les paramètres hydrologiques obtenus au niveau des bassins et sous-bassins versants ont été traités avec le programme XLSTAT. Pour estimer l'impact historique de l'aménagement, le modèle a été appliqué à une année hydrologique (octobre à septembre) actuelle et comparé avec le résultat basé sur une occupation du sol en 2002.

Résultats et discussion

La hauteur des coefficients de Nash-Sutcliffe¹⁴ obtenus, évaluant la précision des simulations variaient entre 0,75 et 0,87 montre un bon niveau de modélisation hydrologique (Moriassi *et al.*, 2007; Lin, Chen and Yao, 2017).

En se basant sur le débit de pointe, normalisé à la surface du bassin versant, les simulations montrent que bassin le plus urbanisé Ressaca (85 % et 178 l/ha/s) est trois fois plus productif en ruissellement que le bassin Mergulhão le moins urbanisé (41 % et 67 l/ha/s). L'analyse statistique des données montre que le débit de pointe augmente avec la diminution de la couverture végétale et réduit ainsi la capacité tampon en diminuant le temps de restitution. Une comparaison historique dévoile que cette différence diminue avec le temps.



Figure 4 : Évolution historique de l'urbanisation du bassin versant Agua Funda, (A) 28/11/2002-(B) 29/7/2018 (© DigitalGlobe, 2018). Cercle barré : constructions informelles. Étoile : lotissement planifié. Données PBH 2018

Le bassin versant d'Agua Funda (Figure 4) appartient à la ville de Contagem et reste, en l'absence d'axes routiers, enclavé du côté ouest de la lagune, ce qui l'a préservé de l'urbanisation. Cependant, sous la pression immobilière, le bassin s'imperméabilise et en quinze ans 17 % du bassin versant ont été urbanisés. À côté des lotissements programmés (étoile blanche), les

¹³ PROPAM PBH Programa de Recuperação e Desenvolvimento da Bacia da Pampulha da Prefeitura de Belo Horizonte (ville de Belo Horizonte)

¹⁴ Le coefficient de Nash-Sutcliffe est un traitement statistique normalisé qui détermine l'ampleur relative de la variance résiduelle par rapport à la variance mesurée des données. Plus la valeur est proche de 1, plus les valeurs simulées sont proches des valeurs mesurées. (Nash and Sutcliffe, 1970).

berges des cours d'eau sont prises d'assaut par l'habitat informel (cercle rouge barré). Les deux types d'urbanisation contribuent à l'augmentation du ruissellement et alors que les nouveaux lotissements tardent à être raccordés au réseau d'assainissement, l'informel impacte directement la qualité des cours d'eau par ses rejets non traités et ses ordures non ramassées. (Voire paragraphe suivant).

Une relation linéaire statistiquement significative peut être observée entre le coefficient de ruissellement et la surface végétalisée, pour la totalité des bassins versants étudiés (Figure 5). Cette relation est plus forte pour chaque bassin versant individuel mais ne change pas entre 2002 et 2017. Cette relation signifie que le coefficient de ruissellement du bassin versant de Pampulha passera de 0,43 (0,31-0,55) à l'état non construit à 0,86 (0,72-0,96) lorsqu'il n'y aura « plus » des surfaces vertes. Cette relation peut être interprétée dans deux sens : l'urbanisation entraîne une augmentation du ruissellement et une ville souhaitant diminuer son ruissellement devrait des-imperméabiliser et réinvestir dans les espaces verts. Cette relation empirique a néanmoins quelques limites dues à la précision de l'estimation de la couverture du sol qui est d'environ 5 %.

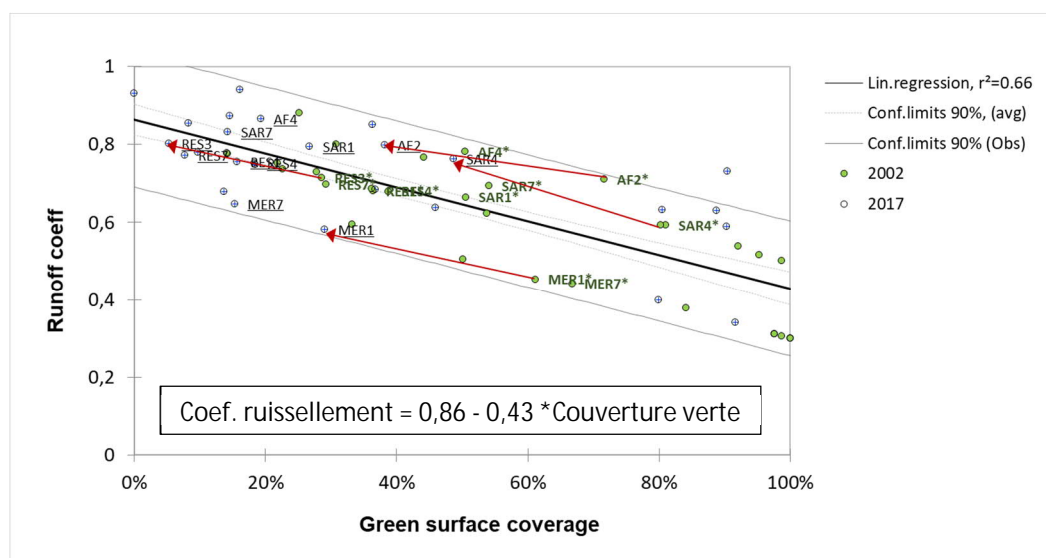


Figure 5 : Relation entre la couverture des surfaces végétalisées et le coefficient de ruissellement pour les sous-bassins des quatre bassins versants étudiés. Les points avec un changement de surface de plus de 20 % sont annotés, les codes de 2002 ont des astérisques, tandis que les codes de 2017 sont soulignés. Pour chaque bassin versant, le changement le plus important est marqué par une flèche rouge.

Conclusions

La zone étudiée imperméabilise chaque année de 1 % de sa superficie totale, transformant annuellement environ 80 hectares de surface verte en surface d'habitation et industrielle et augmentant son ruissellement. Les bassins versants tendront ainsi vers un coefficient de ruissellement final apparent de 0,86 lorsque toute la surface verte importante sera convertie. Cet état sera atteint pour les principaux bassins versants entre 5 et 35 ans. Les débits caractéristiques augmenteront alors de 6 à 18 %, pouvant dépasser pour le plus grand bassin, le Sarandi sa capacité de transport. Les résultats obtenus confirment les observations d'autres auteurs (O'Driscoll *et al.*, 2010 ; Verbeiren *et al.*, 2013 ; Miller et Hess, 2017) démontrant que les espaces verts et construits sont les principaux facteurs qui influencent le débit de pointe et

le débit annuel moyen. Les bassins versants avec un pourcentage élevé d'espaces verts, comme Mergulhão et Agua Funda, offrent plus de capacité d'infiltration et rétention que les bassins versants avec un degré élevé d'imperméabilité, comme le Ressaca. Pour conserver la capacité initiale d'atténuation du ruissellement, l'urbanisation devrait être compensée par la désimperméabilisation, la restauration des cours d'eau, le verdissement et la mise en place de techniques alternatives.

Bien que de plus grands ensembles de données soient nécessaires, les résultats obtenus contribueront à une meilleure compréhension de l'impact hydrologique de l'urbanisation de Belo Horizonte et de Contagem, facilitant la restauration du lac Pampulha.

2.1.2 LES FLUX POLLUANTS DES PERIPHERIES DE BELO HORIZONTE (BRÉSIL)

Martin Seidl, Paulo de Vieira et Nilo Nascimento

Références (Seidl and Bontempo, 2008; Vieira et al., 2009; Seidl, Petrucci, et al., 2014)

Contexte

Le Brésil, comme plusieurs autres pays dont l'industrie et l'urbanisation se développent rapidement, souffre de la pollution de l'environnement, en particulier dans les zones urbaines denses. La croissance rapide des zones urbaines est rarement suivie par des systèmes suffisamment développés de collecte des eaux usées et du ruissellement. Des villes avec une topographie accidentée et par conséquent un réseau hydrographique dense, comme Belo Horizonte, souffrent donc d'un débordement permanent des égouts, de rejets par temps de pluie et d'une pollution diffuse dans la plupart de leurs rivières urbaines. Les recherches sur les flux des polluants générés par le ruissellement urbain développé depuis 20 ans, s'orientent aujourd'hui sur les polluants organiques et la modélisation de leur transfert. La plupart des études sont menées dans les pays industrialisés mais dans les pays en développement, comme le Brésil, les travaux n'en sont encore qu'à leurs débuts (Choe, Bang and Lee, 2002; Tomaz, 2006; Lee *et al.*, 2007). L'objectif de nos travaux était de contribuer à la connaissance du ruissellement urbain à Belo Horizonte pour mieux connaître la pollution diffuse et identifier la contribution du temps pluie au flux annuel total pour un traitement local (Seidl and Bontempo, 2008).

Méthodologie

Entre 2007 et 2009, les conditions hydrologiques et la qualité eau à l'exutoire ont été suivies dans un petit bassin versant de 120 hectares dans la périphérie nord de Belo Horizonte. La population estimée à 15 000 habitants (122 hab/ha) est constituée de ménages à faible revenu avec un chômage et une criminalité relativement élevés (IBGE, 2000, dans PSM/PBH, 2004/2007). En raison des conditions socio-économiques locales difficiles, notamment celle des quartiers informels bordant le cours d'eau principal le Quaresma, les campagnes de mesures ont été fragmentées et l'utilisation d'un modèle a été nécessaire pour valider les mesures et combler les lacunes dans les données. En 2007 et 2008, la pluviométrie a été mesurée à 15 minutes d'intervalle par l'institut CDTN¹⁵ situé au lac de Pampulha, 5 kilomètres plus au sud. À partir de novembre 2008, les précipitations ont été mesurées à 5 minutes d'intervalle sur le site. Les données pluviométriques de CDTN ont été ensuite « corrigées » avec une relation empirique entre les distributions distantes et locales. Le niveau d'eau a été enregistré jusqu'en 2008 manuellement par une simple jauge. À partir de 2008, le niveau d'eau a été mesuré

¹⁵ CDTN Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, <https://www.gov.br/cdtn/pt-br>

automatiquement par une sonde de niveau sur un seuil rectangulaire. L'échantillonnage de la qualité de l'eau a été effectué proportionnellement au temps par un échantillonneur automatique (ISCO3700) actionné initialement manuellement lors de la montée d'eau et ensuite par un contacteur de niveau.

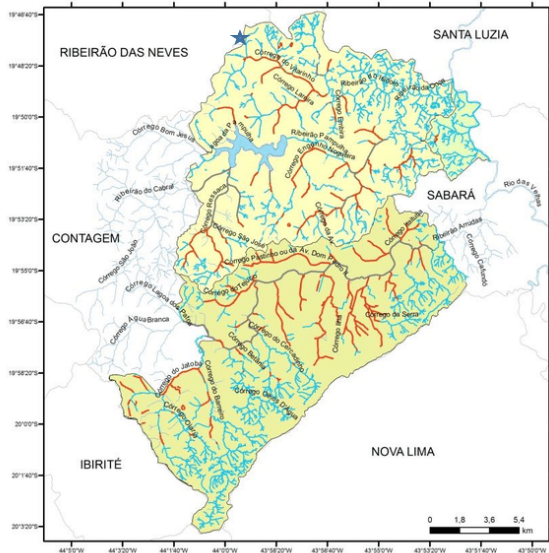


Figure 6 : Réseau hydrographique de Belo Horizonte et l'état de canalisation (couverture) des cours d'eau (Lucas et al., 2015).

(*) Brejo Quaresma

Malgré les conditions locales difficiles, deux périodes de temps sec et cinq événements de temps pluvieux ont été collectés entre la fin de 2007 et le début de 2010. Pour tracer la pollution domestique, les nutriments, des agents pathogènes et le coprostanol ont été mesurés à raison de 12 points par événement (Vieira *et al.*, 2009; Zgheib, Moilleron and Chebbo, 2012). Pour identifier l'activité industrielle, les métaux lourds et des HAP ont été suivis en raison de 6 points par événement. Tous les paramètres ont été prélevés et analysés conformément l'APHA (2005). Les nutriments ont été analysés au Brésil par spectrophotométrie, tandis que les micropolluants ont été analysés pour des raisons techniques en France. Les micropolluants organiques ont été analysés par chromatographie en phase gazeuse couplée à une spectrométrie de masse (GC/MS) sur des solides lyophilisés après extraction et séparation spécifiques, tandis que les métaux ont été analysés sur la fraction totale par AAS.

Les simulations d'écoulement ont été réalisées à l'aide du modèle SWMM (US EPA, 2014), sur la base de la topographie, des données des débits et des pluies locales. Le modèle a été calibré et validé sur un ensemble de 20 événements pluvieux aboutissant à un coefficient de Nash de 0,8. Les résultats ont permis de calculer le volume annuel d'écoulement et d'estimer les flux polluants y associé.

Résultats et discussion

Par temps sec, les paramètres de qualité d'eau du ruisseau Quaresma montrent un cycle jour-nuit habituellement observé dans les réseaux unitaires avec des moyennes très élevées pour les matières biodégradables (226 mg DBO5/L) et l'azote (17,8 mg NH4-N/L). Les variations diurnes, accompagnées par des concentrations élevées d'indicateurs de contamination fécale comme *l'Escherichia coli* (10^8 MPN/100 m) sont caractéristiques des rejets des eaux usées domestiques. Les solides transportés sont composés pour environ 58 % de matières organiques, biodégradables pour la moitié, aussi bien par temps sec que par temps de pluie.

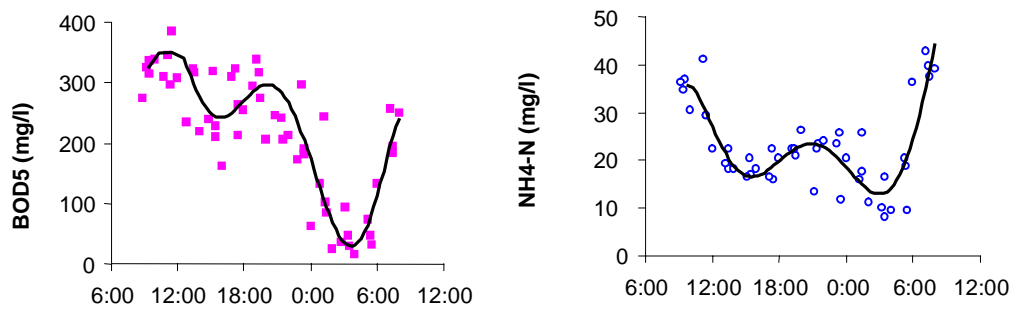


Figure 7 : Qualité de l'eau du ruisseau Quaresma pendant le temps sec (5 campagnes de temps sec de 24 heures). La ligne continue représente une régression polynomiale.

En utilisant les conductivités moyennes d'un ruisseau local non pollué, le Lagoinha, et celle des eaux usées domestiques de Belo Horizonte comme références, on peut estimer que la proportion d'eaux usées du ruisseau Quaresma se situe entre 55 % et 70 %. Ce taux correspond globalement à l'ensemble des rejets domestiques du bassin, indiquant l'absence totale de collecte aussi bien dans la zone cadastrée que dans la partie informelle.

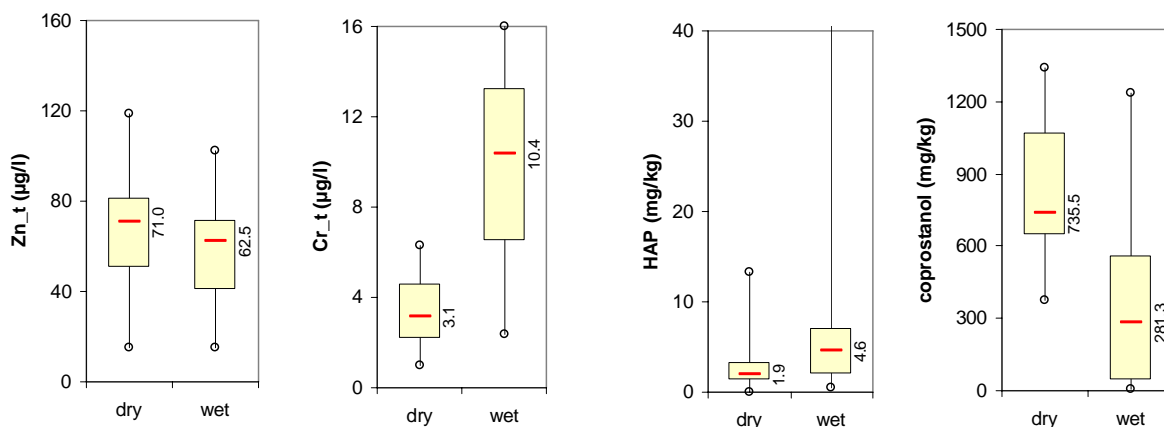


Figure 8 : Niveaux des micropolluants du bassin versant de Quaresma, concentrations moyennes et distributions statistiques (n=12).

Par temps de pluie, les principaux éléments nutritifs ainsi que les micropolluants sont dilués et se retrouvent à des concentrations plus faibles bien que certains, comme les matières en suspension, certains métaux lourds comme le chrome ou le plomb, voire les indicateurs de contamination fécale comme le coprostanol, montrent des niveaux significativement plus élevés par temps de pluie que par temps sec. Pour les solides, cela est dû aux processus d'érosion dans l'ensemble du bassin versant, tandis que pour les micropolluants cette augmentation est due à la resuspension des sédiments et au lessivage de la pollution des surfaces urbaines comme le chrome et le plomb. Le coprostanol, un traceur des excréta humains, peut s'accumuler dans les sédiments et être préservé de la dégradation et se comporte ainsi différemment des indicateurs microbiologiques comme *E. coli*, ce qui fait que seulement une corrélation faible a été observée entre les deux paramètres. Les HAP, provenant principalement des retombées atmosphériques,

sont lavées des surfaces imperméables lors des épisodes de pluie. Pour des composés présents davantage dans la phase dissoute, cette différence est encore plus accentuée (Figure 8).

Tableau 1 : Concentration moyenne du ruisseau Quaresma sur la base de 5 événements pluvieux et de 2 périodes de 24 heures de temps sec.

Temps	EC μS/cm	TSS mg.L ⁻¹	COD mg.L ⁻¹	BOD mg.L ⁻¹	NH ₄ ⁺ -N mg.L ⁻⁰	NO ₃ ⁻ mg.L ⁻¹	P-total mg.L ⁻²	E. coli MPN. 100 ml ¹
SEC	566	235	394	186	20	1.03	2.7	1.78E+09
PLUIE	326	582	148	70	3.6	1.9	1	2.14E+08

À Belo Horizonte, les événements pluvieux ont représenté environ 6,2 % de la durée de l'ensemble du cycle hydrologique 2007/2008. Les résultats montrent que la contribution de 22 jours de pluie au flux total de solides et de DCO était plus importante que celle des 343 jours secs restants. Le flux annuel de zinc est d'environ 1,2 kg/ha/an, dont 40 % étant transportés lors d'événements humides. Pour les HAP, c'est plutôt l'inverse, 25 kg/ha/an dont 80 % en période de pluie.

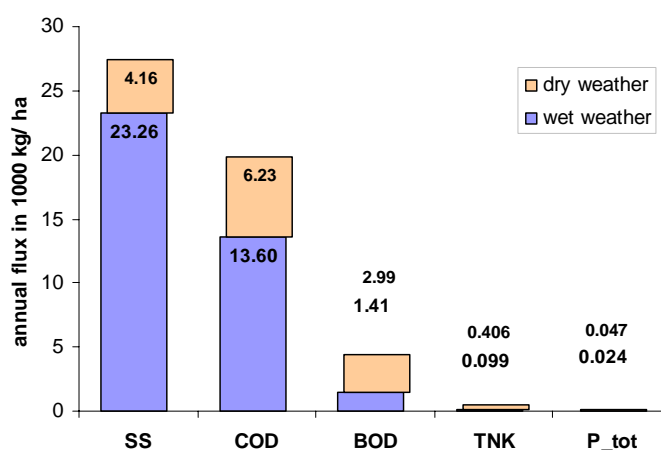


Figure 9 : Flux de polluants en périodes de temps sec et humide générés par le bassin versant du Brejo Quaresma (Seidl, Petrucci, et al., 2014)

Conclusions

Les fortes concentrations des matières organiques (DCO et DBO), des nutriments (N et P) et des solides (SS), ainsi que les fortes densités d'*E. coli* observées par temps sec, montrent que le comportement du ruisseau Quaresma est fortement influencé par les rejets domestiques. Les résultats de la simulation hydraulique et des mesures des polluants mettent en évidence l'importance du ruissellement dans la charge annuelle. Le manque d'urbanisme se révèle par l'érosion des surfaces urbaines et par la proportion de solides et de matières organiques transportés. Bien que le bassin puisse être considéré comme résidentiel, des flux non négligeables de micropolluants ont été mesurés pendant les périodes de temps sec.

2.1.3 LES DEPOTS SEDIMENTAIRES COMME ARCHIVES DE POLLUTION URBAINE, L'EXEMPLE DE YAOUNDE (CAMEROUN)

Avec Marielle Naah et Bruno Tassin

Références (Naah, 2013; Naah, Seidl and Tassin, 2013)

Contexte

L'urbanisation des villes européennes est aujourd'hui accompagnée par de nouvelles approches comme la réduction de l'imperméabilisation et la mise en place de techniques de contrôle à la source (voir chapitre suivant). Cependant dans les villes des pays en voie de développement, comme celles d'Amérique latine ou d'Afrique, l'agrandissement des villes se traduit non seulement par l'augmentation des surfaces imperméabilisées, mais aussi par un déficit d'infrastructures pour la gestion des eaux usées et des eaux pluviales. Avec le développement économique et la mondialisation, qui favorisent la généralisation d'un modèle de consommation démesurée similaire à celui des pays développés, les populations ont accès à une gamme de produits plus large, que ce soit dans le domaine des télécommunications ou des produits de soins corporels. Ce changement s'accompagne d'un rejet de nouveaux micropolluants particulièrement important dans les zones urbaines. Cependant l'évaluation des impacts environnementaux dans le pays en voie de développement, notamment en Afrique, est peu courante principalement en raison des coûts très élevés des analyses chimiques, écartant de fait la majorité des institutions et des laboratoires de recherche. Le faible volume de données environnementales disponibles rend ainsi difficile la mise en place des politiques pour la maîtrise des micropolluants.

Le travail thèse de Marielle Naah avait pour objectif de relater la dynamique temporelle du développement urbain à l'introduction des micropolluants traceurs des activités spécifiques (HAP – transport, ETM – industrie, parabènes – ménages, etc.) dans le milieu récepteur. Cette évolution a été étudiée au Cameroun à travers de l'analyse sédimentaire du lac Municipal de Yaoundé. Les sédiments forment les archives des impacts environnementaux, car ils gardent une signature continue des apports dans le milieu (Anderson, 1993; Taylor and Owens, 2009). Initialement les études sédimentaires ont été utilisées sur des échelles de temps de l'ordre de milliers d'années pour les études de changement climatique, mais aujourd'hui elles sont également utilisées sur des durées beaucoup plus courtes pour les analyses rétrospectives des impacts urbains (Jung *et al.*, 2008; Heim and Schwarzbauer, 2013; Dendievel *et al.*, 2020).

Méthodologie

Les concentrations des micropolluants persistants (ETM - Cd, Cu, Pb, Zn, PCB, HAP, nonylphenol - NP, parabènes - MeP, triclosan - TCS) ont été mesurées dans des carottes sédimentaires et interprétées en lien avec l'évolution historique du bassin versant. Les informations sur le bassin versant ont été obtenues grâce à une recherche documentaire depuis la création du lac en 1952 jusqu'à 2012, fin du projet et à l'aide des enquêtes ménages avec les commerçants locaux.

Quatre carottes sédimentaires ont pu être prélevées et analysées. La datation des sédiments a été effectuée à l'aide du ^{210}Pb et le ^{137}Cs . Le continent africain ayant été peu exposé aux retombées atmosphériques de ^{137}Cs issues des tests nucléaires et de l'accident de Tchernobyl, la mesure du ^{137}Cs n'a pas pu être utilisée pour le calage. La granulométrie, la composition minérale et les éléments métalliques ont été utilisés pour conforter les données de ^{210}Pb . Les ETM ont été extraits des sédiments par minéralisation à l'eau régale et analysés par ICP AES. Les micropolluants organiques ont été analysés par GC/MS (HAP, PCB, NP), et par LC/MSMS

(parabènes, TCS) après extraction par micro-ondes et purification sur colonne de silice ou sur cartouche OASIS® HLB.

Résultats et discussion

L'analyse des carottes a permis de retracer les apports en micropolluants organiques et métalliques depuis la création du lac Municipal en 1952. Trois à quatre périodes peuvent être définies en fonction de l'évolution des concentrations : i) 1952-1964 où les concentrations sont faibles et varient peu, le bassin versant était peu urbanisé et a peu évolué ; ii) 1964-1986, les concentrations en micropolluants augmentent, période caractérisée par l'élan post colonial, augmentation de la population urbaine et développement des infrastructures ; iii) 1986-1990, les concentrations restent stables, période caractérisée par la crise économique et par très peu d'investissements dans les infrastructures ; iv) 1990-2012, une nouvelle augmentation des concentrations suite à la reprise économique (Figure 10). Ces périodes correspondent globalement à l'évolution des exportations du pétrole et l'évolution du PIB (Tamba, 2017). Bien que les concentrations dans les sédiments dépendent du taux de sédimentation, des apports et de la charge du matériel particulaire, il est intéressant de situer les observations sur le continent.

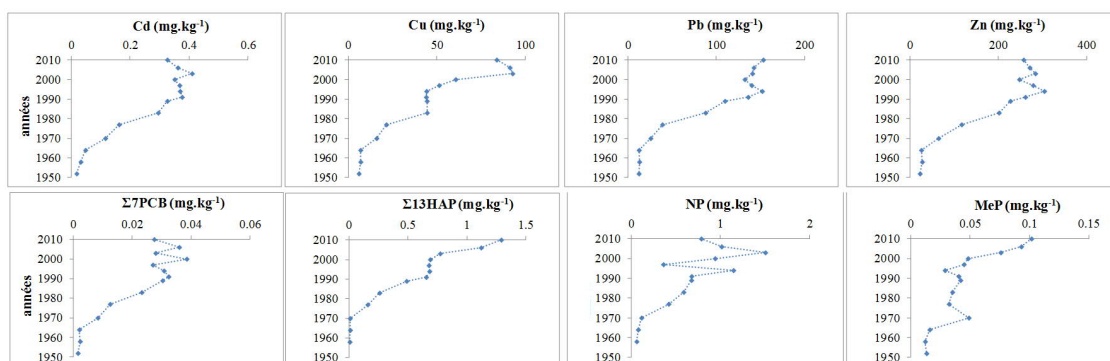


Figure 10 : Évolution des concentrations des micropolluants dans les sédiments du lac Municipal à Yaoundé

Les taux de HAP observés sont plus faibles que celles mesurées dans d'autres régions africaines ayant un développement industriel plus important (Afrique du Sud, Nigéria), alors que celles des PCB et des ETM sont du même ordre de grandeur. Cependant les valeurs observées sont faibles et ne présentent pas des risques aigus pour la faune.

Trois groupes de contaminants ont été identifiés en fonction de leurs sources. Le premier groupe, formé par le NP, le MeP et le triclosan, est principalement lié au mode de consommation des populations et à la gestion de l'eau usée. Le second groupe, constitué par le Cu, le Pb et les HAP, est lié au trafic automobile à l'échelle de la ville. Le troisième groupe, formé par le Cd, le Zn et les PCB, est lié aux activités de construction et d'urbanisation.

Les concentrations les plus élevées de MeP et de NP sont mesurées à partir de 2000. Cette augmentation coïncide avec l'élargissement du marché des produits d'entretien et de soins corporels. Dans le cas particulier du MeP, on peut observer que sa concentration augmente en même temps que la population (Figure 11A). Le triclosan, également présent dans les produits de soins corporels n'a été observé que dans une des trois carottes prélevées dans le lac. En absence d'industries dans le bassin versant, les eaux usées domestiques et les eaux des laveries

ont été identifiées comme des sources de NP à cause de l'utilisation des détergents. L'augmentation des concentrations de trois contaminants cités ci-dessus, particulièrement du MeP à partir des années 2000, illustre l'élargissement du public des consommateurs à de classes plus populaires. L'analyse des données liées au transport à l'échelle de la ville de Yaoundé a permis de relier le profil du Cu à l'évolution du parc de véhicules, et les profils de Pb et de HAP aux consommations d'essence (Figure 11B). Le Pb a officiellement été utilisé dans l'essence jusqu'en 2005 au Cameroun. Après 2005, l'une des sources possibles de Pb est le recyclage des batteries de voitures. Pour évaluer si les HAP sont d'origine pyrolytique ou pétrolière, différents ratios peuvent être calculés comme par exemple le ratio de phénanthrène/anthracène (Naah, 2013). L'analyse de ces ratios montre le diesel comme une des sources possibles.

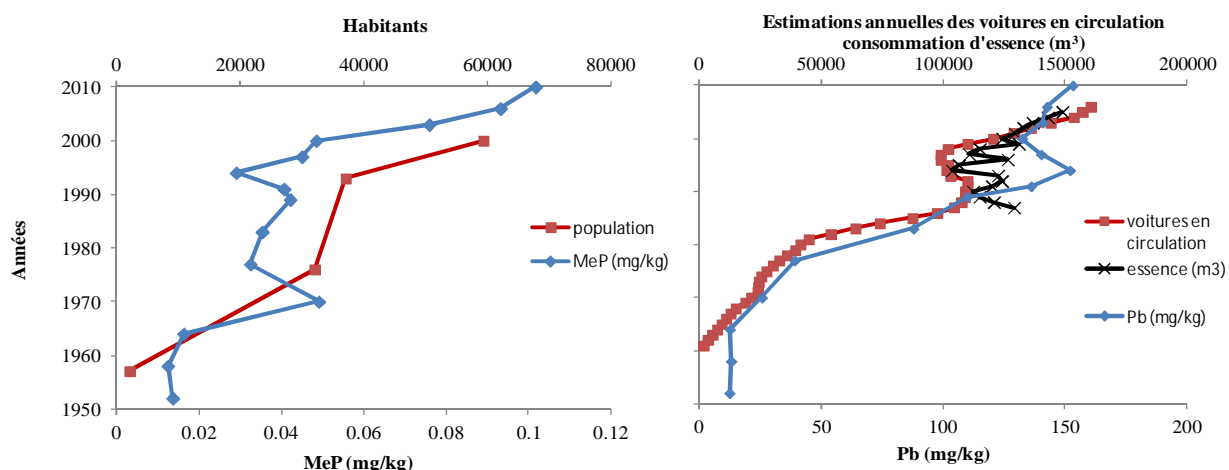


Figure 11 : (A) Évolutions de la population du bassin versant de la Mingoa et de la concentration de MeP dans la carotte WP017 ; (B) Évolution du nombre de véhicules en circulation, de la consommation d'essence à Yaoundé et du plomb dans le sédiment (Matcheubou, Elambo Nkeng et al., 2009 ; Tamo Tatietsse, 2008)

Conclusions

Les analyses des enregistrements sédimentaires dans les milieux aquatiques africains sont rares du fait des verrous financiers et technologiques. La fabrication d'un carottier local combinée avec les analyses chimiques en France ont permis lever ces obstacles et montrer l'évolution historique des ETM et des micropolluants dans les sédiments en analogie avec les travaux de Jung (Jung *et al.*, 2008; Jung, 2009) en France et au Brésil. On observe que les niveaux des HAP et PCB d'aujourd'hui sont comparables, cependant la tendance du lac de Yaoundé est à l'augmentation, tandis que celle du lac du Bourget (France) et celui du lac Pampulha (Brésil) sont à la baisse. La baisse s'amorce en France dans les années 1950 tandis qu'au Brésil elle commence dans les années 1990. Ces évolutions correspondent à l'évolution de l'urbanisation et de sa complexité. Pour Yaoundé, les évolutions des concentrations dans les sédiments ont ainsi pu être expliquées à travers des différentes étapes d'évolution d'occupation du sol du bassin de la ville (UN-Habitat, 2009), documentée par écrits et images aériennes, montrant une modernisation de la ville à l'issue de l'indépendance du Cameroun en 1960.

2.1.4 LES REJETS URBAINS PAR TEMPS DE PLUIE A PARIS

Martin Seidl, Jean-Marie Mouchel et al.

Références (Seidl et al., 1998; Seidl, Servais and Mouchel, 1998; Servais, Seidl and Mouchel, 1999)

Contexte

L'agglomération parisienne est drainée par 5 grands collecteurs gravitaires, qui transportent 80 % des eaux usées de l'agglomération vers la STEP Seine-Aval située à Achères. Les 150 litres d'eau consommés journalièrement par chaque habitant, augmentés des eaux de nettoyage, des fuites et les chasses d'eau en réseau conduisent à un débit de $2 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$ à Seine-Aval, soit près de $25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ d'effluent en sortie. Par temps de pluie, la capacité des collecteurs est dépassée et des eaux usées sont déversées en Seine. Le principal déversoir se situe à Clichy, usine de prétraitement et de pompage et nœud important du réseau d'assainissement de Paris. Les déversements peuvent dépasser les $50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et des volumes d'un million de m^3 lors d'événements exceptionnels. L'envergure du problème devient plus tangible et plus claire si on compare ces chiffres au débit de la Seine en été, soit environ $100 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$, les années sèches. Le déversoir de Clichy ne constitue cependant qu'une dizaine de pourcent de la quantité totale pouvant être déversée en Seine par temps de pluie.

L'objectif principal de mes études de doctorat, menées dans le réseau unitaire par temps de pluie, était de rechercher une meilleure caractérisation des matières organiques susceptibles d'être rejetées. La question majeure porte sur la différence fondamentale entre la composition du carbone par temps de pluie et par temps sec. En vue de l'application du modèle HSB, la recherche a été dirigée vers la biodégradabilité des différentes sources du carbone, des fractions dissoutes et particulaires et les estimations de la biomasse hétérotrophe. La très grande taille de l'agglomération parisienne et la présence de multiples points de déversement correspondant à des bassins de tailles différentes nous ont incités à effectuer des comparaisons entre différents sous-bassins.

ENCART : RUTP

Parmi les différents types de rejets issus des zones urbaines, les rejets urbains de temps de pluie (RUTP) sont particulièrement pénalisants vis-à-vis de la qualité du milieu récepteur. Chebbo *et al.* (2001) montrent que la pollution annuellement rejetée par les surverses de temps de pluie d'un réseau unitaire est comparable à la pollution annuellement rejetée par la station d'épuration après traitement. Seidl (Seidl, 1997) a estimé qu'un événement avec une période de retour d'un an (environ 20 mm pour une durée de ruissellement typique de l'ordre de 4 heures) peut apporter, sur une zone urbaine donnée, 60 fois la pollution rejetée par les STEP durant la même période. L'impact de ce type d'événement sur l'écosystème récepteur peut être dramatique aussi bien pour les prises d'eau, la baignade et la vie aquatique.

Les données de la littérature sur les impacts toxiques pour les organismes aquatiques montrent que la désoxygénation est le risque majeur de mortalité (piscicole en particulier), suivi de près par la présence d'ammoniaque et de plus loin par les éléments traces métalliques et les micropolluants organiques. On peut distinguer trois échelles de temps (effet immédiat, effet retardé de l'ordre de quelques semaines, voire années, et effet saisonnier) et trois catégories d'impact (vie aquatique – toxicité et eutrophisation, homme – risques sanitaires et milieu récepteur – modification physique).

Les études d'impact des RUTP visent pour la plupart au dimensionnement d'ouvrages de stockage et/ou de traitement des eaux de temps de pluie. Aujourd'hui ces démarches sont complétées par les actions de gestion en amont, réduisant le ruissellement urbain. Les variables décrivant la qualité de l'eau des rejets utilisées dans les études d'aménagement sont, dans l'immense majorité des cas, les variables classiques

qui décrivent la qualité des eaux résiduaires urbaines, soit en particulier le DBO5, la DCO et les MES, et dans certains cas les formes de l'azote et du phosphore. Les germes pathogènes sont également à l'ordre du jour quand le milieu possède des usages récréatifs.

Les modèles utilisés pour simuler la qualité du milieu récepteur après un RUTP, sont la plupart du temps, basés sur la description de la consommation d'oxygène initialement proposée par Streeter et Phelps (Streeter and Phelps, 1925), une approche qui consiste à décrire une courbe d'oxygène in situ en aval d'un point de rejet, où les concentrations passent par un minimum avant de retourner vers la valeur de saturation. Cependant des réserves doivent être émises quant à l'utilisation de cette approche pour simuler des événements fortement transitoires comme les RUTP. Les processus biologiques y sont décrits par des cinétiques chimiques de premier ordre, sans doute applicables sur de longues périodes, mais plus qu'insuffisantes sur des échelles de courte durée comme celle des RUTP. Dans les modèles du PIREN-Seine (Even *et al.*, 2004; Laborie *et al.*, 2016), l'approche Streeter et Phelps a été remplacée par le modèle HSB. (H) pour indiquer la matière organique complexe de Haut poids moléculaire, qui forme après hydrolyse le Substrat (S) utilisé par les Bactéries (B).

Le niveau d'oxygène dans un écosystème aquatique résulte d'une balance entre la photosynthèse, la respiration et la réoxygénation par échange eau/atmosphère. En Seine, en été, hors période de bloom algal la photosynthèse contrebalance la consommation hétérotrophe. La ré-aération naturelle ne contribue que partiellement à cet équilibre. L'apport important de biomasse hétérotrophe et de matières organiques par les RUTP peut perturber profondément cet équilibre. La consommation hétérotrophe augmente rapidement, tandis que la production d'oxygène peut diminuer en raison de la baisse de luminosité pour cause de mauvais temps et de la présence de particules dans le panache pollué, voire par un effet toxique des micropolluants rejetés (Mouchel, Simon and Maldiney, 1994). Des teneurs élevées en éléments métalliques traces dans les RUTP parisiens ont été rapportées par plusieurs auteurs (Chebbo and Bachoc, 1992; Paffoni, 1994; Estèbe, Mouchel and Thévenot, 1998) et leur toxicité algale a été ensuite démontrée dans les travaux de PIREN-Seine (voir 2.2.1).

Méthodologie

Dans le cadre d'une étude inter-agence, un bassin versant du réseau unitaire situé à Boulogne-Billancourt a été suivi pour caractériser les eaux par temps sec et par temps de pluie. Boulogne-Billancourt (Figure 12) est situé sur la rive droite de la Seine, juste en aval de Paris, et sa densité de population peut être comparée à celle de Paris. Le bassin de 43 hectares (au site S6), est constitué d'un collecteur ovoïde de faible pente, qui draine au point amont un sous-bassin de 28 hectares (au site S3) et d'environ 5 hectares (au site S1). Le site (S4c) est le point de mélange de S1 et S3. Deux avaloirs ont été choisis (S2 et S5) : un sur le petit bassin et un sur le collecteur principal. L'ensemble de Boulogne-Billancourt (environ 400 ha) a été échantillonné à la station de l'Avre (S7). En tout, 12 périodes de pluie ont été échantillonnées. Chacun des sites a été échantillonné pendant 2 périodes de temps sec et 6 périodes de pluies pour les paramètres de qualité tels que la DBO, l'azote ammoniacal et les matières en suspension. Les paramètres déterminant la dégradabilité du carbone et la quantité de biomasse n'ont été mesurés que sur les sites S4c et S6. En outre, une caractérisation des eaux déversées a été réalisée au niveau du déversoir de Clichy.

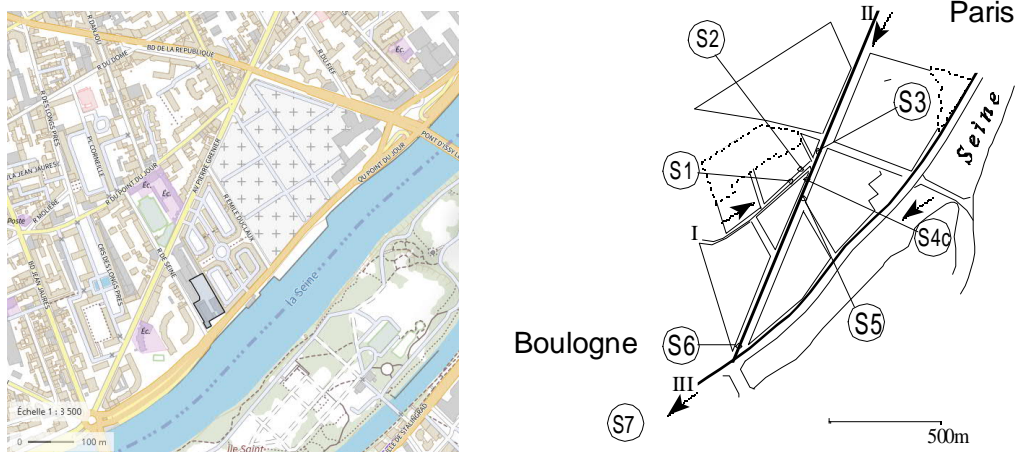


Figure 12 : Bassin versant expérimental à Boulogne-Billancourt (92)

Résultats et discussion

Les hydrogrammes constituent une donnée de base pour la comparaison des sites et le calcul des flux. Les cycles journaliers de débit apparaissent nettement, ils sont comparables aux données publiées dans la littérature avec une pointe matinale et un creux en fin de nuit. L'exemple de la pluie intense du 7 septembre 1995 (14 mm), montre un léger retard des maxima de débits de l'amont vers l'aval et un amortissement du débit au point le plus aval (S7) dû aux temps de transfert différents des sous-bassins versants qui composent la ville de Boulogne-Billancourt et à l'amortissement hydraulique du réseau. La forte augmentation de vitesse, due aux apports d'eau de pluie en amont, peut remettre des solides déposés en suspension, qui peuvent éventuellement se redéposer dans la partie aval du réseau où les accroissements de débit sont plus faibles. Ces phénomènes sont également fortement dépendants de la géométrie des collecteurs.

Le transport de MES a été évalué par des mesures de turbidité, une mesure rapide et de faibles coûts. De très bonnes corrélations entre la turbidité et les teneurs en MES ont permis d'utiliser ce paramètre pour toutes les campagnes de mesures, y compris les campagnes réalisées en Seine. Les valeurs de turbidité par temps de pluies ont été comparées à celles réalisées par temps sec. Une augmentation significative de la turbidité de très courte durée (first flush) est visible à chaque début de pluie, aussi bien pour les pluies matinales que pour celles du soir. Cette augmentation doit être liée à la resuspension partielle des dépôts du collecteur, observée à plusieurs reprises dans le collecteur principal.

Une fois passé ce pic, les pluies matinales échantillonnées ont légèrement augmenté la turbidité, tandis que les pluies du soir l'ont significativement diminuée. Le rapport entre le volume sec transitant dans le réseau et la lame d'eau tombée détermine la dilution de la charge érodée. Il se trouve que les pluies matinales étaient de volume faible, comme elles coïncident avec la pointe du temps sec dans le réseau la dilution est évidemment faible. Au contraire, les pluies de la fin de la journée étaient plus longues et plus intenses, avec un faible débit de temps sec. À Clichy, dans un bassin versant unitaire beaucoup plus grand (environ 12 000 ha), on n'observe pas les mêmes phénomènes de transport des suspensions (Paffoni, 1994). La teneur en MES est systématiquement plus élevée au cours des périodes de déversements que hors déversement.

La biodégradabilité des eaux usées a été évaluée selon plusieurs méthodes, plus ou moins classiques : a) mesures de la respiration, b) estimation du rapport DBO/DCO et c) mesures du carbone organique biodégradable.

Pour évaluer la demande en oxygène et sa cinétique par temps sec et par temps de pluie, des échantillons moyens par événement ont été soumis à des mesures de respiration en quasi continu. Contrairement aux boues activées, la respiration initiale des eaux usées est faible ($<10 \text{ mg.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$). Suite à des recherches bibliographiques et à une série d'expérimentations au laboratoire nous avons pu mettre en place un respiromètre avec une limite de détection de $0.15 \text{ mg.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$. Le système a été caractérisé par la mesure d' O_2 dans la phase gazeuse et composé d'un réacteur avec un rapport gaz/liquide variable d'environ 1/15 à 1/30, entre le circuit d'air et le circuit d'eau. Les avantages de la mesure en phase gazeuse sont la stabilité de la mesure et la possibilité de calibrer la sonde automatiquement en injectant de l'air extérieur dans le circuit. Une des difficultés principales était de parvenir à un échange eau/gaz très rapide, donc avec de très fines bulles, tout en évitant la formation de mousse favorisée par les détergents présents dans l'eau usée urbaine. La mousse finissait par envahir complètement la phase gazeuse, perturbant la mesure d'oxygène. Un système de jet et de vortex a permis de résoudre le problème. L'ouverture périodique du circuit d'air pour calibration permet également de renouveler l'oxygène et d'éviter l'anoxie. Les mesures de respiration montrent des vitesses de dégradation importantes et généralement sans période de latence, sauf pour une seule des eaux de temps de pluie analysées. L'activité de la biomasse rejetée est donc suffisante pour la consommation d'oxygène. Ces résultats suggèrent qu'en cas de déversement 50 % de la demande en oxygène estimée au moyen d'une DBO5 se ferait en moins de 24 heures. Connaissant la composition initiale de l'eau (matières organiques et bactéries), il était possible d'utiliser le modèle HSB pour simuler ces expérimentations (Seidl *et al.*, 1998).

La biodégradabilité peut aussi être définie à l'aide des paramètres classiques tels que la DBO5 et la DCO avec le rapport DBO5/DCO. En laissant de côté les biais possibles des mesures de la DBO, une période de 5 jours est suffisante pour couvrir la plupart de la consommation qu'on peut observer après un rejet. La comparaison de la biodégradabilité des eaux usées par temps de pluie et de la lame d'eau tombée montre une diminution progressive de la dégradabilité de 45 % à 25 % environ pour une augmentation de la lame d'eau d'environ 10 mm (Figure 13).

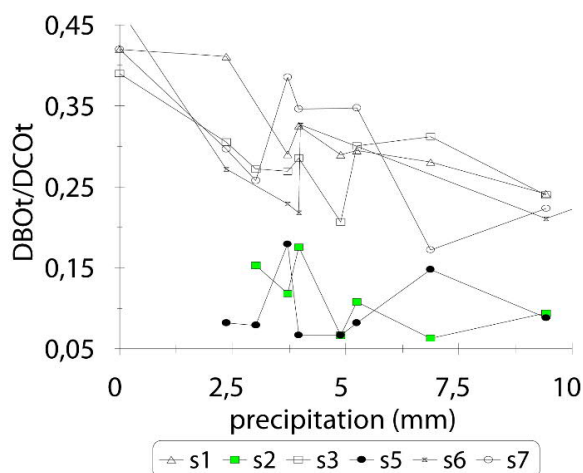


Figure 13 : Évolution de la biodégradabilité par temps de pluie à Boulogne en fonction de la lame d'eau exprimée comme le rapport DBO₅/DCO

Par contre, la dégradabilité des matières organiques véhiculées par les eaux de ruissellement reste inchangée, autour de 10 %. Les grosses pluies transportent donc dans le réseau une matière organique moins dégradable, en partie issue du ruissellement. Elles peuvent aussi remettre en suspension des dépôts en réseau contenant une proportion élevée de la matière organique réfractaire.

Finalement la biodégradabilité peut être également caractérisée à l'aide de mesures de carbone organique, c'est la méthode élaborée en parallèle avec le développement du modèle HSB, de manière à pouvoir fournir directement des concentrations de ses variables. Un autre avantage des mesures de carbone par rapport aux consommations d'oxygène ou aux mesures de DCO est que la sensibilité de la mesure est très élevée. Sous conditions aérobies la différence entre la teneur initiale et finale (après une incubation d'une durée définie) donne la partie de carbone transformée en CO₂ par l'activité microbienne. Une période de 40 jours s'avère suffisante pour avoir une teneur en carbone stable (Servais, Seidl and Mouchel, 1999) selon une technique couramment utilisée dans le domaine de la production d'eau potable. Les mesures après 5 jours d'incubation donnent un équivalent de la DBO₅. Ces mesures permettent d'élaborer une spéciation de la dégradabilité du carbone particulaire et dissous, et donc d'estimer l'effet de la sédimentation sur la consommation d'oxygène.

Un exemple de spéciation est donné dans la figure ci-dessous (Figure 14) pour le site S4c (33 ha) pour une pluie du soir assez forte. La partition du carbone organique a été établie à partir des incubations à 40 jours et des concentrations de carbone restant dans le réacteur après 5 jours. Le flux transporté par temps de pluie était presque trois fois plus élevé que le flux par temps sec, soit 40 kgC.ha⁻¹ au lieu de 17 kgC.ha⁻¹. La contribution de la fraction dissoute est légèrement plus élevée par temps sec que par temps de pluie, avec la moitié dégradée en 5 jours contre un tiers par temps de pluie (Figure 3). On remarque que la partie dégradable est plus élevée par temps sec : 78 % au lieu de 65 % par temps de pluie. Le carbone particulaire est plus facilement et plus rapidement dégradable par temps sec : 60 % en 40 jours, dont les trois quarts en 5 jours contre 50 % et la moitié en 5 jours par temps de pluie. La matière organique susceptible d'être rejetée en Seine par temps de pluie est moins dégradable, et la contribution de la matière organique particulaire est nettement plus élevée que par temps sec.

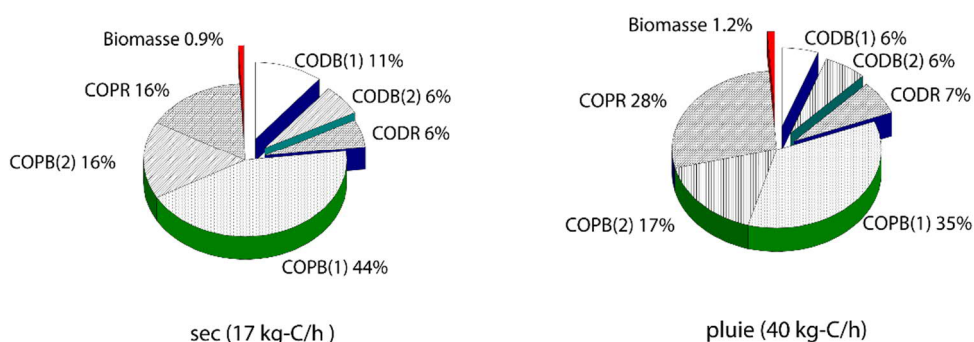


Figure 14 : Distribution du carbone organique en classes de dégradabilité par temps sec et par temps de pluie, à la même station (S4c)

La biomasse hétérotrophe reste le facteur important à caractériser dans le réseau. Les estimations de biomasse sont faites à partir d'observations au microscope à épifluorescence. La variabilité des résultats est assez élevée, et ne permet pas de distinguer entre le temps sec et le temps de pluie dans le bassin de Boulogne-Billancourt. Les principales différences ont été trouvées en fonction de la saison, la biomasse bactérienne hivernale étant moins élevée que la biomasse estivale. On peut penser que les plus faibles températures nuisent à son développement dans le réseau. Comparant nos résultats de Boulogne-Billancourt et de Clichy à ceux obtenus antérieurement à Achères, des différences très notables peuvent être observées à l'échelle du réseau d'assainissement : la biomasse constituait 1,2 % du COTB au site S4c, 4,5 % à Clichy et presque 6 % à l'arrivée sur la station d'Achères. La quantité de biomasse présente par unité de carbone total présente est donc fonction du temps de séjour dans le réseau, ce qui démontre que la biomasse est une caractéristique du réseau plutôt que des eaux usées.

Après la caractérisation en réseau de la matière organique et de la biomasse susceptibles d'être déversées, nos efforts se sont poursuivis en Seine en vue de la validation du modèle ProSe (Even *et al.*, 2004; Laborie *et al.*, 2016). L'hypothèse du rejet de grosses bactéries allochtones au taux de croissance élevé par le réseau d'assainissement, formulée après observations antérieures à l'aval d'Achères, devait être confirmée. La caractérisation des matières organiques selon des techniques équivalentes à celles que nous avons utilisées en réseau et la relation entre le déficit d'oxygène et la quantité de carbone rejeté étaient les thèmes principaux des suivis en Seine. La dégradation du carbone organique rejeté peut se faire par la population allochtone et/ou autochtone. Les mesures d'activités et de la biomasse de différentes tailles permettront d'éclaircir le partage des tâches.

Le site répondant à notre problématique était la Seine en aval de Clichy. Les études antérieures réalisées par le SIAAP au déversoir de Clichy (Paffoni, 1994), montrent que les événements orageux d'été provoquant des rejets de plus de $50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ atteignent des volumes très importants et peuvent provoquer des déficits critiques. Comme les essais en réacteur ont montré que la dégradation de la matière organique et donc la demande d'oxygène étaient les plus intenses durant les premières 24 heures, des suivis immédiats s'imposaient. Les vitesses d'écoulement en Seine en période d'étiage varient entre 0.10 et $0.25 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, il fallait donc travailler sur un trajet d'environ 20 kilomètres (de Clichy à Chatou) pour une bonne évaluation de l'impact des rejets in situ. Deux méthodes de suivi ont été appliquées : à partir d'un petit bateau à moteur et à partir des nombreux ponts qui enjambent la Seine (environ tous les 3 à 4 km). Le premier rejet que nous avons suivi était de $375\,000 \text{ m}^3$, le travail a été effectué en bateau. D'autres rejets de $525\,000$ et $320\,000 \text{ m}^3$ ont été suivis à partir des ponts en 1996. Les paramètres principaux de suivis étaient le carbone et l'évolution de la biomasse ; plusieurs traceurs ont également été suivis : conductivité, ammonium, oxygène et turbidité. Pour obtenir un point de comparaison, une série de mesures de la qualité de l'eau a été réalisée durant l'été par temps sec sur une fréquence hebdomadaire.

La meilleure façon de repérer les rejets in situ est la conductivité. L'eau rejetée à Clichy par temps de pluie est composée d'eau usée ($\approx 800 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$) mélangée à une forte proportion d'eau de ruissellement ($\approx 150 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$), ce qui résulte à une conductivité moyenne au cours des événements étudiés de l'ordre de $400 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$. La conductivité de la Seine étant de l'ordre de $500 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$, sa conductivité diminue clairement après mélange avec les eaux du rejet. L'autre traceur peut être l'oxygène, car la différence entre le niveau d' O_2 au centre du panache et la

teneur naturelle (soit le déficit induit par le rejet) se creuse avec le temps. Sur l'exemple du suivi du 22/08/1996, on peut suivre la pointe du rejet vers 3 heures à Clichy jusqu'au passage du milieu de la tâche à 9 heures le jour suivant à Chatou (Figure 15). L'augmentation de la valeur du minimum de conductivité au fur et à mesure du transit traduit la dispersion longitudinale, tandis que les traits verticaux indiquent les conductivités obtenues en trois points (rive gauche, centre et rive droite), et illustrent une assez faible hétérogénéité transversale.

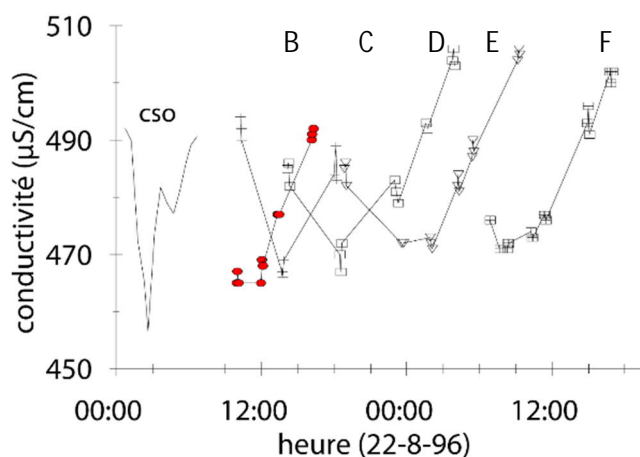


Figure 15 : Évolution du profil de conductivité en aval de l'usine de Clichy (CSO), suite au rejet de 22 août 1996. (B) pont de Gennevilliers. (F) barrage de Chatou.

La conductivité est un paramètre conservatif pour la durée du suivi. Les processus biologiques, contrairement aux dilutions, ne la modifient pas substantiellement. Seuls des rejets probablement industriels, déjà identifiés par temps sec, nous ont perturbés dans l'utilisation de ce traceur. Ainsi la comparaison des paramètres tels que l'ammonium ou la turbidité à la conductivité peut nous renseigner sur les processus physico-chimiques ou biologiques qui se développent après le déversement. La ligne de parfait mélange peut être construite à l'aide des moyennes pondérées par les débits de l'eau déversée et de l'eau de Seine avant le déversement. Les lignes pointillées indiquent un « espace de mélange » obtenu en considérant les écarts-types des mesures pour chacun des termes de référence (rejet et Seine par temps sec). En cas de simple mélange, la plupart des mesures devront ainsi se situer dans l'espace de mélange, encadré par les 2 lignes de déviation. La présence de points de mesure à l'intérieur de cet espace indique une conservativité, ou une balance équilibrée des termes de production et de consommation durant le trajet.

Une telle évaluation pour la turbidité montre une disparition rapide de MES dans la colonne d'eau. Même les échantillons prélevés près du point de déversement, soit au point B à 5 km en aval de Clichy (moins de 7 heures après le déversement) montrent une disparition importante, et ce pour tous les événements échantillonnés. Ces résultats indiquent des vitesses de chute supérieures à 0.6 m.h^{-1} . Les analyses de COP confirment la disparition des particules et des vitesses de chute élevées. Le carbone dissous et le carbone particulaire vont ainsi suivre des cheminements différents. Le carbone particulaire ne reste pas dans la colonne d'eau et sa participation au déficit d'oxygène ne peut être qu'indirecte.

Les calculs de bilan d'oxygène et de carbone dans les masses d'eaux polluées par les RUTP de Clichy montrent clairement que le déficit d'oxygène à Chatou est principalement lié au carbone

organique dissous et non pas au COP (Tableau 2). Le rapport entre COD rejeté (dégradable à 80 % environ) et le déficit d'oxygène est d'environ 2, le CODB peut ainsi être tenu pour responsable de la plupart de la consommation bactérienne d'oxygène. Cependant les analyses de carbone ne montrent pas une diminution significative du COD dans le panache au cours de temps. Il semble donc qu'une source additionnelle ait contribué au bilan de carbone organique.

Une comparaison entre le COD résiduel et dégradable dans les masses d'eaux suivies, la dégradabilité du carbone rejeté à Clichy (rapport CODB/COD d'environ 0.8) et celle du carbone organique de l'eau de Seine de temps sec (rapport d'environ 0.4) montre que le carbone additionnel résulte de l'apport d'une autre source hautement dégradable. Les explications plausibles pourront être une contribution de lyse du phytoplancton ou une défloculation du COP rejeté, dont la dégradabilité est également très élevée. Cependant ces hypothèses restent à confirmer.

Tableau 2 : Bilans de carbone et oxygène à Chatou pour les trois événements étudiés

suivi N°	temps de transit	Déficit initial O ₂	Excès O ₂ consommé à Chatou	Excès production bactérienne	COD rejeté	MES rejetées
	(h)	tonnes-O ₂	tonnes-O ₂	tonnes-C	tonnes-C	tonnes
#1	23.5	2.0	10.5	1.1	7.5*	113
#2	26	3.0	17.6	-	9	142
#3	28.8	1.7	12.3	2.0	6.2	30

Les résultats des mesures de la masse biomasse bactérienne par temps sec et par temps de pluie montrent pour les trois déversements suivis, une augmentation de la biomasse en grande partie due aux bactéries de grande taille provenant du rejet. Les points se rapprochent d'une droite de pente 1 avec un intercepte de 50 µgC.l⁻¹, équivalent à la biomasse par temps sec. Le même diagramme établi à partir de mesures d'activité plutôt que de biomasse est encore plus évocateur, l'activité spécifique des petites bactéries étant nettement inférieure à celle des grosses. Ainsi le surplus de production bactérienne et donc la consommation d'oxygène provient principalement des bactéries allochtones, les plus actives, apportées par les rejets. Le taux de croissance de bactéries dans la tâche d'eau usée (22/08/1996) varie entre 0.25 h⁻¹ pour les bactéries du rejet à moins de 0.06 h⁻¹ pour les bactéries mesurées dans le panache. La diminution du taux de croissance des bactéries entre les eaux du rejet et celles de la Seine dans le panache, alors que les bactéries présentes dans le panache sont principalement issues du rejet, n'est pas bien comprise aujourd'hui. Ce point mérite des travaux futurs.

Conclusions

Nos résultats confirment néanmoins les observations effectuées préalablement en aval de la station d'Achères : la majeure partie de l'activité hétérotrophe dans les masses d'eau contaminées est due à un apport de bactéries allochtones de taille supérieure à 1µm, de plus ces bactéries allochtones ont des activités spécifiques bien supérieures aux bactéries autochtones. Cette confirmation est un premier pas pour la validation de la théorie sur les bactéries de tailles inférieures et supérieures à 1 µm. Néanmoins, deux points restent à approfondir : l'origine de l'excès de carbone dégradable dans les masses d'eau et l'explication de la diminution relative de l'activité des bactéries allochtones après rejet.

2.1.5 FICHE SYNTHÈSE FLUX

PUBLICATIONS

- Seidl M, Hadrich B, Palmier L, et al (2019) Impact of urbanisation (trends) on runoff behaviour of Pampulha watersheds (Brazil). *Environ Sci Pollut Res*. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06029-6>
- Seidl M, Petrucci G, Lorgeoux C, Nascimento N (2014) Assessment of dry and wet weather pollutant fluxes in a small urban watershed of Belo Horizonte (Brazil). In: ICUD 2014, 13th International Conference on Urban Drainage, Sarawak, Malaysia, 7-12 September 2014
- Silva T, Vinçon-Leite B, Giani A, et al (2016) Modelagem da Lagoa da Pampulha: uma ferramenta para avaliar o impacto da bacia hidrográfica na dinâmica do fitoplâncton. *Engenharia Sanitaria e Ambiental* 21:95-108. <https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100125692>
- Naah M, Seidl M, Tassin B (2013) Micropollutants as tracers of urbanization history of the Mingoa river watershed (Yaoundé, Cameroon). In: Proceedings 14th EuCheMS International Conference on Chemistry and the Environment, ICCE 2013, Barcelona, June 25-28, 2013
- Seidl M, Servais P, Martaud M, et al (1998b) Organic carbon biodegradability and heterotrophic bacteria along a combined sewer catchment during rain events. *Water Science and Technology* 37:25-33. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00752-X](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00752-X)
- Seidl M, Servais P, Mouchel JM (1998c) Organic matter transport and degradation in the river Seine (France) after a combined sewer overflow. *Water Research* 32:3569-3580. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00169-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00169-9)
- Seidl M. (1997b) Mesures de la respiration dans les eaux usées. In: *Mesures et environnement*. Presses des Ponts et Chaussées, pp 33-39
- Servais, P., Seidl, M., & Mouchel, J.-M. (1999). Comparison of Parameters Characterizing Organic Matter in a Combined Sewer During Rainfall Events and Dry Weather. *Water Environment Research*. 71(4). 408-417. <https://doi.org/10.2175/106143097X122112>

CONTEXTE

- PERIODE: 2012-2018
- CADRE: Projet brésilien BRUM, Bacias Representativas de Usos Mistos - Pampulha
- PARTENAIRES: UFMG EHR / PBH / ENPC
- FINANCEMENT: FINEP / bourse FAPEMIG
- RESPONSABILITÉS: mise en place du système de suivi hydrologique, supervision de collecte et traitement des données, participation à l'écriture collective des articles scientifiques
- ENCADREMENT (Brésil) : Talita Silva, Viet Trinh – doctorats en co-tutelle UFMG/ ENPC

-
- PERIODE: 2008-2013
 - CADRE: [Thèse en cotutelle ENPC Université de Douala](#)
 - PARTENAIRES: Cereve ENPC/ Université de Douala
 - FINANCEMENT: UNESCO
 - RESPONSABILITÉS: Mise en place du projet de thèse et encadrement au quotidien, organisation de la mission au Cameroun
 - ENCADREMENT: Marielle Naah doctorat UPE, co-direction avec Bruno Tassin (ENPC)

-
- PERIODE: 2006-2011
 - CADRE: [Projet europeen SWITCH Urban waters](#)
 - PARTENAIRES: UFMG, PBH, IHE Unesco et une vingtaine de partenaires en Europe Afrique et Amérique latine
 - FINANCEMENT: EU, bourse CNPq /FAPEMIG
 - RESPONSABILITÉS: mise en place de suivi des eaux urbaines, encadrement des stagiaires Master et pré-doctorat français et brésiliens
 - ENCADREMENT (Brésil) : Paulo Castro, mestrado UFMG, Jean Legroux, M2 SPo Rennes

-
- PERIODE : 1995 - 1996
 - CADRE : [Programme PIREN-Seine](#) / Doctorat Martin Seidl
 - PARTENAIRES : Cereve ENPC/ Université Pierre et Marie Curie
 - FINANCEMENT : sous-action du plan quadriennal, financeurs principaux AESN et SIAAP
 - RESPONSABILITÉS : mise en place et organisation des suivis de qualité d'eau sur le corridor fluvial de la Seine entre Clichy et Chatou.
 - ENCADREMENT : Godefroy Belhomme stage M2 UPEC

-
- PERIODE : 1992-1994
 - CADRE : Recherche effectuée dans le cadre d'étude Inter-agences pilotée par l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse. Pour acquérir les données le CERGRENE a collaboré avec le bureau d'étude SAFEGE, travaillant pour le compte du département des Hauts-de-Seine et l'Agence de l'Eau Seine-Normandie. / Doctorat Martin Seidl
 - FINANCEMENT : l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, 60 000 Francs.
 - RESPONSABILITÉS : mise en place de suivi des équipements de prélèvement à Boulogne Billancourt et à l'usine de relevage de SIAAP à Clichy, coordination des suivis in situ avec les partenaires SAFEGE, Ville de Paris et SIAAP, collecte et analyse des données obtenues des partenaires.

2.2 Impact des ruissellements urbains sur l'écosystème aquatique

2.2.1 L'IMPACT DES RUTP SUR LE PHYTOPLANCTON

Martin Seidl, Christiane Huang, Olivier Errecalde, Stéphanie Even et J-M. Mouchel, Références (Errecalde, Seidl and Campbell, 1998; Seidl, Huang and Mouchel, 1998; Even et al., 2004)

Contexte

Dans un écosystème aquatique, comme nous l'avons rappelé en introduction, la photosynthèse contrebalance l'activité hétérotrophe. La question principale que nous cherchons à résoudre est l'effet inhibiteur des micropolluants contenus dans les rejets sur la production primaire du phytoplancton. Une éventuelle inhibition de la photosynthèse par ombrage par un excédent de MES est déjà pris en compte par le modèle ProSe, pour autant qu'il reste des particules dans l'eau. Cependant l'effet phytotoxique de ces particules n'a pas été inclus jusqu'à présent.

L'évaluation de relations dose-effet oblige à éliminer certaines variables en travaillant en laboratoire. Pour s'approcher le plus possible de la situation réelle, nous avons choisi de travailler sur une population phytoplanctonique complexe de la Seine et non pas sur une seule espèce. Comme l'effet du déversement se fait ressentir principalement durant le premier jour après la pluie, l'effet à mesurer était la production primaire plutôt que la croissance. Les avantages de mesurer la production primaire sont multiples : d'abord on mesure l'effet direct des toxiques sur le bilan d'oxygène, l'élément-clé de notre problématique, d'autre part, parce que les mesures de la productivité sont une méthode courante et bien documentée. L'originalité de notre approche était l'application de cette méthode sous la forme de mesure directe de type DBO aux estimations de la toxicité. La technique d'incorporation de ^{14}C est fréquemment appliquée, mais elle est plus coûteuse, donne des résultats de même précision et évalue plutôt la production primaire que la photosynthèse.

Méthodologie

Trois métaux, présents majoritairement dans les rejets par temps de pluie (Paffoni, 1994; Estèbe, Mouchel and Thévenot, 1998) et connus pour leur toxicité sur le phytoplancton, ont été choisis pour les bio-essais : le zinc, le cuivre et le plomb.

Les algues utilisées pour les tests ont été prélevées en Seine et acclimatées pendant 2 jours en laboratoire en présence d'un complexant métallique l'EDTA. La culture ainsi obtenue a été utilisée directement pour les tests avec les métaux. La culture était également filtrée et re-suspendue dans de l'eau d'Evian pour les tests avec les rejets, nécessitant des dilutions. Comme eau de dilution a été utilisée l'eau d'Evian exempte de pollution, d'une qualité constante et avec des caractéristiques ioniques proches de celles de la Seine. La méthode a été validée à l'aide des nombreux réplicas avec zinc, en comparant avec les résultats de la littérature.

Les suspensions mères d'algues étaient mélangées avec des concentrations différentes de toxiques tout en maintenant la densité algale constante. Des incubations d'environ 6 heures à l'obscurité et à la lumière ont permis de déterminer la production et la respiration phytoplanctonique. La bouteille incubée au noir donne la respiration, celle incubée à la lumière donne la production nette d'oxygène. La photosynthèse est obtenue par différence entre les deux. Les résultats sont toujours exprimés en référence à un blanc réalisé avec la même culture de départ et dans les mêmes conditions. Des tests préalables ont montré que la phase de photosynthèse est plus sensible que celle de la respiration. Aujourd'hui l'approche

respirométrie est toujours utilisée cependant la teneur en oxygène est suivie en continu et dans la phase gazeuse (Eom *et al.*, 2021).

L'ajout d'un complexant non toxique comme l'EDTA est régulièrement pratiqué pour les tests de phytotoxicité algale pour stabiliser les concentrations des ions libres. Cette technique a été transposée en laboratoire à partir des expériences effectuées à l'INRS Eau dans le cadre des travaux sur l'ion libre (Errecalde, Seidl and Campbell, 1998), décrits plus en détail dans l'encart ci-dessous. La présence d'une quantité significative (5 μM) d'un complexant puissant tel que l'EDTA, la connaissance de ses constantes d'équilibre et la composition du milieu permettent de calculer la concentration de l'ion libre pour les métaux utilisés. Dans le cas d'un milieu tel que l'eau de Seine, seules les concentrations des principaux cations et anions sont connues. L'EDTA étant le ligand le plus fort va déterminer principalement la distribution du métal, les autres ligands tels que les carbonates, les chlorures ou les hydroxydes n'interviennent que partiellement. La variation naturelle des concentrations de ces ligands dans de l'eau prélevée ne modifie pas significativement la spéciation. Cependant divers facteurs peuvent influencer le résultat final : la présence de ligands inconnus avec des constantes de complexation non négligeables ainsi que la présence d'autres métaux comme, par exemple, le chrome ou le nickel. Les résultats des calculs sont présentés comme des estimations, faites sous des conditions identiques pour tous les métaux de référence. Les essais avaient une durée relativement courte (<6h) sous des conditions sensiblement constantes ($dC(\text{O}_2)$, pH, température) pour atténuer une évolution éventuelle de précipitation ou de complexation. Malgré ces inconvénients, les calculs de spéciation métallique restent une des seules façons d'estimer des concentrations extrêmement faibles, indétectables par les méthodes actuelles et souvent adoptées pour les essais de toxicité (Campbell, 1995; Wolterbeek *et al.*, 1995; Errecalde, Seidl and Campbell, 1998). Différents modèles numériques peuvent être utilisés, ils donnent des résultats comparables. Le modèle utilisé ici est Mineql+ (Schecher and McAvoy, 1992).

ENCART : ION LIBRE

La façon dont les métaux dissous interagissent avec les organismes aquatiques a été tirée d'études en laboratoire sur les algues d'eau douce et marine. Les avantages de l'utilisation d'algues comme organismes d'essai biologique sont bien documentés (par exemple : petite taille, accès à de grandes populations, facilité de culture, utilisation de milieux de culture inorganiques simples, taux de croissance rapide (Walsh, 1988)). Les expériences sont généralement effectuées dans des milieux d'exposition chimiquement définis ; l'accumulation de métaux par les algues, ou les effets des ajouts de métaux sur la croissance des algues (stimulation ou inhibition), sont surveillés en tant qu'indication de la « biodisponibilité » des métaux. De telles expériences, un ensemble de preuves convaincantes a été dérivé pour soutenir le principe selon lequel la réponse biologique provoquée par un métal dissous est généralement fonction de la concentration en ion de métal libre, $M_z + (\text{H}_2\text{O})_n$; ces observations empiriques ont conduit à la formulation du modèle des ions libres (FIM) pour les interactions métal-organisme (Morel and Hering, 1993). Presque sans exception, des expériences conformes à la FIM ont été réalisées à pH fixe, avec des traces de métaux divalents (Cu, Cd, Ni, Pb, Zn), dans des milieux artificiels (inorganiques) ou dans de l'eau de mer filtrée, et en présence des quantités connues de ligands synthétiques tels que l'acide éthylène-diamine-tétra-acétique (EDTA) ou l'acide nitrilo-tri-acétique (NTA) (Campbell, 1995). Ces ligands agissent comme des tampons métalliques – en manipulant la concentration totale de métal, $[M]_T$, et / ou la concentration totale de ligand, $[L]_T$, on peut ajuster la concentration d'ions de métal libre, $[M_z^+]$, sur la plage souhaitée. Peut-être fortuitement, ces ligands forment des complexes hydrophiles avec les métaux d'intérêt, par exemple CuNTA-1 et CuEDTA-2 , vis-à-vis desquels les membranes biologiques sont

pratiquement imperméables (Simkiss and Taylor, 1995). Un nombre limité d'exceptions à la FIM a été rapporté dans la littérature (Campbell, 1995). Beaucoup de ces exceptions peuvent être expliquées par la présence dans les milieux d'exposition de complexes de ligands métalliques lipophiles, M-Lno, capables de traverser les membranes biologiques sans se dissocier au préalable (Phinney and Bruland, 1994). Cependant, il existe un certain nombre de rapports intéressants dans la littérature sur la disponibilité accrue des métaux en présence de ligands hydrophiles de faible poids moléculaire d'origine biogénique (métabolites primaires). Dans la construction du FIM, on s'attend à ce que la complexation d'un métal par un tel ligand diminue sa biodisponibilité, et en fait, dans tous les exemples documentés, une telle diminution est notée. Cependant, dans plusieurs expériences soigneusement contrôlées avec des organismes aquatiques, la biodisponibilité « résiduelle » du métal en présence du ligand s'est avérée supérieure à ce qui aurait été prédit sur la base de la concentration d'ions de métal libre à l'équilibre. Les plans des expériences démontrant ces exceptions apparentes à la FIM sont similaires : une courbe concentration-réponse est d'abord déterminée en l'absence du ligand, puis l'expérience est répétée en présence du ligand. La concentration d'ions métalliques libres en présence du ligand est mesurée ou calculée, puis utilisée pour prédire la réponse biologique ; dans chaque cas, le métal s'est avéré être plus « disponible » que prévu à partir de la courbe concentration-réponse. Les explications possibles de ce comportement anormal apparent des métaux en présence de métabolites de faible poids moléculaire comprennent (a) des modifications involontaires du milieu d'exposition lors de la manipulation des concentrations de ligand (notamment une diminution des niveaux de Ca^{2+} libre) et (b) un métal « accidentel » transport. Étant donné le rôle métabolique central joué par les acides aminés et les acides organiques, tels que le citrate, et la présence possible de systèmes de transport membranaires spécifiques conçus pour faciliter l'assimilation de ces métabolites (Raven, 1980), il est tentant de supposer que les métaux pourraient traverser membranes biologiques en présence d'acides aminés ou de citrate par transport « accidentel », où le ligand est assimilé comme un complexe métal-ligand et le métal est internalisé.

Pour différencier ces deux explications mentionnées ci-dessus, des expériences ont été mises en place dans un système simple constitué d'une algue verte unicellulaire d'eau douce (*Selenastrum capricornutum*) en présence de citrate comme métabolite hydrophile représentatif de bas poids moléculaire (Errecalde, Seidl and Campbell, 1998). Les paramètres biologiques comprenaient le taux de croissance des algues (μ), la densité des cellules algales après 72 heures d'incubation, l'absorption de métal et l'absorption de ligand.

Les toxicités du Cd et du Zn pour le chlorophyte ont été déterminées dans des milieux synthétiques tamponnés par $100 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ de NTA (FRAQNTA) ou de citrate (FRAQCIT), et dans du milieu FRAQUIL non tamponné (FRAQ). La spéciation des métaux dans ces milieux d'exposition a été ajustée de manière à maintenir des concentrations libres constantes de Ca^{2+} , Mg^{2+} et Mxz^{+} alors même que les concentrations libres de Zn^{2+} ou Cd^{2+} variaient. La réponse de croissance des algues aux variations du Zn^{2+} libre et du Cd^{2+} libre était similaire dans les milieux FRAQ et FRAQNTA, mais la sensibilité des algues au Zn^{2+} libre ou au Cd^{2+} libre a augmenté de façon marquée dans le milieu FRAQCIT. L'ajout de Zn aux milieux FRAQ, FRAQNTA ou FRAQCIT ($0,02 - 2 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ Zn^{2+} libre) a provoqué une diminution du taux de croissance des algues, mais les algues sont restées en croissance exponentielle aussi longtemps que dans le témoin (72 h). Des résultats similaires ont été obtenus pour des expositions au Cd dans des milieux FRAQ ou FRAQNTA ($0,01 - 0,9 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ Cd^{2+} libre), mais des ajouts de Cd au FRAQCIT ont donné des courbes de croissance anormales (sensibilité accrue au Cd^{2+} à de faibles niveaux de Cd ; période de croissance exponentielle raccourcie à des niveaux élevés de Cd). L'absorption intracellulaire à court terme (6 mn) de ^{109}Cd radio marqué a été mesurée dans les trois milieux contenant la même concentration de Cd^{2+} libre ($0,25 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$). L'absorption de cadmium était plus de 2 fois plus élevée dans FRAQCIT que dans les deux autres milieux. Dans les mêmes conditions, l'algue pourrait accumuler du citrate ; le taux d'absorption mesuré (83 pmol de citrate $\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) était environ 4 fois supérieur à celui du Cd en présence de citrate ($21 \text{ pmol Cd}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) – le transporteur de citrate n'aurait qu'à être « trompé » une fois tous les quatre événements de transport pour tenir compte de l'augmentation de l'absorption de cadmium en présence de citrate.

Ces résultats montrent clairement que la biodisponibilité du Cd et du Zn diverge des prédictions du modèle d'ions libres en présence d'un métabolite de bas poids moléculaire tel que le citrate. L'absorption « accidentelle » ou "piggy-back" du complexe métal-ligand à travers la membrane biologique est l'explication la plus plausible de cette disponibilité accrue.

Résultats

Que l'action toxique soit principalement le fait des ions libres, non liés aux divers ligands, et non le fait du métal total est démontrée à nouveau par les ajouts de plomb. En effet, une augmentation du plomb total ne résulte pas dans un effet toxique plus élevé, car les concentrations du plomb libre restent limitées suite à la précipitation de carbonate de plomb. Nous exprimons les résultats en CE_{50} , soit la concentration pour laquelle une diminution de 50 % de la photosynthèse est obtenue. Les valeurs de CE_{50} (ion libre) obtenues dans nos tests étaient de $3.6 \cdot 10^{-10}$ M (0.023 $\mu\text{g/l}$) pour le cuivre, $5.2 \cdot 10^{-6}$ M (340 $\mu\text{g/l}$) pour le zinc et $4.1 \cdot 10^{-5}$ M (8480 $\mu\text{g/l}$) pour le plomb ; elles sont en bon accord avec les valeurs publiées dans la littérature et ont ainsi validé la méthode utilisée.

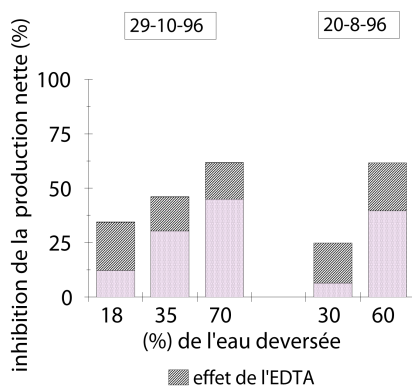


Figure 16 : Effet de l'action complexante de l'EDTA sur la toxicité des eaux filtrées du RUTP de Clichy le 20 août et le 29 octobre 1996 (Seidl, Huang and Mouchel, 1998)

Plusieurs tests effectués avec les eaux des déversements du 20 août et du 28 octobre 1996 ont montré une différence nette entre les deux événements. Malgré la valeur identique des CE_{50} , l'action toxique est très différente. À une dilution de 20%, régulièrement observée en étiage après les événements orageux, le déversement du 20 août ne donne qu'une inhibition de 10 % tandis que l'autre déversement monte jusqu'à 30 %. La composition des déversements de Clichy (Paffoni, 1994) montre une très grande hétérogénéité, ce qui explique les différences observées ici. On notera que des essais effectués avec des eaux de Clichy, centrifugées pour enlever seulement le matériel décantable et non pas toutes les particules, ont donné des inhibitions beaucoup plus fortes. L'absorption de lumière par les particules fines restées en suspension ne permettait pas d'expliquer complètement cet effet. Ce résultat suggère qu'une partie significative de la toxicité du rejet peut être due à des produits adsorbés sur des particules en suspension.

Pour justifier l'hypothèse de la toxicité des métaux lourds, des tests de toxicité de l'eau déversée en présence et en absence d'EDTA ont été conduits. La quantité d'EDTA ajoutée (5 μM) est théoriquement capable de fixer tous les métaux toxiques potentiellement présents. La fraction dissoute (<0.2 μm) testée ne contenait que quelques μM de zinc, moins d'un μM de cuivre et

moins d'un centième de μM du plomb. La diminution nette de la toxicité suite à la complexation des métaux montre qu'une partie non négligeable de la toxicité des effluents est bien due aux métaux lourds : la valeur de la dilution CE50 peut presque doubler de 0.4 à 0.8 avec ou sans EDTA (Figure 16). Les teneurs entre 1 et 4 μM de zinc dans la phase dissoute du rejet utilisé peuvent expliquer partiellement cette diminution. Cependant, les effets de synergie ou antagonisme en présence de multiples toxiques et l'accentuation de l'effet des petits ligands organiques de type citrate (Errecalde, Seidl and Campbell, 1998) rendent impossible l'évaluation de la contribution directe de tel ou tel toxique dans le cocktail que constitue l'eau déversée par les rejets urbains par temps de pluie.

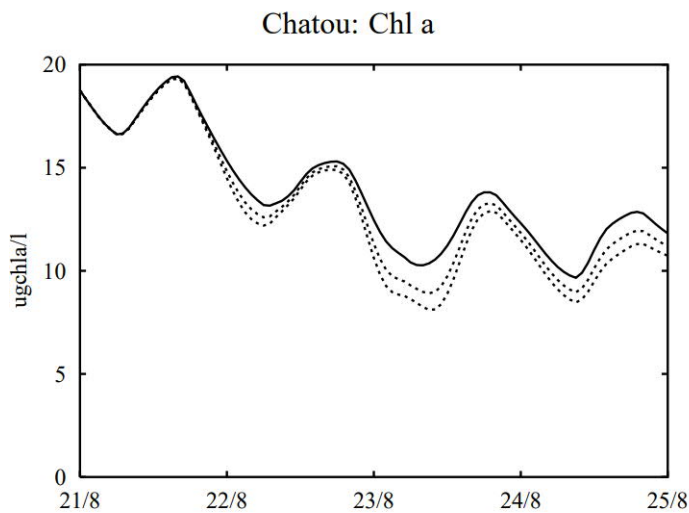


Figure 17 : Effet d'impact toxique du déversement du 22 août 1996 simulé avec ProSe. Ligne continue modélisation sans effet toxique et en pointillé avec des degrés de toxicité différents (Even et al., 2004)

Conclusions

Ces résultats montrent qu'une population mixte de phytoplancton, en phase de croissance exponentielle adaptée aux faibles concentrations de métaux, peut subir un effet substantiel des eaux usées rejetées par temps de pluie à Clichy. Cependant l'effet inhibiteur in situ peut être modifié par l'état physiologique du phytoplancton, ou par les conditions climatiques comme la température ou l'ensoleillement. En ajoutant un terme d'inhibition de photosynthèse au modèle ProSe, on a pu quantifier les conséquences de l'effet toxique sur les teneurs en oxygène dissous. Ces simulations avec ProSe ont été réalisées en modifiant également le terme de chute des grosses bactéries.

L'application du modèle a permis de montrer un effet toxique lent qui se développe baissant le niveau de chlorophylle d'environ 20 %. En effet, pour des teneurs en chlorophylle-a courantes en Seine de l'ordre de 30 à 40 $\mu\text{g.l}^{-1}$, l'excédent de déficit en oxygène est très faible dans la masse d'eau directement polluée par le rejet de Clichy une journée après le rejet. Par contre, on note des effets significatifs pour les masses d'eaux suivantes (environ 1 mg.l^{-1} d'oxygène en moins en tenant compte de l'effet toxique), polluées par des RUTP plus amont, pour lesquelles le temps de transit a été plus long (Figure 17). L'analyse des courbes simulées de chlorophylle montre que le mécanisme est en fait double : d'une part, on a à court terme la diminution de la production d'oxygène suite à l'ombrage par les MES, l'absence d'ensoleillement et un possible effet toxique aiguë ; d'autre part, on a une baisse de la production primaire qui se traduit au bout de quelques jours par une baisse de photosynthèse en dehors de tout effet toxique.

2.2.2 IMPACT DU RUISSELLEMENT SUR LES ROTIFERES

Avec Lian Scholes, Anders Baun et Jean-Marie Mouchel
Références (Scholes et al., 2007; Baun et al., 2008)

Contexte

Les impacts environnementaux des eaux pluviales urbaines et plus spécifiquement du ruissellement sur les voies de circulation ont suscité un intérêt croissant au cours des dernières décennies (Maltby *et al.*, 1995; Marsalek *et al.*, 1999; Müller *et al.*, 2020). L'attention a été renforcée par la mise en œuvre de la directive-cadre européenne sur l'eau avec des indications sur la nécessité de lutte contre les sources de la pollution diffuse (CEE, 2008). Bien que plusieurs études portant sur l'évaluation de la toxicité des rejets urbains par temps de pluie ont été publiées (Marsalek *et al.*, 1999), l'impact toxique du ruissellement urbain n'était pas encore suffisamment bien décrit dans la littérature. Les ruissellements urbains contiennent en général un mélange complexe de polluants et, par conséquent, leur caractérisation chimique n'est pas suffisante pour évaluer leur potentiel toxique. Certains auteurs (Christensen, Nakajima and Baun, 2006; Lundy, Revitt and Ellis, 2018) suggèrent ainsi comme stratégie de surveillance alternative, l'utilisation d'un ensemble des tests de toxicité. Cet outil est approprié pour le dépistage et l'évaluation des impacts potentiels sur les eaux réceptrices, cependant peu d'études de ce type sont menées principalement dues à la complexité de mise en place et coûts élevés.

C'est dans ce contexte que projet européen Daywater (Thevenot, 2008) visait, entre autres, à évaluer l'ordre de grandeur des effets toxiques des constituants chimiques dans les eaux de ruissellement des différentes villes européennes sur une variété de biote (Scholes *et al.*, 2007; Baun *et al.*, 2008).

Méthodologie

Des échantillons d'eau de ruissellement ont été collectés à la suite d'événements pluvieux sur quatre sites urbains distincts : Nantes en France, Wuppertal en Allemagne et Luleå et Stockholm en Suède. Les échantillons bruts ont été soumis à une batterie de tests écotoxicologiques basés sur la mesure de l'inhibition de croissance des bactéries (*Vibrio fischeri* sous forme de test Microtox (Chang, Taylor and Leach, 1981)), des algues (*Pseudokirchneriella subcapitata* suivant la norme ISO 8692 (ISO, 2012)) et des macro invertébrés (*Brachionus calyciflorus*, suivant la norme NF T90377 /NF ISO 20666 (ISO, 2008)). Par analogie avec des travaux sur les algues et les RUTP (Figure 16, (Seidl, Huang and Mouchel, 1998)), des tests supplémentaires ont été effectués suivant une procédure simplifiée d'évaluation et de l'identification de la toxicité (TIE) pour étudier la contribution des métaux traces et des produits chimiques organiques à la toxicité totale. Dans le présent document, les résultats d'échantillons d'eau prélevés sur le site de Stockholm sont présentés à titre d'exemple des données obtenues et les discussions se concentrent sur l'application de ces résultats à l'évaluation de la vulnérabilité.

Résultats et discussion

Les descripteurs du ruissellement chimique de ce site sont résumés dans le tableau ci-dessous (Tableau 3). Comme on pouvait s'y attendre d'après l'analyse chimique, les échantillons les plus toxiques pour les rotifères étaient ceux contenant le niveau le plus élevé de métaux lourds, à savoir STO1 et STO2, qui contenaient 12 mg.l⁻¹ et 3,8 mg.l⁻¹ de zinc et 1,9 mg.l⁻¹ et 0,32 mg.l⁻¹ de cuivre, respectivement (Tableau 3). Compte tenu des concentrations totales très élevées de cuivre dans STO1 et STO2 et de la forte toxicité connue du cuivre envers les algues (Radix *et al.*,

2000), il peut sembler surprenant que seul l'échantillon STO2 ait montré une toxicité significative envers les algues. Cependant, les concentrations totales de métaux ne reflètent pas les concentrations biodisponibles, car la complexation des métaux par des ligands organiques et anorganiques peut réduire considérablement leur toxicité. Tel est par exemple les cas des ions de chlorure pendant le salage, formant des ligands avec les métaux en les rendant moins toxiques. Ces observations soulignent que les concentrations totales des métaux traces ne peuvent pas être utilisées en soi pour la prédiction de la toxicité des échantillons en raison de leur complexation et sorption aux matières en suspension.

Tableau 3 : Paramètres totaux suivis pendant les événements pluvieux sur le site de Stockholm (STO). Les échantillons 8,9 et 10 ont été collectés pendant la fonte de neige avec périodes de salage (Scholes et al., 2007; Baun et al., 2008)

Sample STO	SS (mg/l)	NO ₃ (µg/l)	PO ₄ ⁻ (µg/l)	Cond. (mS/m)	Zn (µg/l)	Cu (µg/l)	Cd (µg/l)	Pb (µg/l)
01	13000	110	66	145	<u>12000</u>	1900	8.5	900
02	1750	540	12	23	<u>3800</u>	320	1.0	110
03	780	370	7	17	<u>2400</u>	170	1.1	120
04	210	690	15	31	500	52	0.3	44
05	150	213	6	23	450	62	0.3	26
06	17	250	12	46	66	16	0.2	4
07	210	17	66	28	<u>3900</u>	380	2.4	300
08	270	850	19	<u>3910</u>	180	62	0.5	10
09	190	240	23	<u>3930</u>	200	61	0.9	11
10	320	130	30	<u>3760</u>	410	95	0.9	14

L'échantillon STO1 s'est avéré toxique pour les rotifères et les bactéries, mais aucun effet significatif sur les taux de croissance des algues n'a été observé (

Tableau 4). Les tests sur les rotifères et les algues ont identifié le STO2 comme étant toxique, mais cet échantillon n'a pas provoqué d'inhibition dans le test bactérien. Cependant, le test Microtox a été le seul à détecter une toxicité dans STO5 et, pour cet échantillon, aucune des mesures de produits chimiques présentées dans le Tableau 3 n'indique que STO5 devrait être plus toxique que, par exemple, STO3 ou STO4. La raison de l'utilisation de trois tests de toxicité avec différents organismes et différents paramètres toxicologiques sur tous les échantillons en parallèle était d'améliorer les possibilités de détection de la toxicité. Les résultats présentés démontrent clairement les bénéfices de l'application d'une stratégie de test dans laquelle un ensemble de tests biologiques est inclus. Aucun organisme ne s'est révélé être le plus sensible lors de ces tests d'échantillons d'eaux pluviales complexes.

Tableau 4 : Concentrations pour 10, 20 et 50 % d'inhibition d'activité, pour la bactérie (*V. fischerii*) et l'algue (*Pseudokirchneriella subcapitata*) exposées au ruissellement urbain. Les valeurs indiquent les dilutions du ruissellement en volume d'échantillon en millilitre par litre d'essai. "-" Le calcul d'EC n'était pas possible.

Sample	Bacteria			Algae		
	EC10	EC20	EC50	EC10	EC20	EC50
STO/02	-	-	-	358	522	965
STO/03	307	617	>1000	1000	>1000	>1000
STO/04	570	775	>1000	-	-	-
STO/05	139	>1000	392	-	-	-
STO/06	-	-	-	327	1000	>1000
STO/07	393	626	>1000	-	-	-
STO/08	182	319	837	182	242	374
STO/09	229	358	770	137	196	333
STO/10	236	383	877	152	216	368

Dans la présente étude, l'analyse chimique a révélé que les échantillons STO1 et STO2 étaient fortement contaminés par des métaux et cela seul justifierait des inquiétudes quant à l'impact de leur rejet. Ainsi, pour ces deux échantillons, il peut sembler inutile d'inclure une batterie de tests de toxicité pour ce type d'échantillon. Le test Microtox a également identifié le STO5 comme un échantillon potentiellement problématique même si les analyses des ETM ne l'indiquaient pas. Bien que les résultats des tests TIE (Figure 18) indiquent que les ETM sont les principaux contributeurs à la toxicité il existe probablement d'autres composés contribuant à la toxicité totale, qu'il faudra cependant identifier. En revanche, les résultats des tests biologiques portent sur les effets toxiques de l'ensemble des composés, informations qui n'auraient pas pu être obtenues par la seule analyse chimique.

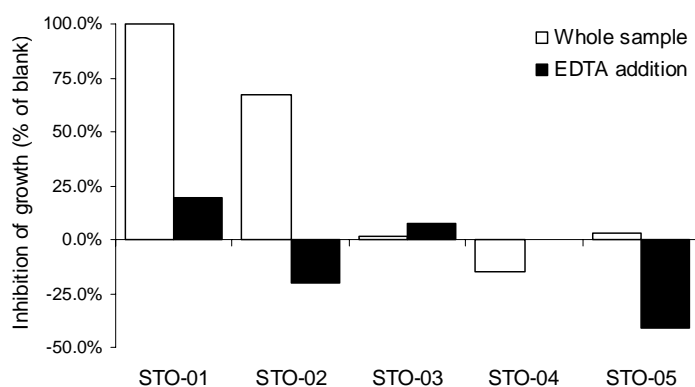


Figure 18 : Toxicité des échantillons bruts du ruissellement autoroutier de Stockholm avec le rotifère *Brachionus calyciflorus* et l'effet de complexation des métaux (Baun et al., 2008).

L'échantillon le plus toxique devrait être dilué environ cinq fois pour réduire sa toxicité en dessous de la limite de détection des biotests utilisés. Dans le cas présent, une dilution suffisante sera très probablement rapidement obtenue en milieu récepteur. Il faut cependant souligner que des effets à long terme peuvent survenir en raison du caractère persistant des polluants.

Les ETM observés dans la présente étude et les composés organiques (le plus souvent des hydrocarbures aromatiques polycycliques) trouvés dans d'autres études sur les eaux pluviales, seront principalement liés aux solides en suspension, qui peuvent se déposer sous forme de sédiments dans les bassins de rétention ou être transportés vers les milieux récepteurs lors d'événements pluvieux.

Si on compare les données obtenues pour les trois espèces utilisées : bactéries, algues et macro-invertébrés pour l'ensemble des sites test, on s'aperçoit que seulement les algues et les macro-invertébrés montrent une corrélation significative (Figure 19).

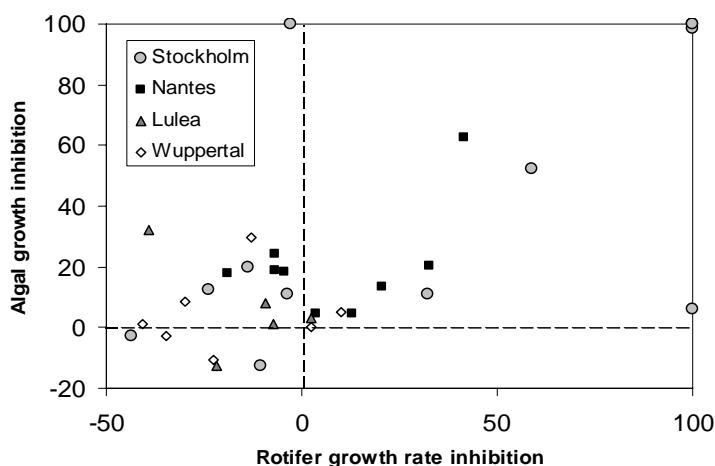


Figure 19 : Pourcentage d'inhibition de la croissance des algues comparée avec celle des rotifères en utilisant les eaux de ruissellement de quatre villes européennes (Scholes et al., 2007)

Ces résultats indiquent que les organismes proches, une algue et un rotifère d'eau douce, sont susceptibles d'avoir la même réponse face aux impacts environnementaux, contrairement aux organismes de type et de milieu différents comme une bactérie marine et un rotifère d'eau douce. Ces observations soulignent la difficulté d'évaluation d'impact environnemental à l'aide des tests standards comme le Microtox.

Conclusions

En conclusion, l'approche traditionnelle pour évaluer l'impact environnemental des constituants chimiques en comparant les concentrations de composés individuels avec des critères de qualité existants rend très difficile l'estimation de l'impact des mélanges complexes comme les eaux de ruissellement. Cette approche peut conduire à une surestimation ou une sous-estimation de la toxicité, comme l'ont démontré plusieurs chercheurs dont Baun (Baun *et al.*, 2008) et Christensen et Nakajima (Christensen, Nakajima and Baun, 2006). L'utilisation des essais écotoxicologiques individuels peut, certes, fournir des informations précieuses sur la toxicité de l'ensemble de l'échantillon, mais reste incapable de produire des informations pour d'autres espèces ou sur les causes précises de la toxicité. Par conséquent, en termes d'évaluation de la vulnérabilité, l'utilisation d'une approche de batterie de biotests en combinaison avec une analyse chimique poussée, comme le démontre cette étude, peut fournir une vue d'ensemble plus complète de l'impact environnemental du ruissellement urbain que l'approche chimique ou écotoxicologique toute seule.

2.2.3 FICHE SYNTHÈSE IMPACT

PUBLICATIONS

- Errecalde O, Seidl M, Campbell PGC (1998) Influence of a low molecular weight metabolite (citrate) on the toxicity of cadmium and zinc to the unicellular green alga *Selenastrum Capricornutum*: An exception to the free-ion model. *Water Research* 32:419-429. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00282-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00282-0)
- Seidl M, Huang V, Mouchel JM (1998a) Toxicity of combined sewer overflows on river phytoplankton: the role of heavy metals. *Environmental Pollution* 101:107-116. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00008-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00008-6)
- Baun A, Seidl M, Scholes L, et al (2008) Chap. 20: Application of a battery of biotests for toxicity characterization of stormwater. In: Thévenot DR (ed) *DayWater: Adaptive Decision Support System for Integrated Urban Stormwater Control*. IWA Publishers, pp 207-213
- Scholes L, Baun A, Seidl M, et al (2007) Assessment of storm water ecotoxicity using a battery of biotests. In: *Highway and Urban Environment*. Springer, Dordrecht, pp 399-410

CONTEXTE

- PÉRIODE : 1995
- CADRE : Échange doctoral franco-québécois / projet ion libre
- PARTENAIRES : [Centre Eau Terre Environnement de de l'Institut national de la recherche scientifique \(INRS\) à Québec](#)
- FINANCEMENT : Bourse de 6 mois de l'Office franco-québécois pour la jeunesse (OFQJ)
- RESPONSABILITÉS : Mise en place et suivi des essais avec l'algue *Selenastrum capricornutum*, participation à l'écriture collective d'un article scientifique
-
- PÉRIODE : 1995-1996
- CADRE : [Programme PIREN-Seine](#)
- PARTENAIRES : Cereve ENPC / École normale supérieure Montrouge / École des Mines Paris
- FINANCEMENT : Sous-action du plan quadriennal, financeurs principaux AESN et SIAAP
- RESPONSABILITÉS : Transposition des acquis méthodologiques de l'INRS Eau aux essais avec le phytoplancton de la Seine, valorisation des résultats sous forme d'un article scientifique
-
- PÉRIODE : 2001-2003
- CADRE : [Projet européen DAYWATER](#)
- PARTENAIRES : Cereve ENPC / LCPC Nantes / DTU Copenhague / Middlesex University
- FINANCEMENT : CEE FP6 EVK1-CT-2002-00111 – 3,2 M euros
- RESPONSABILITÉS : Mise en place des tests d'impact avec rotifère *Brachionus calyciflorus* en appliquant la théorie de l'ion-libre, coordination du WP écotoxicologie avec les partenaires anglais, danois et français

2.3 Conclusions 2

Ce chapitre nous apprend qu'il existe une relation entre l'urbanisation et le ruissellement urbain du point de vue quantitatif et qualitatif. Ce rapport se traduit par une réponse plus rapide et plus forte à la pluie des zones urbanisées, comparée avec des zones non urbanisées, accompagnée d'une dégradation du milieu récepteur. L'empreinte sur le milieu récepteur peut être durable et peut être retracée rétrospectivement à partir des archives sédimentaires. L'analyse des sédiments peut nous renseigner sur l'évolution de l'urbanisation du bassin versant et sur les périodes d'utilisation des produits spécifiques comme l'essence au plomb ou des produits ménagers contenant les parabènes.

Les flux polluants peuvent avoir des effets néfastes sur la flore et la faune du milieu récepteur. Ces effets sont en premier lieu dus aux apports de matières organiques et à la désoxygénation bactérienne qu'ils causent. Les RUTP sont connus pour leurs teneurs élevées en matière en suspension, accompagnées de micropolluants organiques et anorganiques comme les ETM. Ces derniers sont aujourd'hui bien connus pour leurs propriétés phytotoxiques. L'impact de rejets sur le phytoplancton peut ainsi aggraver les déficits d'oxygène déjà causés par les matières organiques rejetées. Dans certains cas l'effet toxique des métaux peut être renforcé par des ligands naturels comme le citrate et, dans d'autres cas, comme en présence des agents chélatant industriels tels que l'EDTA, cet effet peut être réduit. La présence du premier ne justifie pas, bien évidemment, le rejet du dernier.

Cependant, la protection des zones urbaines contre les inondations et celle des milieux récepteurs contre les pollutions ne résident pas uniquement dans la mise en place de systèmes de drainage et de traitement plus performants, mais également dans une meilleure gestion en amont aussi bien au niveau des flux hydriques que de la prise de conscience environnementale citoyenne.

Dans les chapitres suivants, nous poursuivrons cette réflexion sur le traitement et la conception urbaine.



Toitures végétalisées expérimentales de Cerema à Trappes (78). A gauche toiture semi-intensive avec des graminées et à droite toiture extensive avec des sedums. Martin Seidl 2011.

3 ÉPURER À L'AIDE DU VÉGÉTAL

Dans le précédent chapitre, nous avons abordé principalement les effets négatifs de l'urbanisation sur la qualité des milieux aquatiques récepteurs. Dans ce chapitre nous nous intéresserons au traitement des flux d'eaux urbaines, celui du ruissellement urbain (3.1) et celui des eaux usées domestiques (3.2), particulièrement impactant du point de vue environnemental. Les traitements des eaux pluviales, plus récents se sont largement inspirés de ceux des eaux usées, mais ont migré de l'aval vers l'amont des bassins versants pour se transformer en traitements d'appoint dans des espaces végétalisés. Comme dans le précédent chapitre les sujets seront également traités du point de vue Nord-Sud avec des exemples de métropoles en Afrique, Amérique latine et Europe.

Comme pour le modèle (voire dogme) du tout-à-l'égout dans le domaine de collecte des eaux urbaines, le dogme de l'élimination du carbone et des nutriments s'est installé dans le traitement de leurs flux. Les processus industriels, reposant principalement sur la mise en contact maîtrisée entre les nutriments et l'oxygène sous forme des réacteurs biologiques, se sont imposés comme règle. Cependant, face à la crise énergétique (Marillier, 2007) causée par le désir de plus de confort et de biens de consommation, on se retourne aujourd'hui vers des processus anciens moins énergivores, inspirés de la nature comme la filtration lente, l'oxygénation par la photosynthèse, etc.

Le chapitre 3 revisite ainsi quelques systèmes simplifiés de traitement des eaux usées et des eaux pluviales où les plantes revêtent des rôles allant du simple embellissement à la valorisation des nutriments.

3.1 Gérer le ruissellement

Comme le chapitre précédent l'a montré, la transformation des surfaces végétalisées en bâtis ou infrastructures provoque une imperméabilisation des sols urbains avec pour conséquences une augmentation du ruissellement et des inondations. La politique du « tout-tuyau », issue du mouvement hygiéniste du XIX^e siècle, qui consistait à évacuer l'eau vers l'aval à l'aide de canalisations n'a que partiellement résolu la question des inondations, en dépit des investissements importants réalisés. Des approches alternatives ont été mises en place pour traiter le ruissellement plus en amont et dans sa globalité. Une gestion alternative et intégrée qui s'appuie sur les techniques de génie écologique valorisant les capacités naturelles de filtration et d'épuration des eaux peut permettre de s'affranchir des grandes infrastructures souterraines, sources de contraintes techniques, financières et environnementales. La gestion alternative en amont répond à plusieurs objectifs : la maîtrise des risques d'inondation et des impacts environnementaux, l'aménagement de l'espace urbain et l'amélioration du cadre de vie et la baisse des coûts de la gestion des eaux pluviales (CRRA *et al.*, 2006). Dans ce chapitre sont présentées plusieurs techniques avec des spécificités liées à leur position dans le flux des eaux pluviales. Très en amont, à la tombée de la pluie, figurent les emblématiques toitures végétalisées, promues aussi bien pour la gestion des eaux de pluie que pour l'amélioration de la biodiversité ou la thermorégulation. Au début du ruissellement, apparaissent les noues ou les arbres de pluie, tandis qu'à l'aval d'un bassin versant viennent plutôt les filtres plantés en analogie avec le traitement des eaux usées. Tous ces dispositifs possèdent des variantes avec des degrés d'infiltration et de rétention différents.

3.1.1 TOITURES VEGETALISEES ET POLLUANTS

Martin Seidl, Marie Christine Gromaire, David Ramier et al.

Références (Gromaire et al., 2013, 2014; Seidl et al., 2013; Seidl, Gromaire, et al., 2014, 2014)

Contexte

Les toitures végétalisées offrent de multiples avantages environnementaux, à la fois à l'échelle du bâtiment – isolation thermique, protection des membranes d'étanchéité de toiture (Wong *et al.*, 2003) et à l'échelle urbaine – amélioration du climat urbain, effet positif sur la pollution de l'air et la séquestration du carbone (Susca, Gaffin and Dell'Osso, 2011). Les toitures végétalisées sont de plus en plus perçues comme une approche intéressante pour améliorer la gestion des eaux pluviales urbaines (Mentens, Raes and Hermy, 2006; Rowe, 2011; Teemusk and Mander, 2011). De nombreuses études ont mis en évidence leur efficacité hydrologique par rapport aux toits plats traditionnels, avec une capacité de rétention d'eau accrue, un ruissellement retardé et une réduction des débits de pointe. Czemiél Berndtsson (Czemiél Berndtsson, 2010) a montré dans sa revue de littérature que l'efficacité des toitures végétalisées extensives pour réduire les volumes des eaux pluviales peut aller de 34 % à 69 % des précipitations annuelles, selon les caractéristiques de la toiture.

Jusqu'à présent, moins d'attention a été accordée à l'incidence du verdissement des toits sur la possible contamination des eaux pluviales par des éléments issus du substrat. Les études sur les eaux de ruissellement des toitures conventionnelles révèlent la présence de nombreux polluants, soient issus de l'atmosphère (Van Metre and Mahler, 2003; Seidl, Da, *et al.*, 2015) soient lessivés depuis les matériaux de couverture (Bressy, M. -C. Gromaire, *et al.*, 2012). D'une part, les toitures végétalisées peuvent agir comme un filtre et retenir une partie des retombées atmosphériques. D'autre part, les nutriments présents dans le substrat pour soutenir la croissance de la végétation, ainsi que les micropolluants contenus dans les matériaux de construction des différentes couches de ces toitures, peuvent être transférés (Emilsson *et al.*, 2007; Beck, Johnson and Spolek, 2011; Teemusk and Mander, 2011). Les études sur la libération de nutriments par les toitures végétalisées donnent des résultats mitigés. Une majorité d'auteurs conclut que les toitures végétalisées agissent comme une source de phosphore (Berndtsson *et al.*, 2006 ; Hathaway *et al.*, 2008 ; Czemiél Berndtsson, 2010). Les études sur les métaux lourds (Steusloff, 1998; Berghage *et al.*, 2009; Berndtsson, Bengtsson and Jinnó, 2009; Van Seters *et al.*, 2009; Czemiél Berndtsson, 2010) montrent, au contraire, une éventuelle rétention.

Cette étude s'inscrit dans le cadre du projet de recherche français sur les toitures végétalisées et la gestion des eaux pluviales, TVGEP¹⁶, qui visait à une évaluation objective des bénéfices de la végétalisation extensive des toitures pour la gestion des eaux pluviales urbaines. Un des objectifs du projet était l'étude du comportement de libération/rétention des toitures végétalisées à l'échelle réelle, vis-à-vis des polluants, par rapport aux toits standards et autres surfaces urbaines.

Méthodologie

Dans le cadre du projet, un banc d'essai expérimental de toitures végétalisées a été mis en place à Trappes dans l'ouest de l'agglomération parisienne. Une toiture plate existante de 300 m² a été transformée en 6 toitures végétalisées extensives (35 m², 7x5 m) et 2 toitures de référence (21 m², 7x3 m), chaque toiture végétalisée étant constituée d'une combinaison spécifique des 3

¹⁶ TVGEP : Toiture végétalisée Gestion d'eau de pluie, projet MEDD 2009-2013, sous coordination de Bernard de Gouvello <http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/document.html?id=Temis-0081260&requestId=0&number=18>

couches principales : drainage, substrat et végétation. Une description complète de cette configuration expérimentale de toit peut être trouvée dans Gromaire et al. (De Gouvello and et al., 2012; Gromaire *et al.*, 2013).

Les données présentées ici ont été recueillies à partir de deux de ces toits :

- une toiture plate conventionnelle (code : BI), recouverte d'une membrane d'étanchéité en bitume élastomère SBS auto-protégée (gravillons d'ardoise) ;
- une structure de toiture végétalisée extensive (code : SE3Y), recouvrant la même membrane d'étanchéité en bitume élastomère SBS, et composée d'une couche drainante en polystyrène expansé, d'une couche filtrante de géotextile en polypropylène non tissé, d'une couche de substrat de 3 cm d'épaisseur (pierre ponce naturelle, lave, compost d'écorce et compost vert, 3,4 % en masse de matière organique) et d'une couche végétale d'un mélange de sedum (*S. album*, *S. sexangularer*, *S. reflexum*, *S. kamchatikum*, *S. spurim*, *S. acre*).

Les eaux de ruissellement/percolation de chaque toit ont été recueillies à la sortie du tuyau de descente pluviale en PVC. Des débitmètres à augets basculeurs ont été utilisés pour mesurer en continu le débit à la sortie de chaque toiture expérimentale. Les échantillons moyens de l'événement ont été collectés avec un diviseur de débit et une ligne d'échantillonnage entièrement en aluminium et PTFE se terminant dans des récipients en verre de 20 L. Un entonnoir rectangulaire en acier inoxydable de 1 m² a été placé à proximité du toit pour collecter les retombées atmosphériques totales au cours de l'événement pluvieux et de la période de temps sec précédente.

Les retombées atmosphériques, le ruissellement du toit plat conventionnel et le ruissellement du toit vert extensif ont été collectés simultanément sur 13 événements pluvieux, au cours de la période du 25/01/2012 au 05/12/2012. Le Tableau 5 résume les principales caractéristiques des événements pluvieux échantillonnés ainsi que la gamme des coefficients de ruissellement observés pour les deux toits. En raison du volume d'échantillon minimal de 5 litres requis pour les analyses, les petites pluies (< 5 mm) n'ont pas été échantillonnées. La plupart des échantillons ont été collectés pendant des périodes relativement humides.

Tableau 5 : Principales caractéristiques des événements pluvieux analysés sur le site de Trappes (n=10)

	Pluie (mm)	Période sans pluie (jour)	Intensité max. sur 3 min (mm/h)	Coefficient de ruiss.	
				BI	SE3Y
Minimum	5.8	0.13	4	0.63	0.10
Médiane	11.1	0.71	12	0.76	0.65
Maximum	21.1	3.26	52	0.90	0.86

Pour le traitement et l'analyse des échantillons les normes APHA/AWWA et /ou AFNOR ont été appliquées. Trois groupes de polluants ont été suivis : les globaux (M.E.S., nutriments...), les métaux (cuivre, zinc...) et les micropolluants organiques (HAP, alkylphénols...). Les anions et les cations ont été analysés par chromatographie ionique sur des échantillons décongelés. Les métaux dissous (filtres PTFE de 0,4 µm) ont été analysés après acidification au HNO₃ par adsorption atomique (OE-ICP), les teneurs totales en métaux étant déterminées après extraction HNO₃/HCl/H₂O₂. Les micropolluants organiques ont été analysés dans la phase dissous par chromatographie (GC-MS/MS ou UPLC-MS/MS) après filtration (Whatman GF/F), extraction et

séparation sur cartouches OASIS HLB (Waters) ou C18 (Macherey Nage). Les teneurs des solides ont été analysées après extraction par micro-ondes sur des particules retenues sur un filtre Whatman GF/F.

Pour estimer l'impact potentiel de l'application massive de toitures végétalisées sur la charge des eaux pluviales dans une zone urbaine, les données spatiales d'une zone existante ont été combinées avec les données expérimentales des toits (verts). La charge polluante annuelle d'une zone urbaine existante a été estimée en utilisant les concentrations moyennes d'événements pluvieux, le rapport des surfaces spécifiques et leur coefficient de ruissellement (Équation 1). Le flux de polluants d'une zone urbaine végétalisée peut alors être approximé en comme la somme des différents types de surfaces.

$$\Phi = h * \sum C_i * \frac{A_i}{A_t} * k_i \qquad A_t = \sum A_i \qquad \text{Équation 1}$$

- Φ : flux total de polluants générés par l'agglomération [g/m²/an]
- h : précipitations annuelles [m]
- C(i) : CME pour la surface (i) [mg/l]
- A(i) : surface type (i) [m²]
- A(t) : superficie totale [m²]
- k(i) : coefficient de ruissellement moyen de la surface type (i)

Le bassin versant du « Marais », de 41 hectares situés au centre de Paris, a été choisi comme le cas d'étude pour l'évaluation d'un scénario hypothétique de végétalisation complète de toiture. Ce bassin a été étudié dans le passé (Gromaire *et al.*, 1999; Kafi *et al.*, 2008) et peut être grossièrement divisé en trois grandes catégories de surfaces urbaines : les toitures, les trottoirs et les autres surfaces (cours et jardins) dont les caractéristiques spécifiques sont résumées dans le Tableau 6.

Tableau 6 : Spécification des surfaces utilisées pour l'estimation du flux global. Concentrations moyennes du Marais (*) (Gromaire *et al.*, 1999) (**) (Zgheib, Moilleron and Chebbo, 2012)

surfaces	A(i) /A %	k(i)	COD_t mg/l	MES. mg/l	N-diss mg/l	P_tot mg/l	Zn µg/l	Cu µg/l	PAH ng/l	NP ng/l
toitures Paris (*)	54,5%	0,9	31	29	n.a.	n.a.	2305	37		
Toit référence (BI)	54,5%	0,9	20,9	4,7	0,7	0,08	29,6	5,5		
Toit végét. (SE3Y)	54,5%	0,5	78,7	11,5	1,2	0,57	21,3	9,5		
Chaussées (*)	23%	0,8	131	92,5	<u>5</u>	<u>0,45</u>	813	61		
Autres (*)	22,5%	0,2	95	74	<u>3</u>	<u>0,27</u>	693	23		
Eaux usées (**)	100%		89	106			270	55	1327	750

Les concentrations moyennes de ruissellement pour les toits, les chaussées et autres surfaces du bassin versant du Marais pour MES, DCO, Cu et Zn sont issues de Gromaire *et al.* (1999). Pour les N-tot et P-tot, qui n'ont pas été documentés dans les études du Marais, les concentrations moyennes ont été tirées de différentes données de la littérature. Pour les micropolluants organiques, les données sur les niveaux moyens de concentration des eaux de ruissellement par type de surface urbaine sont très rares. Ainsi, le calcul a été complété par des données sur les eaux pluviales, mesurées à la sortie des différents collecteurs pluviaux de l'agglomération

parisienne (Zgheib, Moilleron and Chebbo, 2012; Gasperi *et al.*, 2014). Dans ce cas, le flux total de la zone urbaine peut être décrit par l'Équation 2 :

$$\Phi = h * C_{global} * k_{global} \quad k_{global} = \sum k_i * \frac{A_i}{A_t} \quad \text{Équation 2}$$

C_{global} : concentration moyenne des eaux pluviales

k_{global} : coefficient de ruissellement pondéré pour l'aire urbaine considérée

En admettant que la contribution des mauvais branchements et le relargage des dépôts dans le réseau pluvial sont négligeables et que les toitures existantes peuvent être simulées par les toitures expérimentales de référence, le flux de la zone urbaine hypothétique peut alors être estimé à partir du flux global en substituant la contribution des toits existants par des toitures végétalisées (Équation 3) :

$$\Phi' = h * \left\{ C_{global} * k_{global} - \frac{A_i}{A_t} * (k_{ref} * C_{ref} + k_{vert} * C_{vert}) \right\} \quad \text{Équation 3}$$

C_{ref} : médiane, CME du toit de référence Bi [mg/l]

C_{vert} : médiane, CME du toit de référence SE3Y [mg/l]

Les deux approches sont des simplifications, mais elles conduisent au même ordre de grandeur pour la charge totale. Le flux total calculé avec la deuxième méthode pourrait être surestimé si les concentrations des eaux pluviales à la sortie du bassin étaient influencées par les relargages et les mauvais branchements (Bressy, M. -C. Gromaire, *et al.*, 2012).

Résultats et discussion

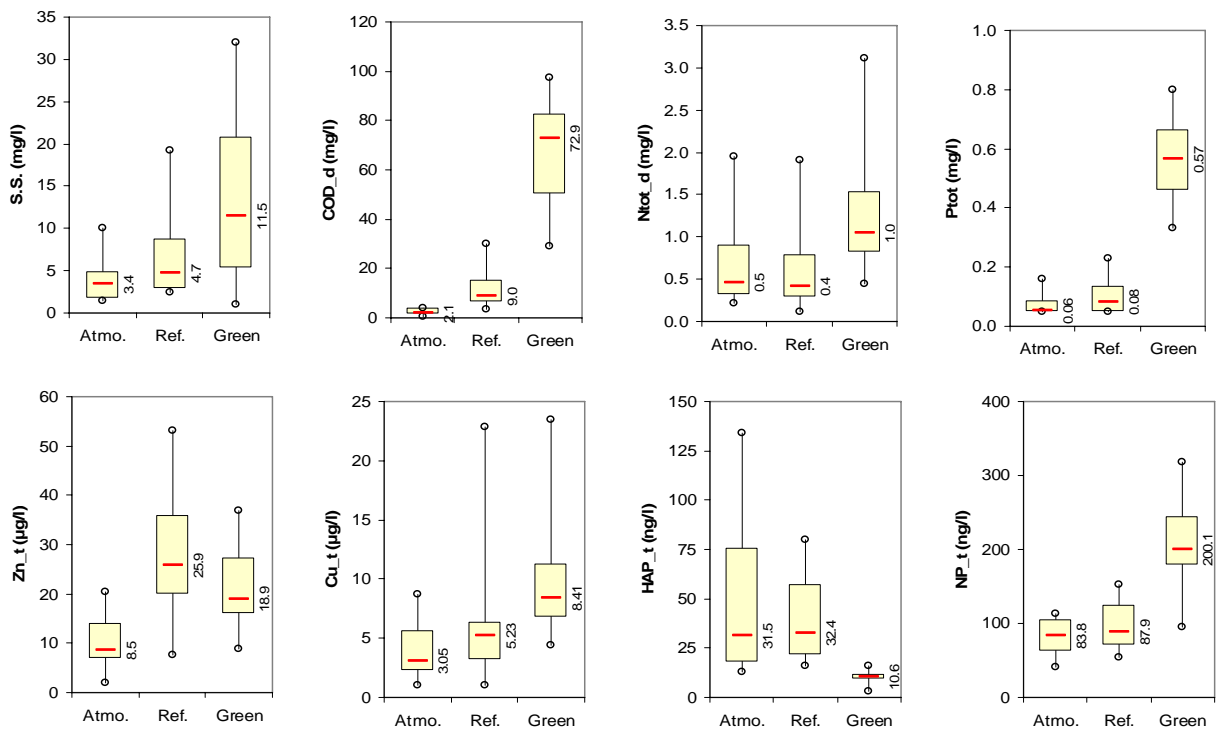


Figure 20 : Distribution des concentrations de ruissellement mesurées pour les retombées atmosphériques (RA), la toiture de référence bitume (BI) et la toiture végétalisée (SE3Y). Les boxplot indiquent les valeurs médianes, Q25-Q75 et minimum-maximum.

Le toit vert étudié agit comme une source de MES, de carbone, de phosphore et, dans une certaine mesure, d'azote. Ces résultats sont en accord avec des recherches antérieures (Hunt *et al.*, 2006; Czemieli Berndtsson, 2010; Beck, Johnson and Spolek, 2011; Teemusk and Mander, 2011; Gromaire *et al.*, 2013). Cette tendance à la libération est également observée sur les principaux métaux comme le fer et le manganèse. Cependant certains métaux traces comme le zinc et, dans une moindre mesure, le cuivre sont retenus (Figure 20). Les micropolluants organiques donnent une image différente, liée à leurs origines et caractéristiques physico-chimiques comme la solubilité (K_{ow}). Certains, comme les HAP provenant principalement des retombées atmosphériques, sont retenus par les composés organiques du substrat car hydrophobes, tandis que d'autres, comme le nonylphénol contenu dans les composants de la structure, sont libérés car plutôt hydrophiles.

Pour tenir compte de la différence de coefficients de ruissellement entre les deux surfaces expérimentales, des charges polluantes par événement pluvieux ont été calculées pour les deux toitures. Ces flux ont été comparés sous forme de ratio de toitures vertes (SE3Y) sur toiture conventionnelle de référence (Bi). Selon le rapport de flux, nous pouvons alors distinguer trois zones : jusqu'à 0,9 – rétention, entre 0,9 et 1,1 – aucun changement, et au-dessus de 1,1 – libération (Tableau 7).

Tableau 7 : Flux annuels générés par les toitures végétalisées et de référence, avec leur rapport. En vert : rétention, en orange : relargage

	ΣHAP_d	Zn_d	N_d	MES	Cu_d	DCO_t	P_{tot}	COD
	mg/ha/an	g/ha/an	kg/ha/an	kg/ha/an	g/ha/an	kg/ha/an	kg/ha/an	kg/ha/an
Végétalisé	22.3	29.1	4.7	46.5	26.6	223	1.7	61.1
Référence	155	83.4	4.1	26.7	14.8	86.0	0.4	14.1
Végé /Réf	0.1	0.3	1.2	1.7	1.8	2.6	4.1	4.3

Si on prend comme exemple un tissu urbain comme Paris avec 54,5 % de la surface urbanisée couverte par des toitures, 23 % par des chaussées et 22,5 % par d'autres types de surfaces (Tableau 7), chacune avec son coefficient de ruissellement spécifique, et qu'on remplace toutes (!) les toitures par des couvertures végétalisées, on obtient la Figure 21. Les résultats ne montrent une augmentation substantielle de la charge de ruissellement que pour la DCO et le phosphore. Pour les autres contaminants, la végétalisation des toitures n'induit pas de variation significative des charges, même dans l'hypothèse très excessive que toutes les toitures sont remplacées par des toitures végétalisées.

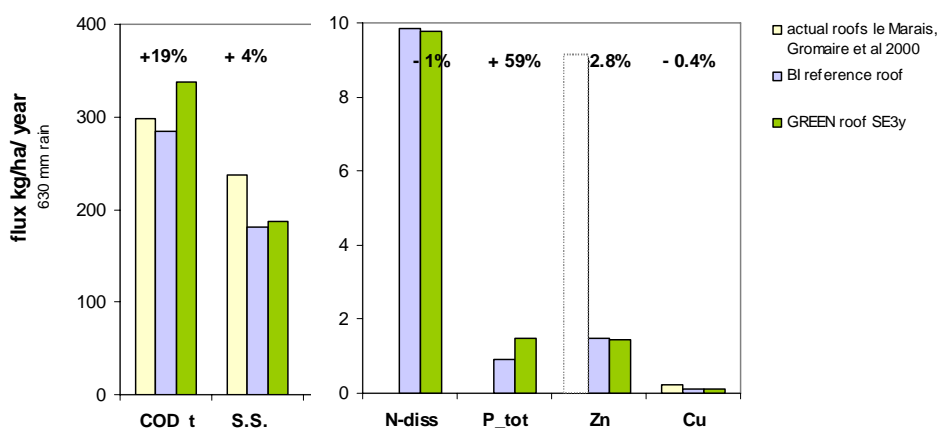


Figure 21 : Flux de polluants d'un tissu urbain de Paris, avant et après substitution de toutes les toitures par des toitures expérimentales de référence et végétalisées.

La principale source des contaminants d'une zone urbaine reste due à la chaussée, au trafic routier et à l'utilisation des métaux zinc, cuivre, et plomb dans les matériaux de collecte des eaux de pluie. Dans le Marais, ce dernier point est particulièrement vrai pour le Zn, car la moitié de la surface réelle des toits est recouverte de zinc et la plupart des tuyaux de descente pluviale sont constitués de tubes zingués (barre de Zn transparente sur la Figure 21)

Pour confirmer l'estimation ci-dessus et obtenir également des indications sur l'effet des micropolluants organiques, une estimation de l'impact est également réalisée à partir des données des eaux pluviales. Les résultats de cette estimation sont similaires à la première méthode (Figure 22), montrant peu d'impact à l'échelle de la ville. Cependant l'impact pourrait être sous-estimé si les données provenaient de zones d'urbanisation équipées d'importantes infrastructures urbaines en zinc ou recevant des retombées atmosphériques beaucoup plus élevées que le site expérimental du toit vert.

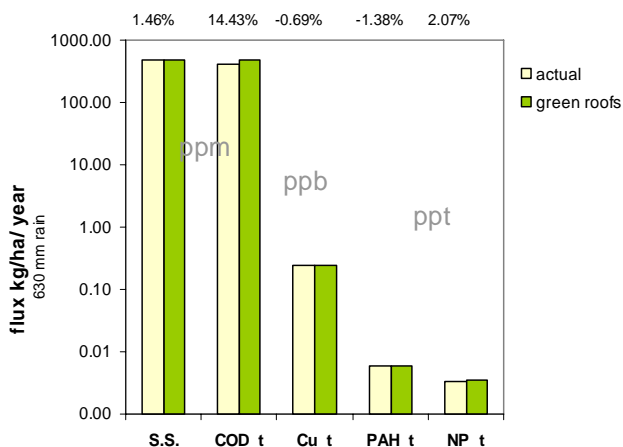


Figure 22 : Flux de polluants du tissu urbain de Paris, utilisant la concentration des eaux pluviales (échelle logarithmique). Tous les toits conventionnels ont été remplacés par des toits verts. Les lettres en grisé indiquent le niveau de contaminants.

Conclusions

En résumé le comportement des toitures végétalisées vis-à-vis de la contamination dépend des caractéristiques du polluant considéré comme son origine et ses propriétés moléculaires. Les charges de contaminants émises dépendent du comportement hydrologique de la toiture et donc de l'humidité du sol et de la profondeur de pluie. À l'échelle urbaine, le toit vert pourrait

augmenter la DCO et la charge en P vers le système récepteur. Cependant la simulation effectuée considère un remplacement total des toitures conventionnelles, ce qui est bien au-dessus des possibilités réelles. À Paris aujourd'hui, seulement 1,2 % des surfaces de toitures sont réellement végétalisées et que 12,5 % d'entre elles pourraient l'être (APUR, 2013c). Donc, en pratique, l'application de toitures végétalisées sur toutes les surfaces potentiellement disponibles à Paris ne changera pas significativement le flux de polluants urbains quel que soit le paramètre étudié. Néanmoins, en cas d'écosystèmes récepteurs sensibles à l'eutrophisation, la gestion des surfaces de toitures végétalisées doit être planifiée et gérée avec soin.

3.1.2 NOUES ET FOSSES D'INFILTRATION SOUS REGIME TROPICAL

Martin Seidl, Andre Silva, Nilo Nascimento et al.

Références (Silva, 2009; Silva et al., 2009, 2010)

Contexte

Les objectifs d'amélioration de la gestion des eaux pluviales en milieu urbain, qui doivent répondre aux critères de durabilité, nécessiteront des efforts considérables d'adaptation du tissu bâti. C'est notamment le cas des villes brésiliennes avec leurs noyaux fortement imperméabilisés et densément occupés et leurs quartiers périphériques pauvres, d'habitats informels, dépourvus d'infrastructures. Les objectifs du projet de recherche européen SWITCH¹⁷ étaient ainsi d'aborder ces problèmes dans différentes villes du monde par l'identification, l'application et la démonstration d'une gamme d'approches et de solutions scientifiques, technologiques et socio-économiques flexibles et éprouvées, devant contribuer à une gestion intégrée efficace et plus durable des eaux urbaines (Nascimento *et al.*, 2006). Belo Horizonte, la capitale de l'État du Minas Gerais, au Brésil, était l'une des villes de démonstration du projet SWITCH. À Belo Horizonte, les expériences de démonstration impliquent des dispositifs d'infiltration et de rétention, des zones humides artificielles et la récupération des eaux de pluie. Cette section met l'accent sur l'utilisation de tranchées de rétention et d'infiltration visant à contrôler les flux des eaux de ruissellement et à réduire la pollution associée. Les objectifs étaient l'établissement des critères pour l'identification du type le plus approprié et création des bases de conception pour la mise en œuvre et l'exploitation.

Méthodologie

Pour répondre aux objectifs cités ci-dessus un site pilote a été créé à l'intérieur du campus universitaire de Pampulha. Le site recevait le ruissellement d'un tronçon de l'avenue Presidente Carlos Luz, une route principale à quatre voies, reliant la zone centrale de Belo Horizonte à ses quartiers nord et longeant le campus. La surface de contribution est de 3 880 m², correspondant à un tronçon de deux voies et son trottoir séparé des terrains non construits adjacents (Figure 23). Le ruissellement généré a été collecté par un avaloir d'où il est acheminé par une conduite (200 mm) enterrée vers la zone expérimentale à l'intérieur du campus. L'avaloir au standard de la mairie de Belo Horizonte (SUDECAP PBH, 2008) est en béton moulé de 100 cm long, de 44 cm large et de 70 cm de profondeur à l'intérieur, avec une grille également en béton munie de fentes de 4 cm. Pour les expériences une grille avec 1 cm d'espacement était placée à l'intérieur, devant la sortie. Les dépôts ont été enlevés après chaque pluie.

¹⁷ Sustainable Water Management in the City of the Future, <http://www.switchurbanwater.eu/>

Le système a été dimensionné avec HEC-RAS (USACE, 2022) pour une pluie décennale de 1 heure et intensité moyenne de 53 mm/h estimé selon (Guimarães and Naghettini, 1998) pour la région métropolitaine de Belo Horizonte, possédant une pluviométrie annuelle locale de 1 300 mm. En utilisant un hydrogramme synthétique et la méthode rationnelle, le débit maximal à traiter estimé est de 44 l/s (Figure 23).

Le débit entrant divisé en deux par un répartiteur, traverse ensuite un canal Parshall (ISO, 1992) de mesure du débit et se poursuit simultanément vers une tranchée d'infiltration et une tranchée de rétention (noue). La tranchée d'infiltration mesure 20 m de long, 1 m de large et 1,5 m de profondeur. La noue mesure 12 m de long, 3 m de large et 1,5 m de profondeur. La tranchée possède une section rectangulaire ; elle est tapissée de géotextile (tissu polyester, Bidim OP-20, O95 130 μ m) et remplie de pierres concassées. Elle est alimentée par le haut par un tube perforé, dimensionné pour une distribution régulière le long de la tranchée. Elle se vide par un tube de drainage placé à 30 cm sous le fond du filtre vers le réseau pluvial (milieu récepteur). La noue triangulaire, engazonnée, se remplit par le bas. Elle se vide par un tube de 100 mm avec une vanne de régulation à la sortie en profondeur. Les deux systèmes possèdent un trop-plein. La conductivité hydraulique moyenne du terrain était de $5,21 \cdot 10^{-5}$ m/s.

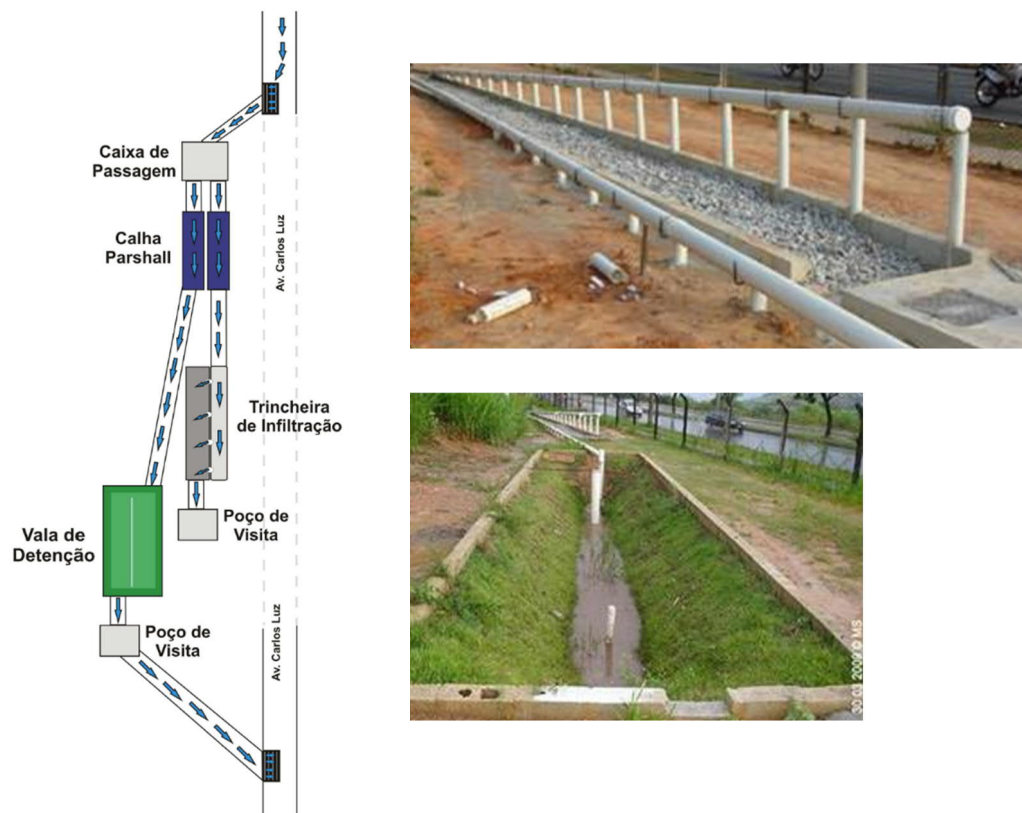


Figure 23 : Schéma du dispositif de traitement du campus de l'UFMG, tranchée d'infiltration et noue de rétention

Les précipitations locales ont été mesurées à proximité sur le campus à 15 minutes d'intervalle (station de CDTN et de INMET). Les débits entrants étaient enregistrés à l'aide des capteurs de pression dans un double canal Parshall calibré en usine. Les niveaux d'eau dans chaque dispositif étaient également enregistrés avec des capteurs de pression d'eau. Le répartiteur possède un

flacon préleveur passif de 2 L avec un flotteur dans le fond pour collecter les premières minutes¹⁸ de pluie et une zone de prélèvement pour être connecté à un échantillonneur automatique. La tranchée et la noue possèdent chacune un regard de prélèvement à la sortie en sous-sol, permettant un échantillonnage automatique (ISCO 3700) ou un échantillonnage moyen par un tuyau perforé. La noue a été également équipée avec des flacons préleveurs manuels à l'intérieur du dispositif à des hauteurs différentes. La qualité de l'eau a été suivie par prélèvements à l'entrée et à la sortie de chaque dispositif lors d'une dizaine d'évènements pluvieux de la saison de pluie 2009/2010. Les paramètres suivis, déterminés selon les normes APHA/AWWA (APHA *et al.*, 2012), sont la conductivité, la température, la turbidité, les MES et les métaux (Cu, Ni, Zn, Cd, Mn, Pb, Cr). Les teneurs en ETM concernent des concentrations totales après digestion à l'eau régale. Ces paramètres ont été également suivis dans le dépôt de l'avaloir à l'entrée du système. La méthodologie des suivis est décrite en détail par Silva (Silva, 2009).

Résultats et discussion

Des analyses des dépôts des premiers évènements en 2008 (Tableau 8) il est apparu que la masse des solides retenus au fond de l'avaloir était en moyenne d'une quarantaine de kilogrammes (41.2 ± 32 kg pour $n=12$) par évènement, équivalent grossièrement à 20% du flux total. Les solides étaient composés pour 2,8 % de papiers et plastiques, 5,2 % de débris organiques et 92 % de matière granulaire inerte.

Les valeurs de MES reçues par la tranchée et la noue (Tableau 8) sont environ deux fois plus élevées par rapport à celles de la littérature, ce qui se peut s'expliquer par la détérioration de la route, l'apport externe dû à l'érosion et la surreprésentation des premiers flots pendant l'échantillonnage. Les teneurs en MES sont corrélées plutôt avec la hauteur de pluie qu'avec l'intensité ou durée du temps sec ($n=9$, $r^2 = -0.63$ et $p < 0.1$). Les teneurs en solides des premières minutes (Figure 24), significativement plus élevées que les CME (concentration moyenne d'évènement), témoignent d'un effet de first flush observé pour les ruissellements urbains par nombreux auteurs (voir §2.1.2). Si on compare les teneurs en matières organiques, leur biodégradabilité sous forme du rapport DBO/DCO et les teneurs en métaux traces, les faibles teneurs des premières et les teneurs élevées des derniers correspondent bien à du ruissellement urbain. Si on admet que les CME déterminées sont représentatives du ruissellement de la zone drainée, les valeurs des solides et de DCO se situent bien au-dessus des valeurs rapportées dans la littérature, tandis que celles des ETM restent comparables aux CME moyennes des eaux pluviales trouvées par exemple par Baptista *et al.* (Baptista, BARRAUD and Nascimento, 2005) et peuvent même être considérées plutôt comme faibles (voir § 2.2.2).

¹⁸ À partir des échantillons collectés par l'échantillonneur automatique, une concentration moyenne des 4 premières minutes (MC4MIN) a été comparée à la concentration moyenne évènement (EMC) du flacon préleveur. Un quotient EMC/MC4MIN de 0,545 a été établi.

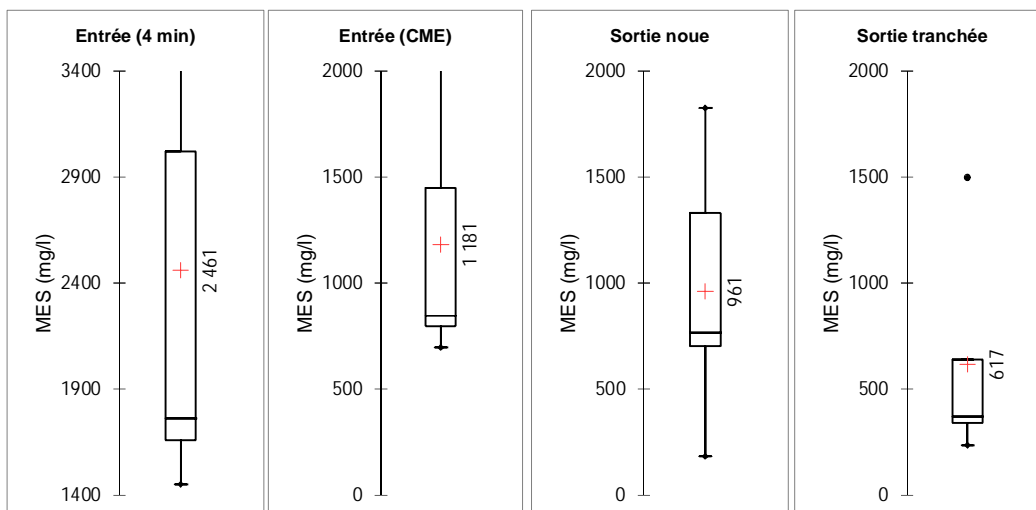


Figure 24 : Comparaison d'efficacité de traitement des MES des deux dispositifs

Sur une dizaine de pluies suivies en 2008, avec une période de retour de moins de 1 an, l'atténuation du débit de pointe était autour de 95 % pour la tranchée d'infiltration et autour de 39 % pour la noue, avec un écart-type de 20 % pour les deux dispositifs. La différence d'efficacité est liée à la différence de processus de réduction du débit à la sortie.

En dehors de la régulation hydraulique les dispositifs possèdent un potentiel de traitement. La Figure 24 montre une efficacité sur les matières en suspension. La tranchée retenait environ 80 % de MES et la noue environ 60 %, la filtration étant plus efficace que la décantation. Suite à un problème de court-circuit survenu fin 2008 dans le fond de la tranchée, une grande partie des données de qualité n'était pas exploitable. La noue montre pendant cette période (Tableau 8) une bonne efficacité pour le plomb (80 %), fortement liée aux particules et une efficacité moyenne pour le zinc (52 %) et le cuivre (45 %), métaux davantage présents en solutions.

Conclusion

Les performances du dispositif en matière de réduction des débits correspondaient aux bases de dimensionnement et aux attentes des services techniques de la ville. Les concentrations des micropolluants satisfaisaient la norme brésilienne Conama pour les milieux récepteurs de qualité de niveau 2 (CONAMA, 2005). Cependant une étude plus longue serait nécessaire pour évaluer l'efficacité pendant les évènements avec des périodes de retour d'un an ou plus pour voir comment les ouvrages se comportent en conditions climatiques plus extrêmes. En plus des compléments techniques, une évaluation socio-économique serait nécessaire sur la possible implantation et l'entretien de ces techniques en ville.

Tableau 8 : Concentrations événementielles des ruissellements traités comparés aux valeurs de référence : *(Vivacqua, 2005);**(Bertrand-Krajewski et al., 2000);
 ***(DALIGAULT et al., 1998). (#) teneurs sur 4 minutes, égales à 1.8* CME

Paramètre	31/10/2008	07/11/2008	27/11/2008	08/12/2008	30/03/2009	06/04/2009	01/05/2009	05/05/2009	28/06/2009	Moyenne	Reference
Période sec (jour)	12	1.5	7.5	9	0.5	5	23	23	22	15	-
Précipitation (mm)	15.2	11.5	2.6	6.7	5.9	4.1	12.1	16.5	16.3	11	-
Durée (min)	30	240	90	75	30	120	90	340	90	134	-
Intensité moy. (mm/h)	30.4	2.9	1.7	5.4	11.8	2.1	8.1	2.9	10.9	7	-
MES (mg/L)	1596 ^(#)	616 ^(#)	1955 ^(#)	1660 ^(#)	1572	1977	1610	548	349	1110	594*
MVS (mg/L)	-	-	-	-	189	239	201	111	60	160	30*
DCO (mgO ₂ /L)	-	-	-	-	287	620	485	663	115	434	340*
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	-	-	-	-	24	65	-	73	34	49	65*
E. coli (NMP/100ml)	-	-	-	-	3.65E+04	1.04E+06	-	8.04E+06	4.20E+04	2.30E+06	1.0E+3 - 1.0E+6**
T.Coliformes (/100ml)	-	-	-	-	1.85E+05	1.27E+06	-	1.93E+07	1.44E+07	8.80E+06	1.0E+4 - 1.0E+7**
Cd tot (mg/L)	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	0.005	<0.002	<0.002	<0.002	-	0.002	0.0011*
Cr tot (mg/L)	0.047	<0.002	0.096	0.025	0.074	0.081	0.06	0.018	-	0.050	-
Cu tot (mg/L)	0.124	0.068	0.197	0.09	0.099	0.075	0.112	0.065	-	0.104	0.06*
Mn tot (mg/L)	0.795	0.234	1.015	0.289	0.55	0.377	0.325	0.245	-	0.479	-
Ni tot (mg/L)	0.013	0.009	0.054	0.024	0.024	0.019	0.018	0.006	-	0.021	0.0039***
Pb tot (mg/L)	0.116	0.031	0.102	0.027	0.038	0.015	0.035	0.008	-	0.047	0.08*
Zn tot (mg/L)	0.222	0.296	1.02	0.367	0.401	0.379	0.506	0.424	-	0.452	0.32*

Tableau 9 : Estimation des flux annuels générés par l'avenue Carlos Luz à Belo Horizonte basée sur une dizaine d'évènements suivis entre 2008 et 2009, un coefficient de ruissellement de 0.9 et une pluviométrie annuelle de 1 200 mm

paramètre	MES	DCO	DBO5	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
kg/ha/an	11992	4685	529	0.54	1.12	5.17	0.23	0.50	4.88

3.1.3 FILTRE PAYSAGER POUR LA GESTION DU RUISSELLEMENT D'UN QUARTIER PERIURBAIN

Martin Seidl, David Ramier, Julien Paupardin et Marie-Christine Gromaire

Références (Gromaire *et al.*, 2016; Seidl, Paupardin, *et al.*, 2019)

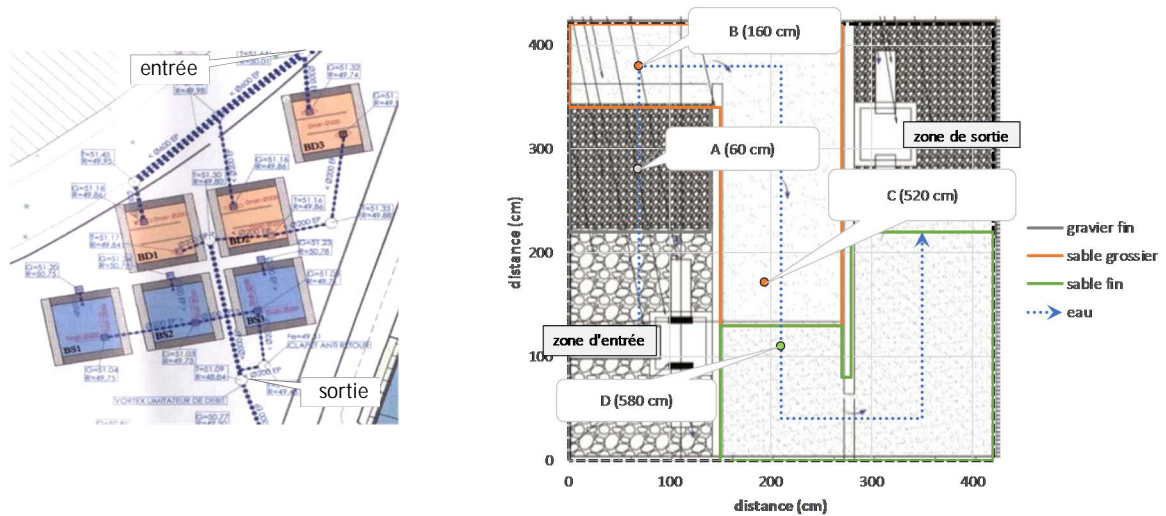
Contexte

Les eaux de voiries sont constituées d'une matrice complexe de micropolluants issus notamment de la circulation et leurs rejets contribuent à la dégradation des milieux aquatiques. Pour une gestion durable des eaux de ruissellement urbain un traitement à la source doit être envisagé. Aujourd'hui diverses solutions techniques existent. Elles visent la filtration/adsorption des micropolluants et, pour certaines, permettent l'infiltration/et l'évapotranspiration. Les solutions couvrent différents niveaux de technicité et sont adaptées à des contextes urbains différents (Barbosa, Fernandes and David, 2012; Hilliges, Schriewer and Helmreich, 2013; Li *et al.*, 2014; Revitt *et al.*, 2014). Le choix devrait être orienté en fonction de la nature et de la gestion de site. Dans le cadre du projet ROULEPUR¹⁹ quatre solutions de traitement à la source des eaux de voirie ont été évaluées in situ pour mieux connaître leur efficacité (abattement des pics des débits et des micro-polluants), mais aussi leur pérennité (maintenance et vieillissement). Ce paragraphe présente plus spécifiquement le suivi quali-quantitatif d'un ouvrage de filtres à sable horizontaux plantés.

Méthodologie

Le bassin versant étudié (7 592 m²) est situé dans la banlieue est de Paris, sur la commune de Rosny-sous-Bois à caractère essentiellement résidentiel (coordonnées 48.8629308, 2.4958384). Il est composé d'un tronçon routier de 150 mètres (3 410 m², dont une surface imperméable de 2 900 m²) et d'un complexe scolaire adjacent, équipé des techniques alternatives (4 200 m², dont une surface contributive de 2 540 m²). Le collecteur principal du bassin versant est relié à un système de filtre paysager pour la régulation hydraulique et la dépollution. Le système, exploité depuis 2008, est installé sur une place publique et sa partie superficielle est librement accessible au public. Il est composé de trois filtres de traitement en parallèle (rouge sur la Figure 1B), connectés en série avec trois autres filtres de stockage (bleu sur la Figure 1B). Chaque filtre en forme de rectangle a une surface de 16 m² et est rempli de substrat sur 1 mètre. La couche de substrat est recouverte de 40 cm de sol et les surfaces enherbées. Une triple couche de géotextile sépare le sol végétalisé de la couche de sable, permettant l'infiltration des eaux d'irrigation en excès, mais aucune captation capillaire par la végétation. Le filtre fonctionne horizontalement. Lorsque la capacité de filtration est dépassée (observée chaque année), l'eau déborde dans une couche de stockage à la surface du filtre, contournant le filtre et s'écoulant directement dans l'égout. Le débit des trois filtres est régulé par un vortex pour des débits supérieurs à 10 l/ha/s. Pour des débits extrêmes (jamais observés), la couche de stockage des filtres de 40 cm peut déborder vers une ligne de filtres de stockage. La couverture végétale filtrante est entretenue par la commune de Rosny-sous-Bois, tandis que les filtres sont exploités par la direction de l'eau et de l'assainissement du Conseil départemental de Seine-Saint-Denis (DEA93). La Figure 25 montre le détail d'un filtre de traitement et le principe de fonctionnement hydraulique du système.

¹⁹ Projet ROULEPUR, coordonné par MC Gromaire de 2014 à 2019, financé par l'ONEMA et les agences de l'eau, <https://professionnels.ofb.fr/sites/default/files/pdf/Fiches-ROULEPUR-web.pdf>



MS.2020

Figure 25 : (A, à gauche) Position des filtres de traitement (rouge) et de stockage (bleu) avec les points de suivi (entrée et sortie). (B, à droite) Structure du filtre à sable avec diamètre des particules du substrat décroissant de l'entrée vers la sortie : gravier, gravier fin, sable grossier, sable fin, (gravier fin) et sens d'écoulement. Les lettres indiquent les points de prélèvement du substrat (BD3).

Dans le cadre du projet ROULEPUR (Gromaire *et al.*, 2016) le système existant a été équipé par la DEA93 de débitmètres, d'un capteur de débit électromagnétique (Krohne, Tidalflex 4300 F) en amont et d'un système de déversoir triangulaire (Hydreka/Sigma) en aval et relié à des enregistreurs. La fréquence de débordement était mesurée par une sonde de niveau à l'entrée du premier filtre. Le vortex était équipé d'une seconde sonde de niveau pour la vérification du débit. Les paramètres hydrauliques étudiés étaient la réduction du débit de pointe, le retard du débit de pointe et le temps de restitution.

Les deux débitmètres étaient connectés à des échantillonneurs d'eau automatiques, réfrigérés, en amont asservis proportionnellement au temps (Bülher 1029) et en aval proportionnellement au débit (Sigma-AS950). Des échantillons moyens d'évènements ont été collectés, soit dans un récipient en polyéthylène pour l'analyse des nutriments et des métaux traces, soit dans un récipient en verre pour l'analyse des polluants organiques. Une dizaine d'évènements a pu être échantillonnée entre 2017 et 2018. Les contaminants suivis comprennent des solides, des nutriments, 12 métaux et 3 familles de micropolluants organiques (HAP, alkylphénols et bisphénol-A, phtalates). Le matin ou l'après-midi après le prélèvement les échantillons ont été transférés aux laboratoires universitaires partenaires pour être analysés selon les normes françaises AFNOR (AFNOR, 2005) ou les Méthodes normalisées APHA (APHA *et al.*, 2012). Les fractions particulaire et les fractions dissoutes ont été traitées séparément, moyennant quoi la fraction particulaire pour l'analyse des métaux a été réalisée après digestion complète par l'acide fluorhydrique. Les concentrations ont servi à calculer le flux de polluants généré par le bassin versant et sa réduction par le filtre.

Résultats et discussion

Sur un total de 2 100 mm de précipitation de la période d'étude 2016-2019, la pluie cumulée totale pour laquelle le débit a été enregistré est de 750 mm, ce qui correspondait à 59 évènements hydrologiques (du début de la pluie jusqu'à la fin de l'écoulement, à l'aval des filtres). Pour 99,5 % des évènements, les intensités de pluie ont des périodes de retour inférieures à 5 mois. La durée médiane de l'évènement est de 15 heures pour une pluie médiane de 6 heures, 3.7 mm de hauteur et une intensité maximale de 6 mm/h. Le volume généré par cet évènement est de 3 845 m³ ce qui, rapporté à la surface, donne un coefficient de ruissellement de 0,67. Parmi ces évènements, ceux effectivement échantillonnés sont plus longs, 50 heures pour un cumul de pluie de 26 mm et une intensité maximale de 44 mm/h.

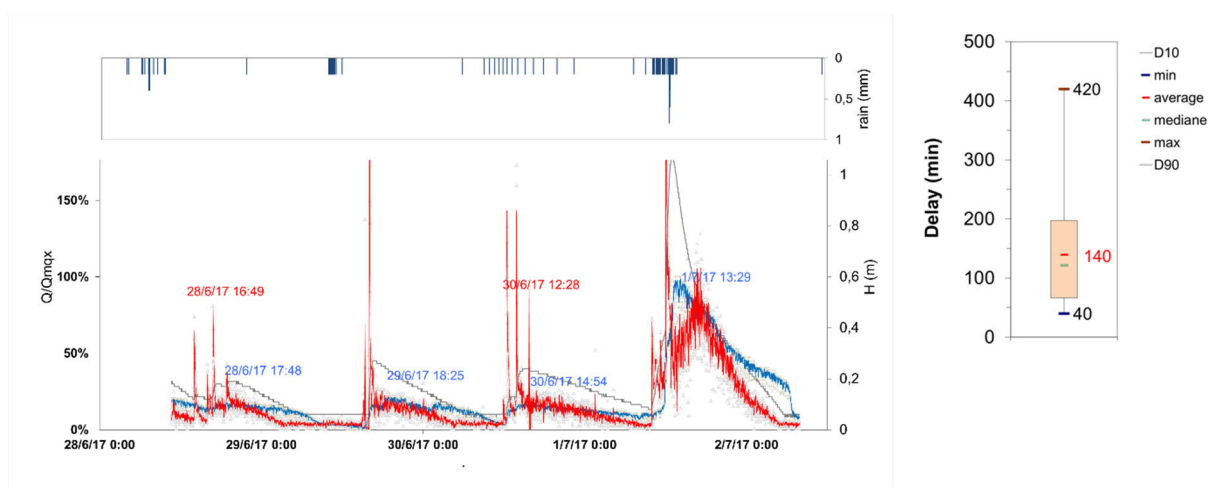


Figure 26 : (A, à gauche) Exemple d'entrée (rouge) et de sortie (bleu) de la première série de filtres. (B, à droite) Le ralentissement du débit de pointe pour la période juin-septembre 2017, estimé pour 14 évènements. La ligne en gris représente le niveau d'eau à l'entrée du premier filtre.

La Figure 26 montre un exemple d'évolution des débits entrants et sortants en fonction des précipitations, couvrant quatre évènements pluvieux survenus fin juillet 2017. Afin de mieux comparer l'amont et l'aval, tous les débits ont été normalisés au maximum de débit sortant. Le ruissellement (afflux) maximum pour cette période était de 4 l/s ou 5 l/s/ha ou 10 l/s/ha s'il était exprimé pour la surface contributive. Le débit sortant a été réduit à 2,4 l/s/ha, principalement dû au média filtrant étant donné que le vortex ne démarre qu'à 3 l/s. Sur cette période, le retardement du pic de ruissellement ou le délai moyen entre la pointe de ruissellement et la pointe du débit à la sortie, était en moyenne de 2 heures (Figure 26).

Le temps de réaction moyen, entre le début de pluie et le début d'écoulement était de 10 heures. Le débit maximal observé à la sortie des filtres était de 17 l/s/ha, correspondant à un évènement avec une période de retour de 3 ans. En termes de volume, environ 82 % du volume mesuré à la sortie des filtres sont rejetés dans les conditions normales d'utilisation, sans activation du régulateur vortex (i.e. avec un débit < 3,9 l/s/ha). Les surverses ont été observées dans 0,03 % du temps, correspondant à 2 % du volume traité. Les filtres de stockage n'ont été actionnés qu'une seule fois pendant la période.

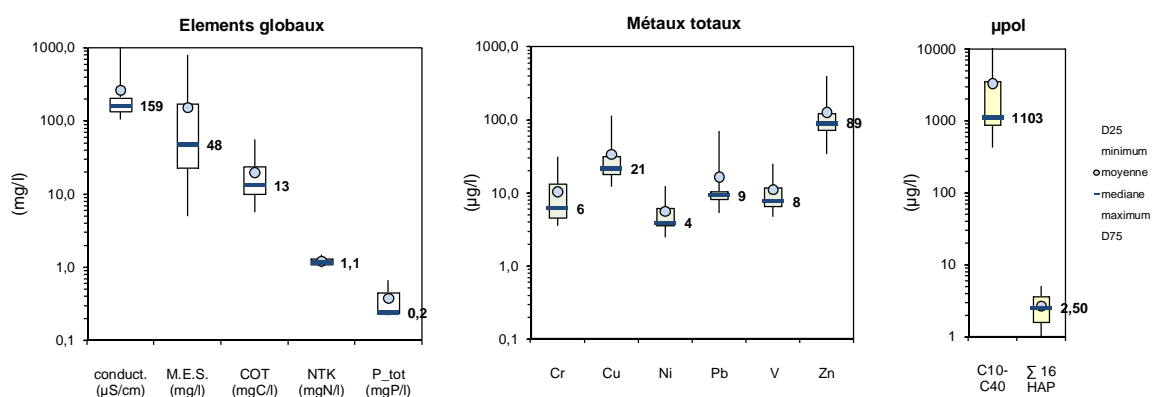


Figure 27 : Concentrations totales à l'entrée du système (paramètres globaux n=12, ETM n=8, micropolluants n=4)

Les concentrations mesurées à l'entrée des filtres à sable (Figure 27) présentent une forte variabilité. Pour une grande partie des événements pluvieux, ces concentrations sont modérées (médiane des concentrations en matières en suspension (MES) de 47 mg/l), et nettement inférieures à celles observées sur des voiries à fort trafic comme la D212 à Compans (77) ou les voies sur berges à Paris (Flanagan and Gromaire, 2019). Pour un certain nombre de micropolluants comme l'octylphénol, le nonylphénol, certains hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et métaux, ces concentrations dépassent les normes de qualité environnementales s'appliquant aux eaux de surface. Trois événements ont montré de très fortes concentrations qui pourraient être la conséquence des apports ponctuels du chantier de construction voisin, ou de phénomènes de resuspension des dépôts à l'entrée du système. Si la phase particulaire est prédominante pour les hydrocarbures totaux, les HAP et une grande partie des métaux, d'autres micropolluants organiques comme le bisphénol A et les alkylphénols sont en revanche majoritairement en phase dissoute.

Les flux annuels de micropolluants, basés sur les concentrations médianes et la pluviométrie annuelle moyenne de la période, sont résumés dans le Tableau 10. Les flux de solides et de zinc à Rosny étaient inférieurs à ceux observés pendant la même période autour d'une route départementale en banlieue est-parisienne qui sont de 1 100 et de 2,36 kg/ha/an pour les MES et le Zn respectivement (Flanagan and Gromaire, 2019). Ceci s'explique, d'une part, par le caractère résidentiel des surfaces lessivées à Rosny et, d'autre part, par l'intensité du trafic routier qui est beaucoup plus faible à Rosny. Les flux de HAP et de NP notamment sont comparables avec les valeurs de Bressy et al. (Bressy, M.-C. Gromaire, *et al.*, 2012) pour un petit lot résidentiel, respectivement 4 et 2 g/ha/an.

Tableau 10 : Flux des principaux polluants basés sur les concentrations totales mesurées au point d'entrée

Flux (kg/ha/an)	MES	Plomb	Zinc	Fer	Σ 16 HAP	BPA	NP
Médiane	651	42,9*10 ⁻³	413*10 ⁻³	6,36	11,6*10 ⁻³	2,90*10 ⁻³	3,30*10 ⁻³

Du fait du nombre restreint d'échantillons, les données sur l'efficacité de dépollution (Figure 28) sont relativement dispersées. Cependant, l'ouvrage démontre une certaine capacité de à retenir la pollution particulaire. Les réductions médianes des concentrations en MES sont de 64 %. La

rétenion des métaux traces est faible, variant entre 14 % pour le cuivre et 42 % pour le zinc. La rétenion similaire des métaux traces et des éléments majeurs et la faible capacité d'échange du média filtrant indiquent que la filtration est le principal processus d'élimination. Les hydrocarbures totaux et les HAP, principalement liés à la matière organique et aux solides en suspension, ont montré une élimination similaire, voire meilleure, que celles de MES, de respectivement 67 % pour HCT, 76 % pour les HAP et 77 % pour le NP. La rétenion est nettement moindre pour la phase dissoute que pour la phase particulaire.

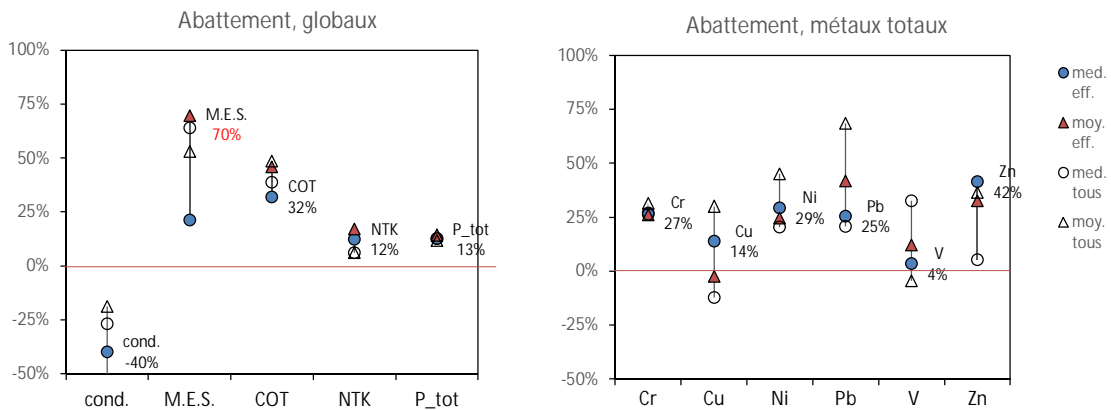


Figure 28 : Efficacité de l'ouvrage pour l'abattement des concentrations totales des paramètres globaux et des micropolluants en fonction de la méthode de calcul. Point bleu : médiane des efficacités événementielles ; Point blanc : efficacité avec une valeur médiane entrée et sortie ; Triangles : idem avec des moyennes (globaux n=12, ETM n=8, micropolluants n=4)

La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) permet de déterminer statistiquement les associations minérales les plus probables et de comparer les origines des particules. Dans le cas de Rosny, on peut distinguer quatre groupes d'échantillons : les MES d'entrée, le sédiment, les solides piégés dans le substrat filtrant et les MES de la sortie (Figure 29). Dans le principal groupe, Al-Mg-Fe, sont associés pour tous les échantillons et pour les sédiments et les MES entrant s'y ajoute le Cd-Cu-Ti-V. Le substrat possède en commun le As-Ba-Zn avec les sédiments et les particules entrantes. Mais, le substrat possède un deuxième groupe de 6 éléments en commun avec les particules sortantes. La CAH montre ainsi que les particules entrantes sont proches des sédiments ; que, dans le substrat, ces particules sont transformées (accumulation des métaux traces comme zinc et cuivre, principalement dans la première partie du filtre) et mélangées avec des fragments fins de substrat pour produire à la sortie un mélange des deux.

Le bilan des flux entrants/sortants et des stocks, constitués dans les sédiments en amont des filtres et dans le substrat filtrant, indique qu'une partie importante de la masse polluante particulaire a été retenue par décantation en amont. La canalisation amont des trois filtres fonctionne en partie comme un ouvrage de stockage/décantation : les filtres créant un obstacle à l'écoulement, la canalisation d'alimentation se met en charge, l'eau y est stockée temporairement et décantée. Des remises en suspension sont probables au début de chaque pluie suivante, lorsque la canalisation se remplit. Les particules remises en suspension et les plus fines non décantées sont ensuite retenues par les filtres à sable. Durant la période d'étude, le processus de décantation dans la canalisation était le facteur majeur d'élimination des solides. Cette période était marquée également par un chantier de construction adjacent apportant une

quantité excessive de solides. Ainsi, en temps de fonctionnement « normal », la décantation devrait jouer un rôle moindre et la rétention par le filtre un rôle plus important.

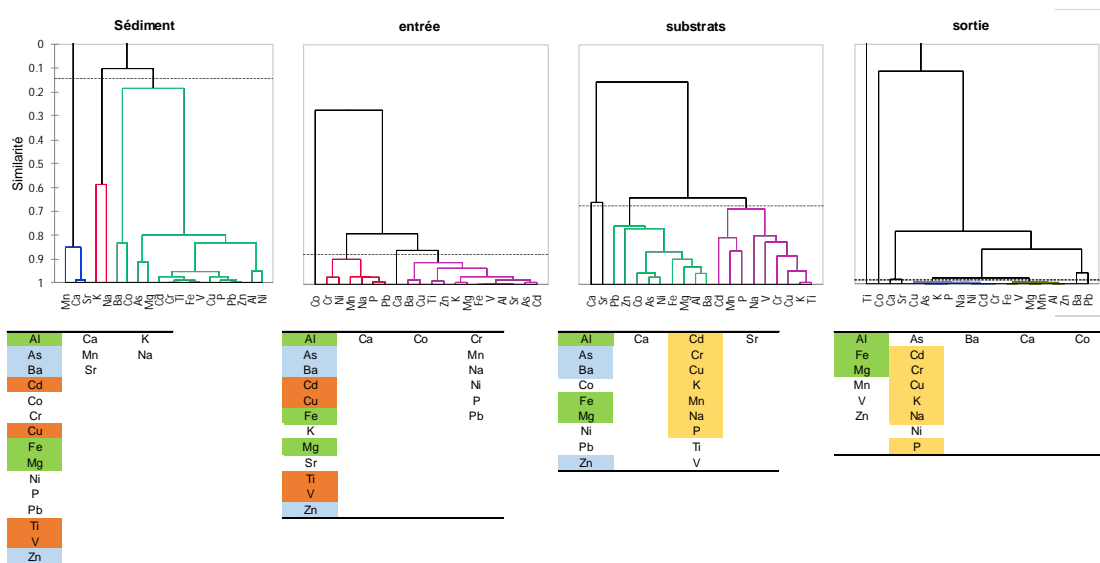


Figure 29 : (A) CAH avec 20 éléments minéraux pour les sédiments (n=5), les extraits de substrat (n=18) et les MES entrantes (n=5) et sortantes (n=3)

L'évaluation du stock piégé dans le 50 m³ de substrat du filtre depuis sa mise en fonction, soit depuis 10 ans de fonctionnement, montre une masse retenue très limitée d'environ 700 kg. L'abattement moyen par le filtre basé sur ces données serait ainsi de 10 mg.l⁻¹ pour les MES et 1,5 µg.l⁻¹ pour le zinc total.

Conclusions

Les premiers résultats montrent l'efficacité de la régulation du débit, le débit étant effectivement maintenu sous les 10 l/ha/sec légaux, principalement par l'action du filtre. Le débit de pointe est ainsi retardé d'environ 2 heures. La majeure partie des volumes mesurés a transité par le système de filtration et moins de 2 % des volumes ont été by-passés sans traitement. Sur le plan qualitatif, une amélioration importante de la qualité de l'eau est atteinte entre l'entrée et la sortie du filtre, en particulier pour les événements avec fortes concentrations de MES. Pour les polluants avec des fractions dissoutes importantes, cette efficacité est plus faible en raison de la rétention physique de la fraction particulaire. Ainsi, le filtre n'est pas adapté au contexte urbain pour le traitement de pollution de basse intensité des eaux de ruissellement.

Le système est relativement complexe dans sa conception et difficile à opérer par l'exploitant. Le filtre induit dans la plupart des événements un stockage d'eau important dans les canalisations amont, modifiant l'hydraulique et la qualité d'eau entrante. Le débitmètre électromagnétique fixe, placé près de l'entrée du filtre, souffre de rémanences d'eau lors des épisodes pluvieux importants, perturbant ainsi les mesures et le prélèvement. Un défi complémentaire de gestion est la multiplicité des acteurs avec chacun des objectifs divergents.

3.1.4 LA GESTION DES TECHNIQUES ALTERNATIVES DANS L'EST PARISIEN

Martin Seidl et des étudiants du Master SGE Sage

Références (Seidl, 2020b)

Contexte

Devenues une référence en matière d'habitat durable, les techniques alternatives sont aujourd'hui introduites dans les nouveaux quartiers en tant qu'outil de marketing pour les utilisateurs finaux (Hoyer *et al.*, 2011; Maytraud, Nicolas and Monnier, 2016). Cependant si on y regarde de plus près, on peut remarquer que les utilisateurs finaux, petits ou grands, sont rarement conscients du savoir-faire sous leurs pieds, un savoir pourtant nécessaire pour une bonne gestion des ouvrages. De divers documents et rapports produits autour des techniques alternatives (Chauveau, Monier, and others, 2013; Fletcher, Andrieu and Hamel, 2013; Everett *et al.*, 2015) on peut conclure que les acteurs ont désormais une conscience accrue de la multidisciplinarité d'un projet d'aménagement utilisant ces techniques pour gérer le ruissellement urbain. La multitude des sphères de décision et de compétences rend la concertation et la collaboration, en amont et pendant le projet, indispensable, mais, une fois le projet livré, que se passe-t-il ? La commune intègre les nouveaux espaces verts dans sa gestion et les citoyens s'approprient eux-mêmes ces nouveaux espaces, cependant peu de ces acteurs ont conscience de la face cachée : la gestion de l'eau pluviale. Ce dernier est souvent déléguée et vite « oubliée » aussi bien de la commune que des riverains. C'est pour cette raison que ce paragraphe propose une analyse sociotechnique de l'appropriation des techniques alternatives (TA) par les habitants et les services techniques dans trois territoires du Grand Paris.

L'approche des territoires

Avec les services départementaux de Seine-Saint-Denis (93) et du Val-de-Marne (94) trois projets d'aménagement ont été choisis dans l'Est parisien dans le cadre du partenariat de recherche PICRI « Réinventer l'eau en ville », pour étudier l'appropriation de ces aménagements par les riverains et les gestionnaires. Chaque projet choisi draine plusieurs hectares et possède un éventail de techniques alternatives allant du stockage sur des surfaces imperméabilisées aux parkings drainants et épurants.

Pour caractériser la zone et mieux cibler les riverains, un inventaire des dispositifs pour la gestion des eaux pluviales a été réalisé sur chaque territoire (Tableau 11). Une cinquantaine d'habitants de chaque quartier ont été interrogés en face à face, de 2015 à 2017, à l'aide de questionnaires standardisés sur la perception de l'eau de pluie et des aménagements du quartier pour leur gestion. Les résultats ont été harmonisés et traités statistiquement. En parallèle, les gestionnaires de ces espaces ont été interviewés sur le fonctionnement et la gestion des aménagements en s'appuyant sur une trame prédéfinie (Catoir-Brisson and Jankeviciute, 2014). À Noisy-le Grand, ont été rencontrés le directeur de centre technique municipal, le responsable de la voirie et le chef des espaces verts. L'intercommunalité ne s'étant pas encore saisie de sa compétence en assainissement, les services du conseil départemental en charge de l'assainissement pluvial au sein de la DSEA 93 ont été interrogés (Mokrani, Matkal and Mellal, 2014). À Villeneuve-le-Roi, les services des espaces verts de la commune ont été contactés ainsi que le syndicat d'assainissement SYAGE. Leurs informations ont été complétées par les échanges entre les acteurs (bureau d'étude concepteur, services de la mairie, syndicat d'assainissement, l'agence de l'eau...) lors de la réunion de présentation du projet organisée par le Conseil général de Val-de-Marne (Amajjout, Goh, and Ormelezi Santos, 2016). À Stains, ont été interviewés à l'intercommunalité Plaine Commune le chef du service de l'assainissement et, sur le site, des

agents des espaces verts (Mokrani, Matkal and Mellal, 2014). Les dix entretiens ont été enregistrés, retranscrits et analysés.

Le Clos Saint-Vincent à Noisy-le-Grand. Le plus ancien projet est celui de Clos Saint-Vincent construit en 2006. La zone d'aménagement concertée (ZAC) du Clos Saint-Vincent couvre 18 hectares dans le nord de la ville de Noisy-le-Grand (93). Elle comprend des équipements publics et culturels et près de 3 000 logements. Le projet de techniques alternatives répondait à la volonté d'intégrer l'eau comme un élément structurant de l'espace urbain tout en limitant les risques d'inondations. La ZAC consiste en quatre îlots, dont deux au nord conçus avec les techniques traditionnelles de stockage souterrain et en surface, tandis que les deux plus récents, au sud, utilisent le stockage et l'infiltration (Chauveau, 2007). L'axe de ce projet est formé d'un mail piéton (Figure 30A), orienté nord-sud, et de trois dispositifs de rétention. Il se compose d'un cheminement piéton non inondable avec, de part et d'autre, un alignement de fosses d'arbres et de noues de stockage (50 cm d'eau maximum) revêtues en leur fond de pavés pour limiter l'érosion. Le plus grand dispositif de rétention, le Jardin des Artistes (2 hectares) reçoit par temps de pluie les eaux de ruissellement des toitures avoisinantes. Pour une pluie d'occurrence décennale, une dépression enherbée de 2 000 m² offre 570 m³ de rétention pour une hauteur d'eau maximale de 60 cm. Le deuxième espace de rétention est la place Ouest (Figure 30B), une placette revêtue de pavés sciés, inondable dans sa partie ouest jusqu'à une hauteur de 30 centimètres en cas de fortes pluies. Les eaux sont ensuite restituées au réseau avec un débit limité. Un troisième espace de rétention est le bassin paysager allée des Petits Jardins, qui accueille les eaux de l'allée, du mail Sud, des toitures et de la place elle-même (CG93, 2010). Les équipements sont gérés par les services techniques de la ville, espaces verts et voirie. La compétence assainissement a été déléguée à l'établissement public territorial (EPT) Grand Paris - Grand Est regroupant quatorze villes de l'Est parisien.



Figure 30 : Vues des techniques alternatives du Clos Saint-Vincent. (A) Noues bordant le mail central ; (B) Place inondable à l'ouest © Martin Seidl 2014

La Cité Paul-Bert à Villeneuve-le-Roi. La Cité Paul Bert est située à l'est de la commune de Villeneuve-le-Roi (94), en zone inondable, isolée du reste de la ville, coincée entre la Seine et la zone industrielle du port de Villeneuve-le-Roi. Avant le démarrage du projet de rénovation urbaine (PRU), ce quartier était classé en zone urbaine sensible, avec un habitat dégradé et une absence d'offre d'emploi (INSEE, 2013b). La zone a été réaménagée avec un objectif de zéro rejet d'eaux pluviales à travers la mise en œuvre des techniques alternatives (ANRU, 2009). Les principales techniques alternatives mises en place dans le cadre de PRU sont i) un bassin de rétention dans le parc des Bords de Seine (ou parc Paul-Bert), ii) des voies à vitesse réduite

perméables, équipées de parkings perméables, iii) des noues végétalisées longeant la rue Paul Bert, iv) une place centrale du quartier, équipée d'un bassin de stockage à ciel ouvert et v) des bassins de stockage sous les parkings des bâtiments rénovés. Certaines rues, comme la rue Raoul Delattre, n'ont pas de réseau et leur nivellement a été adapté pour ramener le ruissellement directement dans les noues adjacentes. Le parc des Bords de Seine possède un ensemble des bassins de rétention et un bassin paysager de rétention, qui peut recevoir des eaux de ruissellement de la voirie adjacente. Les noues et les bassins du quartier ont été créés comme un système de surverse communiquant en cas des fortes pluies. Les noues (secondaires) des petites rues allant vers la Seine se déversent dans la noue principale, située dans la rue Paul Bert, qui à son tour se déverse dans le bassin de la place (Figure 31A). Quand le bassin est rempli et que toutes les noues sont pleines, ils se déversent dans le parc. Ce dernier est inondable par tranches, faisant qu'il reste accessible au public même avec certaines parties inondées. Les rues bordant le parc sont équipées d'un enrobé drainant, tandis que les places de stationnement adjacentes, végétalisées (Figure 31B), possèdent un substrat spécifique traitant les eaux infiltrées (Ramier *et al.*, 2016). L'ensemble est géré par le service municipal des espaces verts et par le SyAGE, le syndicat d'assainissement composé de 40 communes du Sud-Est parisien, toutes à l'exception de Villeneuve-le-Roi, situées sur la rive droite de la Seine.



Figure 31 : Aménagements pour la gestion des eaux pluviales Cité Paul Bert. (A) Place centrale avec chaussée drainante et bassin de stockage ; (B) Parking drainant © Martin Seidl 2016

Le quartier des Trois Rivières à Stains. Le quartier des Trois Rivières est un quartier récent de Stains (93), d'un ensemble de 500 logements collectifs et individuels sur une surface de 13 hectares installé sur un ancien terrain industriel, aux abords du parc départemental de La Courneuve. À l'origine, la zone était drainée par de nombreuses petites rivières, dont les trois principales se nomment la Vieille-Mer, le Croult et le Rouillon ; d'où le nom du quartier (CAUE93, 2009). Le principal axe de ce site est un mail piéton paysager de 700 mètres collectant les eaux de ruissellement tout au long de son parcours. Sur tout son long, une composition de noues et de placettes urbaines inondables est destinée à assurer la rétention des eaux pluviales issues du quartier en périodes d'événements pluvieux. On peut retenir trois principaux points en passant d'ouest en est : les pelouses inondables avec la présence de passerelles en bois, les prairies inondables et la placette en briques en forme de vagues (Otto and Atelier de l'Île, 2009). Le cœur du quartier possède une place minérale avec un modelé en vagues (Figure 32A) permettant de conjuguer la récolte des eaux pluviales dans les déflexions et une continuité du sol pour faciliter les usages par temps sec (Otto and Atelier de l'Île, 2009). Le projet des techniques alternatives fait environ 6 hectares et représente en volume de stockage de 1 300 m³ dont 250 m³ de stockage enterré. Pour que l'eau n'arrive pas trop profondément, les promoteurs ont utilisé,

non pas des tuyaux, mais des caniveaux à fentes (Figure 32B). Les techniques alternatives du quartier sont gérées aussi bien sur le plan des espaces verts que de l'assainissement pluvial par EPT Plaine Commune, qui regroupe neuf villes au nord de Paris.



Figure 32 : Le Quartier des Trois Rivières à Stains et ses aménagements pour la gestion des eaux pluviales. (A) place centrale avec mini bassins de stockage à ciel ouvert ; (B) Caniveaux à fentes © M. Seidl 2016 /CD93

Le Tableau 1 résume les principales caractéristiques des trois projets. Les trois projets ont le même principe de dimensionnement de débit de fuite de 10l/ha/s pour une pluie décennale, possède tous des bassins de stockages paysagers avec des passages surélevés, cependant divergent quant à la disposition et aux techniques annexes appliquées.

Tableau 11 : Description des aménagements, conçus pour une pluie décennale, nécessitant 12 heures pour une vidange complète. La limite de ruissellement pour les espaces drainés est de 10 L/s/ha.

Quartier (références)	Clos Saint-Vincent (CG93, 2010)	Quartier Paul-Bert (ANRU, 2009)	Trois Rivières (Otto and Atelier de l'Île, 2009; AESN, 2011)
Ville	Noisy-le-Grand (93) 64 600 habitants	Villeneuve-le-Roi (94) 19 900 habitants	Stains (93) 38 000 habitants
Surface drainée	18 ha	6 ha	5,7 ha
Niveau nappe	<-3 m	-1 m	-1 m
Bassin versant	Marne	Seine	Croult / Vielle-Mer
Sol	Argile, (retour sur réseau)	Alluvion,	Alluvion, argile
TA, présentes	Place inondable, bassin de rétention enherbé, bassin de rétention, noue végétalisée, stockage souterrain	Bassin de rétention et de rétention, noue végétalisée, stationnement perméable,	Place inondable, bassin de rétention, noue végétalisée, rigoles pour le ruissellement
Volume de stockage	900 m ³	> 1000 m ³	1 300 m ³ (230 m ³ enterré)
Coûts	2.5 M€ HT	2 M€ HT (parc)	4.2 M€ HT
Année	2006	2014 / 2016	2008
Prix de l'habitat €/m ²	3 800 - 4 000	3 100 - 3 300	2 800 - 3 000
Assainissement pluvial	Intercommunalité Grand Paris - Grand Est	Syndicat SIARV / SYAGE	Intercommunalité Plaine Commune
Espaces verts	Commune	Commune	Intercommunalité

Résultats et discussion

La particularité des techniques alternatives est leur multifonctionnalité, qui combine l'assainissement pluvial avec des espaces verts, des espaces de loisir et des zones de mobilité urbaine. Leur gestion est par conséquent une superposition des différents services tels que l'assainissement, les espaces verts et la voirie. Du fait des différents degrés de délégation, on se

retrouve entre niveau communal, intercommunal et départemental. On s'est intéressé ainsi au périmètre d'action de ces services quant aux aménagements pour la gestion des eaux pluviales, leurs connaissances du fonctionnement et les interactions entre les différents services.

Les gestionnaires. Les techniques alternatives du Clos Saint-Vincent, en place depuis 2002, ont été étudiées à plusieurs reprises dans le passé (Chauveau, 2007; Bressy, 2010). La vision de ces équipements par les services des espaces verts de la commune a été (parfaitement) résumée par le directeur du service : « *Non, il n'y a pas d'entretien spécifique des techniques alternatives car ce site s'auto-entretient. Il peut y avoir intervention si la végétation devient trop importante.* » Une vision que l'on retrouve dans les autres territoires au moment d'enquête : « *Pourquoi vous nous appelez ? Il faut voir avec les services d'assainissement.* » Cependant en gravissant les échelons administratifs, on observe une vision plus en adéquation avec les objectifs de conception aussi bien sur le plan du fonctionnement que de l'entretien. Le directeur des services techniques résume : « *La ville entretient les espaces verts en régie directe, un entretien qui se résume en général à la coupe de gazon et, si on observe un problème d'écoulement, on contacte l'intercommunalité pour le nettoyage des grilles.* » La commune est très satisfaite du fonctionnement, cependant le directeur juge que la valeur de 10 l/s/ha est trop faible, qui demande la création des superficies de rétention très (trop) importantes qui au final ne sont jamais nécessaires. Cependant dans nombreuses situations ce débit de fuite est déjà trop important.

À Stains, dans le quartier de Trois Rivières, la municipalité a tout délégué à l'intercommunalité de Plaine Commune. Les agents des espaces verts sont aujourd'hui plus qualifiés et sensibilisés à la problématique des techniques alternatives, bien qu'aucune formation spécifique ne leur ait été fournie. Contrairement à Noisy-le-Grand on perçoit bien différentes interfaces entre la gestion des espaces verts et celle des eaux pluviales. La chargée de mission hydraulique urbaine et d'aménagement à la direction de l'assainissement et de l'eau de Plaine Commune possède une vision d'ensemble comparable à celle du chef des services techniques de Noisy-le-Grand. Pour la gestion de techniques alternatives, différents services sont concernés (et non coordonnés) : le service de la propreté qui ramasse les déchets, le service des espaces verts qui vient tondre la pelouse, tailler les végétaux et replanter les végétaux abîmés et le service assainissement qui gère les ouvrages. L'entretien régulier des ouvrages du quartier de Trois Rivières consiste à i) vérifier les régulateurs de débits, situés dans des regards de visite, ii) curer des canalisations et iii) déboucher les ajutages (entre les murés) et les busages (entre les noues). L'entretien périodique se résume à i) un curage deux fois par an des avaloirs qui mettent en charge les espaces verts et qui récoltent les eaux des toitures et ii) un curage une fois tous les quatre ans des pré-bassins enterrés.

Selon l'adjoint au maire à l'urbanisme de la ville, la Cité Paul-Bert, à Villeneuve le Roi, est un exemple de réussite en termes de renouvellement urbain. Quant à l'entretien des TA, la ville possède peu de recul, cependant plusieurs observations ont été faites par l'ensemble d'acteurs pendant la visite de la fin de chantier. L'architecte du bureau d'étude qui a réalisé le projet se confie sur le parking végétalisé : « *Depuis mars 2014, hormis les quelques incivilités, il y des Evergreen qui sont en très bon état et qui amènent en plus de la gestion des eaux pluviales un aménagement différencié... mais aujourd'hui on constate des secteurs où l'on a des dégradations prononcées du fait de stationnement prolongé. La problématique de gestion réside là.* » Le service de voirie du département est plus critique sur les enrobés perméables, avant d'enchaîner sur les avantages relatifs des noues enherbées en ville : « *Franchement, c'est un matériau qui est fragile, qui se bouche facilement avec des pollutions, des feuilles, etc. et qui, en même temps, présente l'énorme inconvénient de faire passer l'eau et donc de geler. En termes de coût*

d'entretien, cela peut s'avérer aussi important [...] Les noues, effectivement ça marche bien. Sauf que si l'on ne détermine pas qui entretient la noue, au bout de deux ans elle est pleine d'objets multiples et variés et elle ne remplit plus du tout son rôle [...] »

Le syndicat d'assainissement précise que les chaussées enrobées sont des aménagements particuliers de voirie qui devront subsister une vingtaine d'années. Pour les noues, la durée de vie des aménagements dépendra de l'entretien. Avec un entretien fréquent, la noue pourra fonctionner jusqu'à 40 ou 50 ans, comme un réseau classique. S'agissant de la périodicité de la maintenance, le syndicat estime que le nettoyage et l'enlèvement de déchets doit être effectué par la mairie tous les mois, voire tous les deux mois, en parallèle de l'entretien des espaces verts, qui est lui fonction des végétaux mis en œuvre et de la fréquence de la tonte choisie.

Les riverains. Les populations de Paul-Bert et de Trois Rivières sont comparables, légèrement plus jeunes et moins bien formées que la moyenne francilienne. Les interrogées de Clos Saint-Vincent, cependant ont un niveau de formation bien au-dessus de la moyenne francilienne avec plus de 60 % disposant d'une formation universitaire, contre seulement 40 % au niveau régional. La perception de l'eau de pluie, aussi bien du point de vue quantitatif que qualitatif, est marquée par le territoire. Bien qu'une faible partie de gens y voit une catastrophe, les Noiséens s'en incommodent fortement, contrairement aux deux autres territoires où la pluie est vue comme un don de ciel. L'explication est probablement un mélange de formation élevée et de sentiment de citoyen, Noisy étant une ville moyenne avec un centre commercial, régional à 10 minutes à pied du quartier et à 20 minutes par le RER A du centre de Paris. Cependant ce niveau de formation n'empêche pas de percevoir l'eau de pluie comme de l'eau usée. À l'opposé, les Villeneuvois, dans un quartier populaire au bord de la Seine, loin des commerces et de Paris, perçoivent l'eau de pluie comme un « don du ciel », proche de l'eau potable. On remarque qu'à la cité Paul-Bert, 9 % n'arrivent pas à formuler un avis, ce qui est probablement dû à la modestie de leur situation socio-économique. Les objectifs de la gestion d'eau de pluie sont perçus de la même façon sur les trois territoires, donnant une prépondérance à la gestion des inondations avec une fraction mentionnant même l'économie d'eau, lien difficilement justifiable, mais pouvant être expliqué par le lien que font certains entre l'eau potable et l'eau de pluie. Cette vision positive se retrouve dans le consentement de près de la moitié des personnes enquêtées à payer plus pour une meilleure gestion.

Les aménageurs et paysagistes nous indiquent que le paysage parle de lui-même. Pendant une visite du quartier des Trois Rivières, on a pu ainsi entendre les concepteurs dire : « *Nous essayons de montrer la fonction hydraulique sur le projet. On sent bien qu'il y a de l'eau, même en absence de panneaux de communication. La fonction hydraulique est bien mise en scène dans l'aménagement.* » La réalité peut cependant être différente. On a demandé aux riverains la fonction des dépressions et des « ponts » dans les parcs possédant des bassins de rétention enherbés. 30 % ne les ont jamais observés et 30 % de ceux qui les ont observés, leur attribuent une fonction purement esthétique. Seulement 40 % de riverains de Paul-Bert font le lien entre ces aménagements et l'eau ou l'eau de pluie, ils sont même deux fois plus nombreux que dans les autres quartiers. On peut en conclure que malgré les propos des paysagistes, les paysages de techniques alternatives ne « parlent » pas assez, en tout cas pas aux riverains, et qu'il faudra plus d'information. C'est aussi ce que les riverains demandent, à Trois Rivières 80 % des interrogés aimeraient en savoir plus sur la gestion de l'eau de pluie et les aménagements. Les Noiseliens, bien plus formés pensent en savoir suffisamment et ne sont que 40 % à vouloir en connaître plus. Le faible pourcentage ayant une notion de la gestion de l'eau par les techniques

alternatives (espaces verts) contraste avec le haut pourcentage des riverains appréciant les espaces verts, 86 % des riverains affirment ainsi que ces espaces contribuent sensiblement au bon cadre de vie. Les techniques alternatives, majoritairement des espaces verts multifonctionnels, ne sont ainsi reconnues que pour leur partie verte. On a vu dans le paragraphe précédent que la perception des gestionnaires peut être semblable.

Conclusions

Les entretiens avec les gestionnaires des trois territoires montrent que la gestion des techniques alternatives est sectorielle : les espaces verts sont gérés par les services des espaces verts municipaux et la partie assainissement est déléguée à l'intercommunalité. Cependant, en pratique, les services « verts » communaux n'interagissent pas avec les syndicats d'assainissement ou l'intercommunalité. Les services des espaces verts suivent leur schéma ou rythme annuel. Ils sont en général composés d'une équipe d'agents fonctionnaires de la commune, et renforcés en été par des saisonniers. Si le chef de service a une notion des techniques alternatives, ses agents ne sont pas formés spécifiquement aux TA. Les services de voirie peuvent être concernés, soit quand il s'agit d'espaces minéraux, comme les places inondables à Noisy-le-Grand ou à Stains, soit quand ça concerne des parkings perméables comme à Villeneuve-le-Roi. La partie « assainissement » est quant à elle gérée par la commune à distance, par un service délégué via une intercommunalité ou un syndicat d'assainissement.

La condition de gestion réussie est bien l'appropriation des ouvrages par les services de la commune, comme à Noisy-le-Grand par le biais d'une politique de gestion des eaux pluviales ou, comme à Villeneuve-le-Roi, par le biais d'une opération de rénovation urbaine. On émet ici l'hypothèse que si les services montent en compétences, le degré d'appropriation augmente. Ainsi, à Stains, l'amélioration des connaissances du service des espaces verts sur le fonctionnement du site lui a permis d'adapter sa gestion.

Quant aux coûts des techniques alternatives, l'investissement est bien moindre pour des noues que pour des bassins de rétention enterrés qui, en plus de la construction souterraine très coûteuse, nécessitent aussi des aménagements en surface comme les espaces verts et la voirie. Les noues ou bassins de rétention paysagers sont ainsi en termes de travaux et du matériel posés moins chers. Cependant, en termes d'étude, les techniques alternatives coûtent plus cher, car les bureaux d'études doivent penser très finement au nivellement et aux systèmes hydrauliques spécifiques plus complexes que ceux d'un bassin enterré. En conservant tous les équipements en surface, on s'économise sur les coûts de gestion et d'entretien des ouvrages enterrés. Cependant la gestion des espaces verts comme tallage et tondage est plus onéreuse que celle d'un espace imperméabilisé en dur avec un simple passage de balayeuse. Les techniques alternatives s'avèrent, selon projet, de l'ordre de 400 000 euros moins chers en investissement, cependant coûtent quelques milliers d'euros de plus par an.

Les enquêtes auprès des riverains sur de tels dispositifs importants de techniques alternatives montrent néanmoins que les habitants ont une vision positive de la pluie, voire une assez bonne vision des objectifs d'une gestion des eaux pluviales et surtout qu'ils sont prêts à contribuer (plus) à cet objectif. Cependant les ouvrages et leur finalité ne sont pas aussi explicites que les concepteurs l'avaient imaginé ; de là sans doute (en tout cas pour partie) la persistance de mauvaises habitudes comme celle de laisser des déchets dans les zones d'écoulement. L'information des riverains est donc une nécessité, et même une nécessité « opérationnelle » ; les gestionnaires en charge de l'entretien de ces ouvrages en conviennent.

Alors que la transition écologique s'impose dans tous les esprits, une diffusion plus large des

PUBLICATIONS

- Flanagan K, Ah-Leung S, Bacot L,... Seidl M,... (2019b) Un guide méthodologique pour l'évaluation des performances des ouvrages de maîtrise à la source des eaux pluviales. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.16209.68969>
- Seidl M (2020b) Chap 4. Techniques alternatives pour la gestion de l'eau de pluie un espace (vert) public à gérer et à s'approprier. In: Aménager la ville avec l'eau, pour une meilleure résilience face aux changements globaux. Presses des Ponts et Chaussées, Paris, pp 81-98 <https://doi.org/10.5281/zenodo.4555194>
- Seidl M, Gromaire M-C, Saad M, De Gouvello B (2013a) Effect of substrate depth and rain-event history on the pollutant abatement of green roofs. *Environmental Pollution* 183:195-203. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.026>
- Silva A, Nascimento N, Seidl M, Vieira L (2010b) SWITCH in Belo Horizonte, Brazil: infiltration and detention systems for more sustainable stormwater control in Belo Horizonte. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 9:7-13. <https://doi.org/10.1007/s11157-010-9196-5>

ARTICLE ASSOCIÉ

- Seidl, M, & Saifane, M (2021). A green intensity index to better assess the multiple functions of urban vegetation with an application to Paris metropolitan area. *Environment, Development and Sustainability*. <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01293-4>

objectifs d'un aménagement multifonctionnel reposant sur des techniques alternatives profiterait à tous les acteurs en contribuant, en plus, à améliorer la résilience urbaine.

3.1.5 FICHE DE SYNTHÈSE RUISSELLEMENT

CONTEXTE

- PÉRIODE : 2008-2013
- CADRE : projets [SWITCH](#)/MAPLU
PARTENAIRES : IHE-UNESCO//UFM/PBH
FINANCEMENT : CEE 150 000 euros, CNPq, Fapemig
- RESPONSABILITÉS : co-orientation, organisation des campagnes de suivis sur le système pilote du campus UFMG, analyse et interprétation des données, valorisation
- ENCADREMENT : Andre Silva, posgraduação SMARH UFMG Brésil

- PÉRIODE : 2012-2014
- CADRE : Projet de recherche [TVGEP](#)
PARTENAIRES : CSTB//LEESU ENPC/CEREMA/ADIVET /CG92
FINANCEMENT : ADEME/MEEDDM-CDGDD-DRI R-2011-8C-0028-A0 100 000 euros
- RESPONSABILITÉS : Mise en place et organisation des campagnes de suivis sur les toitures pilotes de CSTB et CEREMA – collecte, exploitation et valorisation des données qualité
- ENCADREMENT : Laurène Ghiglia, M2 SGE SAGE

- PÉRIODE : 2011-2019
- CADRE : projet [ROULEPUR](#)
PARTENAIRES : LEESU ENPC/ CC93/ CEREMA
FINANCEMENT : Agences de l'eau, ONEMA, MEDDE, 300 000 euros
- RESPONSABILITÉS : Assistance exploitant, analyse et interprétation des données,
- ENCADREMENT : Yasmin Copanoglu, M2 SGE SAGE, exploitant

- PÉRIODE : 2019-2022
- CADRE : projet [LifeAdsorb](#)
PARTENAIRES : LEESU ENPC/Ville de Paris/CEREMA/...
FINANCEMENT : CEE Life, 1 300 000 euros
- RESPONSABILITÉS : Organisation campagnes de suivi du filtre planté, valorisation et interprétation des données, encadrement de thèse
- ENCADREMENT : Julia Roux, doctorat UPE/UPEC, co-direction avec N. Bousserhine, UPEC

3.2 Traiter les eaux usées

3.2.1 FONCTION DU SOL DANS L'ASSAINISSEMENT AUTONOME

Martin Seidl, Olivier Fouché, David Ramier et Bezhad Nasri

Références (Seidl, Caupos, et al., 2015; Seidl, Ramier, et al., 2016)

Contexte

L'assainissement non collectif (ANC) est un dispositif assurant la collecte, le traitement et l'évacuation des eaux usées domestiques de manière autonome, à proximité de l'habitation. Il est mis en place là où l'habitat est peu dense, comme dans les périphéries urbaines ou dans les zones rurales et qui ne peut être facilement connecté au réseau d'assainissement collectif. Près de 5 millions d'installations sont répertoriées en France, ce qui représente environ 20 % de la population nationale (Ayphassorho, Besson and Lebental, 2014). L'ANC classique consiste aujourd'hui en un décanteur/digesteur suivi par un filtre à sable enterré, de faible profondeur et de grande surface (Boutin and Olivier, 2017). Les effluents de ce dernier sont infiltrés et affinés par le sol (Vilpas and Santala, 2007; Lehtoranta, Vilpas and Mattila, 2014). Une des fonctions du sol, peu étudiée jusqu'à présent, est sa capacité épuratoire. Le sol fonctionne en complément du massif filtrant, dégradant les matières organiques apportées par les effluents du filtre. Sa capacité épuratoire dépend ainsi de sa faculté de gérer les flux liquides et de maintenir une vie microbienne abondante. L'étude présentée ci-dessous vise à évaluer la contribution du sol dans un système d'ANC équipé d'un filtre à sable vertical non drainé à l'élimination des nutriments, de la matière organique mais également des polluants émergents issu de produits de soin corporel le parabène et le triclosan. Ces derniers sont de plus en plus évalués dans les stations d'épuration, mais presque jamais dans l'ANC à cause des difficultés de suivi.

Méthodologie

Le site expérimental se situe dans la commune d'Ouagne au cœur du département de l'Yonne, au centre de la France. Le système d'ANC utilisé est composé d'une fosse septique (3 m³, polyéthylène), suivi par un massif filtrant de sable non drainé (20 m² avec une épaisseur de 0.5 mètre). Il dessert un jeune couple sans enfant. En termes de lithologie, le site pilote est implanté dans une couche de colluvions des calcaires dolomitiques du Portlandien (J9) superposée aux calcaires marneux du Kimméridgien (J8).

Afin d'étudier la contribution du massif filtrant à l'épuration une partie du fond du filtre a été équipée pendant la construction d'une dizaine de plaques poreuses en quartz. Pour étudier la contribution du sol, le fond du filtre a été sur-creusé de 40 centimètres où un autre « set » de plaques poreuses a été placé. Ce système permettait ainsi de faire des prélèvements des eaux traitées après le passage à travers le filtre à sable et après le passage à travers des 40 centimètres de sol. Pour étudier les flux d'eau, des tensiomètres et des sondes d'humidité ont été installés aux mêmes profondeurs. Le site expérimental a été complété avec une station météorologique. L'installation est décrite en détail par Bezhad Nasri (Nasri and Fouché, 2019).

L'eau usée entrante dans le filtre a été prélevée à la sortie de la fosse septique (FS). Les échantillons d'eau sortante ont été prélevés sous le massif filtrant (MF) et dans le sol (S). Les échantillons ont été traités sous 24 heures après prélèvement selon les normes AFNOR (AFNOR, 2005) et recommandations de l'AWWA/APHA (APHA *et al.*, 2012). Les majeurs (C, N, P) et les micropolluants ont été suivis dans l'eau brute à l'entrée et uniquement dans la phase dissoute (Whatmann GF/F) à la sortie. L'analyse des micropolluants a été effectuée après extraction sur les cartouches SPE et purification sur des cartouches OASIS HLB, par chromatographie en phase

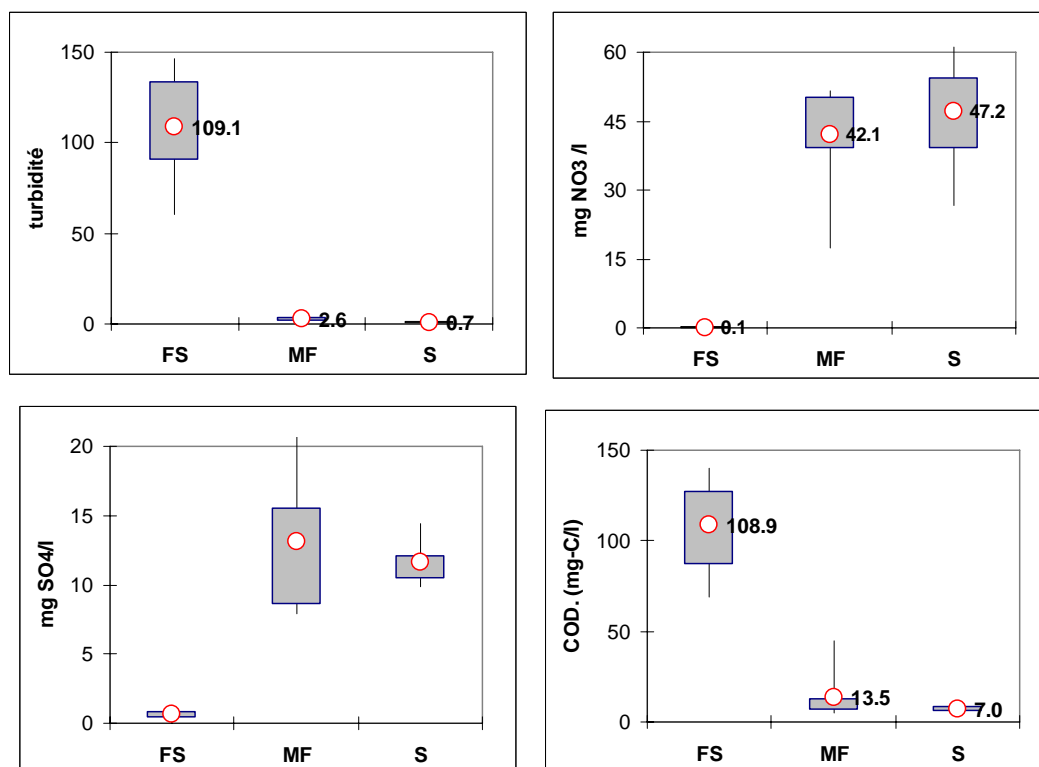
liquide (UPLC) couplée à la spectrométrie de masse en tandem (MS-MS). La méthode utilisée, développée dans le cadre des thèses de doctorat de Darine Geara-Matta (Geara-Matta, 2012) et de Marielle Naah (Naah, 2013) a été adaptée aux faibles volumes d'échantillon disponibles (200 ml).

Pendant le projet la consommation d'eau et des produits de soins corporels et de ménage ont été suivis dans la perspective d'un bilan de parabène et triclosan.

Résultats et discussion

Les paramètres globaux (Figure 33) montrent un très bon fonctionnement du système, une bonne élimination (>92 %) des solides par les deux phases consécutives du filtre, mais aussi un abattement de plus de 88 % du carbone dissous. La nitrification au sein du massif filtrant est performante et transforme la majeure partie (93 %) de l'azote total entrant en NO_3 . L'absence de dénitrification au sein de l'ANC fait que ce système crée une contamination importante des nappes phréatiques présentes.

Figure 33 : Évolution des paramètres globaux de qualité en travers du système de traitement. FS : fosse séptique, MF : massif filtrant et S : sol.



Dans le cas d'un système classique d'ANC traitant convenablement la pollution domestique on peut également d'observer l'élimination des polluants émergents tels que le parabène et le triclosan (Figure 34), contenus dans les produits du soin corporels. Les concentrations en méthylparabène et en triclosan sont faibles comparées avec des données de littérature (Gasperi *et al.*, 2014), mais significatives. Dans la Figure 34, on peut observer une bonne dégradation (87 %) du méthylparabène dans le massif filtrant cependant on voit peu de contribution du sol. Le triclosan montre l'effet contraire : peu de transformation dans le filtre, mais un impact

significatif (47 %) du sol. Les différences de comportement entre parabène et triclosan sont probablement liées à la différence de leurs constantes K_{ow} , et donc différence de mobilité dans le sol, et des sensibilités différentes vis-à-vis des différentes conditions d'oxygénation et d'adsorption présentes dans les deux supports.

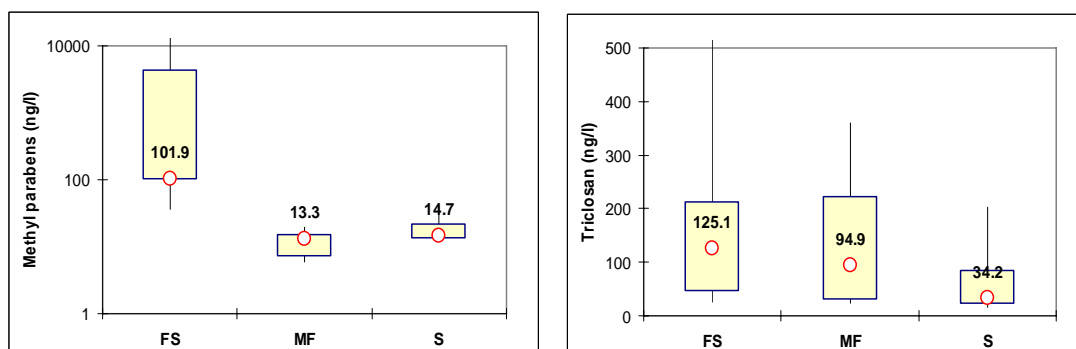


Figure 34 : Teneurs en parabène (en log) et/ou triclosan, dans les effluents de la fosse septique (FS) à la sortie du massif filtrant (MF) et au niveau d'évacuation dans le sol sous-jacent (S)

Conclusions

Le filtre étudié montre de belles performances vis-à-vis les éléments majeurs où le sol peut abattre jusqu'à 50 % complémentaires de la pollution carbonée entrante. Les résultats confirment que le filtre est une partie indispensable de l'ANC et que la fosse septique n'est qu'un prétraitement. Cependant les micropolluants organiques tels que les additifs des produits des soins corporels peuvent être plus réfractaires à la dégradation. On observe une élimination de 87 % pour le parabène avec une contribution négligeable du sol. L'abattement global du triclosan est un peu plus faible (72 %) avec cependant une contribution majoritaire du sol. La différence de biodégradabilité peut être expliquée par les différences structurales des molécules étudiées (Mamy *et al.*, 2015; Wei *et al.*, 2019). Ces résultats sont en accord avec les données de (Haman *et al.*, 2015) pour les boues activées. L'étude montre ainsi la capacité d'ANC d'éliminer des micropolluants organiques issus des produits des soins corporels.

3.2.2 FILTRES PLANTES COMME POST-TRAITEMENT AU BRÉSIL

Martin Seidl, Jocilene Da Costa et Marcos Von Sperling

Références (Costa et al., 2015, 2018; Costa, Seidl and Sperling, 2017)

Contexte

Les plantes aquatiques peuvent améliorer les performances des zones humides artificielles traitant les eaux usées domestiques de multiples façons ; on peut citer principalement l'impact physique des plantes sur la conductivité hydraulique du système, l'oxygénation du support par la zone racinaire et l'absorption de nutriments par les plantes. Le niveau d'impact dépend des facteurs tels que le type d'espèce, la distribution granulométrique du média filtrant et la configuration géométrique. Les systèmes les plus simples sont les filtres plantés horizontaux fonctionnant majoritairement en anaérobie, tandis que le système vertical, plus complexe, car nécessitant une alimentation par bâchées, fonctionne en aérobie. Les systèmes horizontaux sont utilisés principalement pour le post-traitement, tandis que les systèmes verticaux sont utilisés comme traitement principal, principalement dans les petites communes en France. La littérature est très abondante sur ce sujet, entre autres (Brix, 1994; Vymazal, 2007, 2011; Kadlec and Wallace, 2009). L'objectif de cette recherche était l'étude d'élimination des nutriments (N) et (P) par les plantes et leur rôle relatif dans l'écoulement d'un filtre horizontal pour le post-traitement des eaux usées domestiques dans un contexte tropical.

Méthodologie

Le système expérimental (Figure 35, Tableau 12) fait partie de du dispositif de recherche et de formation CePTS (DESA UFMG, 2012), lié à la station de traitement des eaux usées Ribeirão Arrudas de COPASA de la ville de Belo Horizonte. Il est composé d'un réacteur UASB comme traitement principal, suivi de post-traitement avec filtres à écoulement horizontal sub-superficiel. Deux filtres remplis scories d'acier (d_{10} 19 mm, d_{60}/d_{10} 1.2, porosité 0.40) sont connectés en parallèle, dont un planté de *Typha latifolia* recevant chaque jour une charge approximative de 50 équivalents-habitants. Le système est suivi hebdomadairement à l'entrée et à la sortie pour les principaux paramètres de qualité C, N et P. La biomasse est déterminée annuellement après fauchage et examen des rhizomes. Les éléments sont analysés selon les méthodes standard pour l'examen de l'eau et des eaux usées (APHA et al., 2012) au laboratoire DESA de l'UFMG.



Figure 35 : Le dispositif expérimental de la STEP Arrudas (à gauche) avec le détail des filtres, vus d'aval vers amont (à droite). Coordonnées [19.8951299,-43.8786932](#)

Tableau 12 : Dimensionnement du système expérimental utilisé

unité	H - lit m	H - eau m	longueur m	largeur m	débit m ³ .j ⁻¹	T - séjour jour	charge m ³ .m ⁻² .j ⁻¹
valeur	0,4	0,3	24,1	3,0	8,0	1,1	0,11

Résultats et discussion

La *Typha* peut éliminer jusqu'à 20 % du flux hydrique par évapotranspiration par rapport au filtre non planté, permettant ainsi de diminuer les volumes rejetés.

Les premières observations directes montrent l'impact de la *Typha* sur la perméabilité du filtre en obstruant les pores par ses rhizomes, engendrant un écoulement superficiel en complément du subsuperficiel (Guardia-Puebla *et al.*, 2019). Pendant les trois années d'étude, la colmatation s'avère progressive dans le filtre planté, tandis qu'elle est exponentielle dans le filtre non planté, dans les deux cas 80 % de la surface des deux filtres montre un flux superficiel au bout de 3 ans, sans cependant modifier significativement l'efficacité du traitement. La Figure 36 montre l'hétérogénéité du filtre. Les aspects théoriques de colmatation des filtres ont été ensuite développés par Matos (Matos *et al.*, 2017).

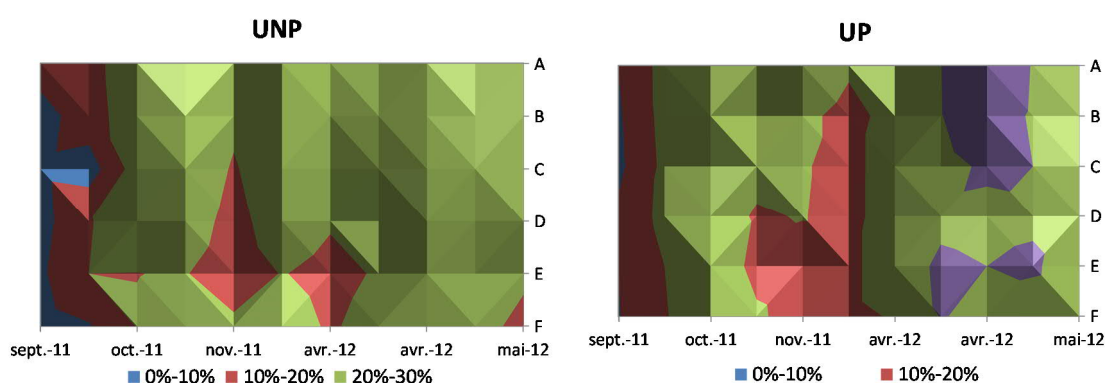


Figure 36 : Évolution du colmatage de filtre dans le temps matérialisée par un écoulement superficiel. (UNP) référence non plantée ; (UP) filtre planté ; (A-F) zones d'observation

Le Tableau 13 présente la moyenne des concentrations de nutriments dans le système complet de traitement. Le bilan hydrique a été entrepris sur une année, de mai 2012 à mai 2013, conduisant à une évapotranspiration de 5 % dans l'unité plantée (1 677 mm/an) et de 2 % dans l'unité non plantée (671 mm/an). Les efficacités de traitement ont été calculées sur la base des charges éliminées.

Tableau 13 : Concentrations moyennes des principaux éléments à l'entrée (UASB) et à la sortie des différents composants du système. (*) valeurs de Dias (Dias *et al.*, 2014) travaillant avec les mêmes eaux usées, (**) WP \ WNP

Paramètre	DCO	DBO	SST	NTK	N-NH4	Ptot
Eau usée *	222	235	194	30	23	1.9
UASB (mg/l)	179	83	60	32	29	1.9
Filtres (mg/l)**	50 \ 55	25	8 \ 9	30 \ 31	27 \ 28	1.4

Le système est en mesure d'atteindre une très bonne performance en matière d'élimination des matières organiques, une bonne élimination du phosphore et une très faible élimination de

l'azote. La contribution réelle des plantes en termes d'extraction de nutriments est faible. Dans la Figure 37 : Efficacité du système quant à l'élimination du carbone sous forme de distribution des valeurs entrée/sortie observées. La médiane correspond à 50 %. (UASB) Traitement anaérobie ; (WP) Filtre planté ; (WNP) Filtre non planté

, ci-dessous, on peut observer que le filtre planté est légèrement plus performant que le filtre non planté et que les filtres sont indispensables pour le post-traitement d'effluents UASB.

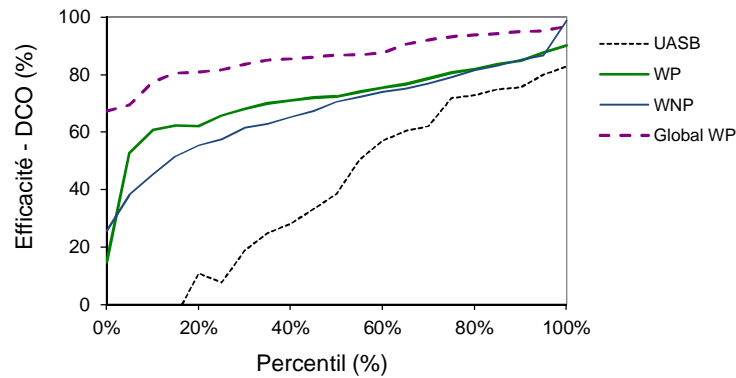


Figure 37 : Efficacité du système quant à l'élimination du carbone sous forme de distribution des valeurs entrée/sortie observées. La médiane correspond à 50 %. (UASB) Traitement anaérobie ; (WP) Filtre planté ; (WNP) Filtre non planté

La Figure 38, ci-dessous, montre les mesures des concentrations de DCO (filtrées) (boxplot (n=22)) sur cinq points le long du trajet longitudinal pour les deux unités. La décomposition /rétention de la matière organique le long du trajet est visible sous la forme typique de la cinétique du premier ordre. L'ajustement du modèle d'écoulement-piston aux valeurs médianes de la DCO à chaque point de prélèvement a conduit à des valeurs du coefficient d'abattement comprises entre $0,81 \text{ j}^{-1}$ et $0,84 \text{ j}^{-1}$ avec des coefficients de détermination de 0,97 et 0,94 pour l'unité de référence (non plantées) et pour l'unité plantée respectivement. Ces valeurs se situent dans la fourchette habituelle citée dans la littérature par de (De Paoli and von Sperling, 2013) de $0,8$ à $1,1 \text{ j}^{-1}$. La différence entre les deux unités n'est pas significative.

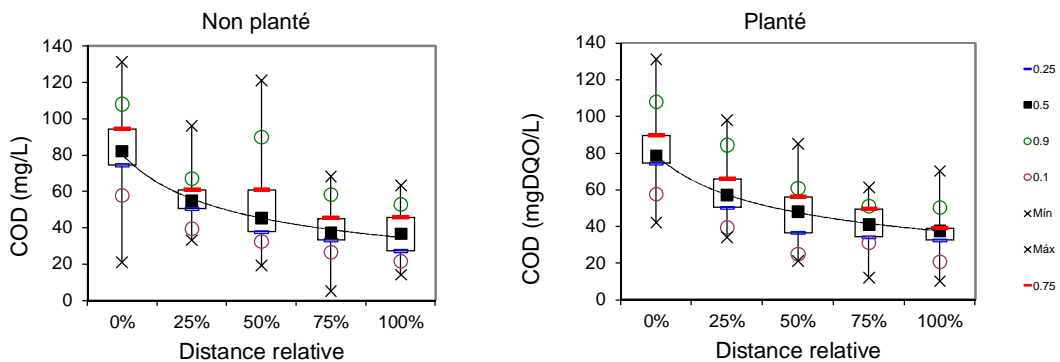


Figure 38 : Évolution des concentrations de DCO filtrées le long des filtres non planté et planté. La distance relative correspond au pourcentage de la distance parcourue par l'eau de la rentrée à la sortie du filtre.

L'extraction moyenne d'azote par la biomasse était de $726 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, correspondant à 7 % de la charge d'azote enlevée. Pour le phosphore, l'extraction par la biomasse végétale était de $105 \text{ kgP} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, correspondant à 6 % de la charge de P enlevée (Figure 39). Les valeurs

obtenues se situent dans les fourchettes mentionnées par Reddy (Reddy *et al.*, 1993), rapportant des valeurs d'absorption de l'ordre de 120 à 1200 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ pour l'azote et de 18 à 180 kgP.ha⁻¹.an⁻¹ pour le phosphore.

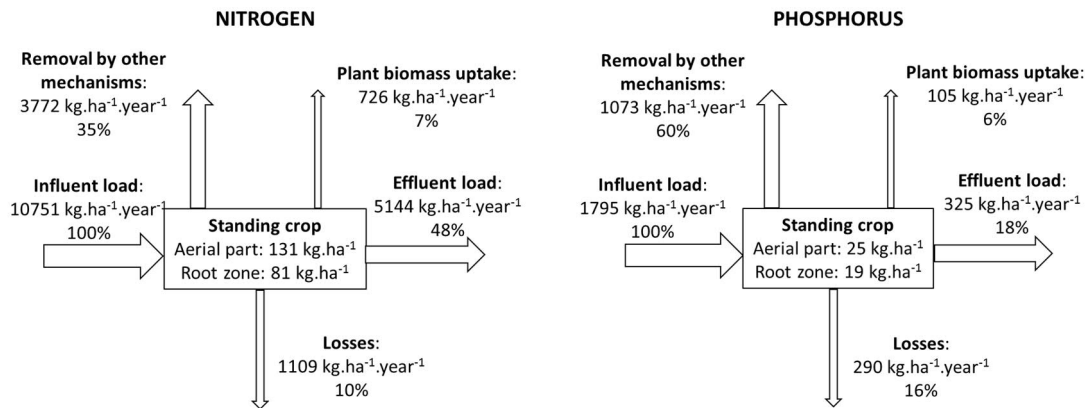


Figure 39 : Bilans des éléments nutritifs

Ce bilan massique confirme le rôle significatif, mais limité, des plantes dans le bilan de l'azote et du phosphore du processus de traitement. Cependant ces nutriments sont présents sous forme de biomasse utile et peuvent être valorisés en agriculture comme produit de fourrage ou en artisanat comme matériel de tissage (Bitencourt, 2015; Queiroz *et al.*, 2015).

Conclusions

Les travaux montrent que la présence des plantes dans un filtre avec écoulement subsuperficiel, horizontal traitant les eaux usées, influe directement sur trois aspects : l'augmentation des pertes de l'eau par évapotranspiration ; la diminution de la perméabilité par croissance racinaire et l'amélioration d'élimination d'azote et de phosphore par leur séquestration dans la biomasse. La diminution des volumes rejetés est intéressante, mais augmente mathématiquement les concentrations dans les rejets. La plus grande diminution de perméabilité ne paraît pas disqualifiante, comparée au filtre non planté, tant que ce dernier arrive au même stade au bout de 3 ans sans que l'efficacité soit modifiée. La colmatation du lit de filtration est un problème général des filtres horizontaux lié à leur conception et a fait émergé la filière des filtres verticaux malgré leur structure plus complexe (Lienard *et al.*, 2004; Molle, 2012). Bien que les efficacités d'élimination d'azote, phosphore et carbone soient légèrement meilleures pour le filtre planté, les différences ne sont pas significatives. Cependant la conversion des nutriments en biomasse utile dans un filtre planté peut être un atout, comme on verra dans le paragraphe suivant.

3.2.3 LAGUNAGE A MACROPHYTES POUR LE RECYCLAGE DES NUTRIMENTS EN AFRIQUE

Martin Seidl, Sani Laouali, Tahar Idder et Jean-Marie-Mouchel

Références (Seidl et al., 2005; Seidl, Laouali and Idder, 2009; Amadou et al., 2015)

Contexte

L'assainissement constitue un problème environnemental majeur dans la plupart des pays en développement compte tenu de l'insuffisance notable de dispositifs adéquats de collecte et de traitement de ces eaux. Dans la plupart des villes, plus particulièrement en Afrique de l'Ouest, seuls quelques quartiers centraux disposent de collecte et de traitement des eaux usées. La majorité des quartiers possèdent des caniveaux pour l'évacuation de leurs eaux usées vers un système de drainage ou des fosses toutes eaux avec vidange périodique des boues. Les stations d'épuration existantes, construites en s'appuyant sur des normes occidentales, sont pour la plupart surchargées et mal entretenues du fait d'un système de financement et de gestion défaillant. Le système le plus répandu est le lagunage qui, cependant, souffre de la pression démographique et de l'expansion urbaine. Le lagunage est souvent couplé à l'agriculture urbaine ou l'aquaculture par le biais de ses effluents riches en nutriments, « produits » qui pourraient contribuer au financement du traitement. C'est dans ce contexte que le projet de recherche avait pour objectif un recensement des systèmes de lagunage existant en Afrique de l'Ouest et la possibilité de leur couplage à l'agriculture (péri)urbaine via la valorisation de biomasse produite.

Approche enquête

Des enquêtes auprès de la population agricole, réalisées autour de 16 principales stations de lagunage en Afrique de l'Ouest (Sénégal, Mali, Burkina Faso, Niger, Côte d'Ivoire, Ghana et Cameroun) ont permis de constater que la réutilisation des sous-produits de lagunage était pratiquée sur la moitié des sites visités. Le maraîchage apparaît comme le secteur principal qui utilise des effluents traités. Ce secteur est suivi respectivement par l'arrosage des espaces verts (38 %) et la pisciculture (13 % ; Niamey et Akossombo). La biomasse végétale est valorisée uniquement dans les stations expérimentales universitaires ; parmi les macrophytes utilisées, on peut citer la laitue d'eau (*Pistia stratiotes*) pour compostage à Ouagadougou et Yaoundé et la lentille d'eau (*Lemna minor*) en pisciculture à Niamey. Les quantités d'eaux usées utilisées en maraîchage varient selon les sites ; à Ouagadougou, par exemple, des études de Wéthé et al. (Wéthé, Radoux and Tanawa, 2003; Cissé, 2005) avaient estimé à 56 m³/j la quantité des eaux usées (traitées) utilisées sur les 70 hectares de sites maraîchers de la ville. Le ratio d'arrosage variait de 8 à 10 l/m²/j en fonction du type de transport, manuel ou mécanique. Un avantage complémentaire des eaux traitées est leur teneur importante en nutriments (N et P notamment). Abdou (2002) a évalué cet apport à 15 kg d'engrais conventionnel²⁰ par hectare par saison à Niamey et à 30 kg /ha à Ouagadougou.

L'eau est le sous-produit de l'épuration par lagunage le plus réutilisé aujourd'hui en Afrique de l'Ouest, les macrophytes n'étant utilisés qu'à titre expérimental. Les données des enquêtes montrent que la réutilisation a lieu là où les ressources naturelles sont insuffisantes. On trouve ainsi une réutilisation principalement dans les pays sahéliens comme le Niger, le Burkina et le

²⁰ D'après la chambre d'agriculture locale, il s'agit probablement du produit de la Centrale d'approvisionnement en intrants et matériels agricoles (CAIMA), constitués à 46 % d'urée.

Sénégal, mais elle est quasi absente dans les pays comme le Cameroun ou le Ghana où les cumuls annuels de précipitations sont élevés.

Les principaux avantages exprimés par les maraîchers rencontrés étaient la gratuité, la quasi-pérennité face à « l'eau propre », très rare en saison sèche, et le potentiel nutritif permettant d'améliorer le rendement et la qualité des cultures, facilitant ainsi la vente.

L'utilisation des eaux usées en agriculture urbaine représente une importante activité économique. À Kumasi la valeur annuelle de la production d'un maraîcher varie entre 455 000 et 650 000 francs CFA²¹, tandis qu'à Dakar elle varie entre 350 000 et 1 200 000 francs CFA (Abdou, 2002 ; Cornish et al.2001 ; IAGU, 2001)*.

Le consentement à payer pour les eaux usées est faible dans l'ensemble des sites agricoles visités. À l'issue des entretiens avec 93 exploitants maraîchers sur 8 sites agricoles, seuls 38 % ont émis un avis favorable au paiement des eaux traitées. Cette proportion était de 48 % chez les hommes contre seulement 5 % chez les femmes. Les prix proposés dépendaient des sites, et variaient de 15 à 100 francs CFA par m³ d'eau traitée, à condition que l'accès soit facilité, par exemple sous forme de pompage. Les raisons énoncées par les 62 % des exploitants réfractaires sont diverses et dépendent également des localités. Là où l'eau est abondante, l'utilisation de l'eau usée traitée n'est pas jugée intéressante, voire contraire à la législation si de qualité insuffisante. Le prix proposé est souvent plus élevé que les coûts de traitement, mais moins élevé que les coûts de l'eau potable. En reprenant les besoins agricoles, les coûts représenteraient une fraction trop importante des recettes et pourraient rendre la vente inopérante. Un prix basé plus sur la valeur « nutritive » de l'eau de l'ordre de quelques francs CFA par m³ serait probablement plus adéquat.

Approche pilote

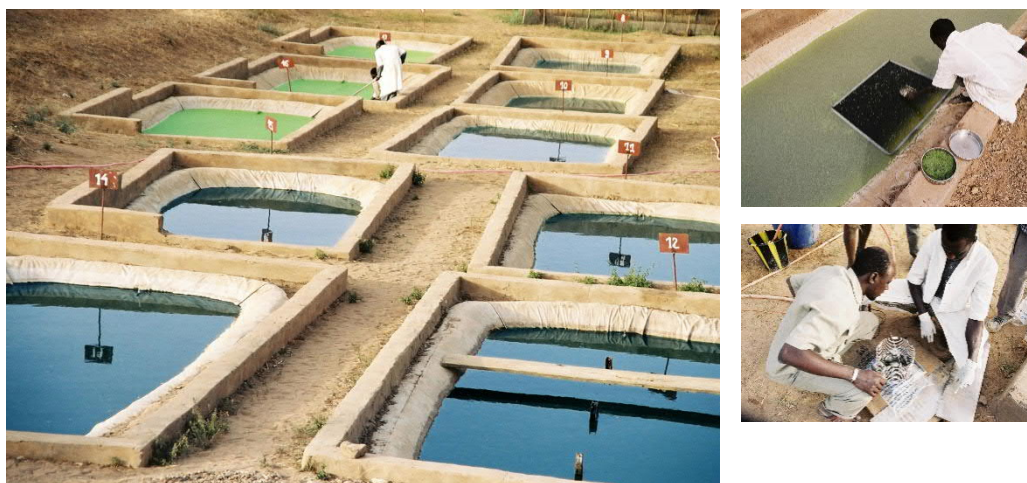


Figure 40 : Station pilote de l'université Abdou Moumouni à Niamey avec collecte de lentilles d'eau et évaluation de la croissance des poissons

Une des formes de valorisation directe des macrophytes récoltés dans le lagunage est offert sous forme d'aliment (frais) pour la pisciculture (Skillicorn, Spira and Journey, 1993; Alaerts, Mahbubar and Kelderman, 1996). Les poissons constituent un produit de valeur ajoutée beaucoup plus élevée que les macrophytes eux-mêmes. Cette pratique a été évaluée sur la

²¹ 660 francs CFA = 1 euro, le salaire mensuel d'une femme de ménage est d'environ 6 000 francs CFA

station pilote de Niamey, qui possède une ligne de traitement avec 3 bassins à surface libre, suivie de 3 bassins à lentilles d'eau et de bassins en parallèle, peuplés des poissons Tilapia (Figure 40). La densité des lentilles d'eau était maintenue dans tous les bassins autour de 230 g/m².

Tableau 14 : Principales caractéristiques de la station expérimentale à Niamey

Lagune		Paramètre	Influent	Effluent
Nombre bassins	6	PH	6.8 - 7.3	7.9 - 8.9
Volume bassin (m ³)	7	Conductivité (μS/cm)	662	440
Superficie bass. (m ²)	14	MES (mg /l)	238	99.6
Débit (m ³ /j)	3.3	BOD (mg-O ₂ /l)	312	98.9
Temps séjour (j)	14	DCO (mg-O ₂ /l)	617	233
Charge DBO ₅ (kg-O ₂ /ha.d)	120	NH ₄ (mg-N/l)	45.7	12.8
Biomasse (kg p.hum./ha)	2300	PO ₄ (mg-P/l)	3.91	0.7
Production (kg p.hum./ha/j)	500 - 1500	Coli fécaux (nr/100ml)	2.7 10 ⁷	8.5 10 ³

Le bassin de Tilapia, avec une superficie d'environ 30 m² et une profondeur de 50 cm, a été ensemencé avec des alevins provenant du fleuve Niger d'une taille moyenne de l'ordre de 10 cm (12 g). La densité initiale, choisie d'après littérature, était de 5 à 6 individus au m² (70 g/m²). Dans une partie du bassin (S1), les poissons n'étaient pas nourris, tandis que dans une autre partie protégée (S2) les Tilapias recevaient les lentilles d'eau récoltées sur les trois bassins en amont. La dose journalière de 500 g de lentilles fraîches correspondait à la moitié de la biomasse piscicole en début d'expérience, et à 15 % à la fin de l'expérience (Tableau 14). Les lentilles étaient consommées en quelques heures.

Pour optimiser la récupération des nutriments de la station pilote, l'ensemble de lagunage a été complété par une plantation d'une dizaine des jeunes arbres (*Moringa oleifera*), dont la moitié recevait environ 20 l/j d'effluents de la station et l'autre moitié, la référence, l'équivalent en eau de puits.

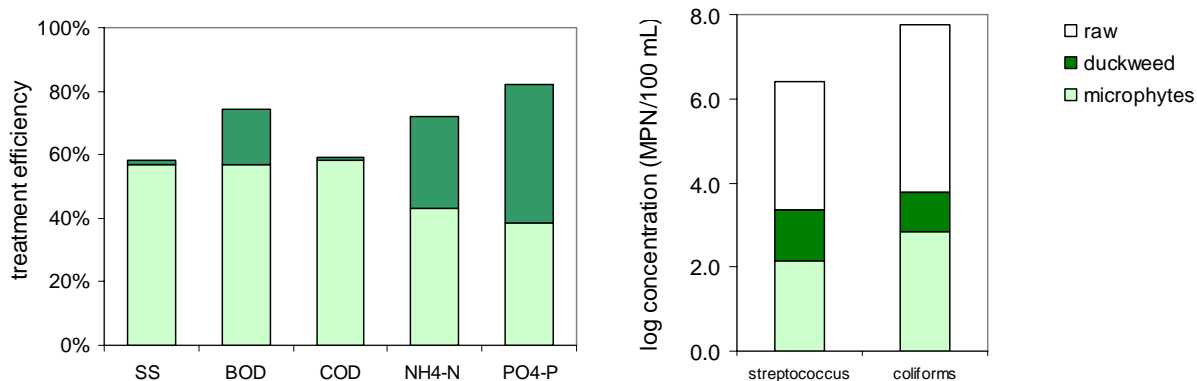


Figure 41 : Efficacité de traitement et la contribution des macrophytes (lentilles d'eau) et des microphytes (algues vertes)

Traitement

L'élimination des matières organiques et des pathogènes a eu lieu principalement dans les bassins à microphytes, là où la pénétration des rayons solaires était maximale. La STEP éliminait 60 % du carbone, 80 % des nutriments et presque 3 unités log de pathogènes, sans cependant produire toujours un effluent à 1000 MPN/100 ml, nécessaire pour une irrigation sans

restriction. L'efficacité carbonée est toutefois biaisée par la biomasse algale sortante, comptabilisée comme matière organique non traitée. D'une part, les lentilles d'eau empêchent la pénétration de la lumière impactant négativement la dégradation mais, d'autre part, elles adsorbent et séquestrent efficacement le N et P (Figure 39). La teneur en azote des lentilles variait en fonction des teneurs en ammonium dans l'eau (diminuait de l'amont à l'aval, de respectivement 6,5 % à 2,2 % de poids sec). Cela a été observé également pour le Typha dans des filtres plantés horizontaux (Costa *et al.*, 2014). Bien que l'action bactérienne dans le cycle de N soit la composante la plus importante, les lentilles d'eau ont permis d'immobiliser de l'ordre de 25 % de NH₄. La production de lentilles d'eau de 300*10³ kg/ha/an de poids frais est comparable à celle décrite dans la littérature (Skillicorn, Spira and Journey, 1993; Alaerts, Mahbubar and Kelderman, 1996; Iqbal, 1999). Du fait du climat et des conditions hydriques avantageuses, la productivité dépasse trois fois celle de la canne à sucre, une des plus productives (Steduto, Hsiao, and et al., 2012). Pour une croissance optimale des lentilles d'eau, il faut maintenir la température de l'eau et la concentration d'ammonium en-dessous respectivement de 30 °C et 30 mg-N/l, des contraintes qui ne sont pas toujours respectées.

La croissance et la reproduction de Tilapia étaient toujours plus élevées dans le bassin alimenté par les lentilles d'eau (Figure 42). Au cours de l'étude nous avons obtenu une production de 5,6 10³ kg/ha/an pour la population nourrie et de 4,3 10³ kg/ha/an pour la population non nourrie. Cet ordre de grandeur est en accord avec les données (Iqbal, 1999) indiquent une production de 7 *10³ kg/ha/an en pisciculture mixte utilisant les lentilles d'eau comme unique aliment. Le taux de conversion de la biomasse des lentilles d'eau de 4,5 % pour le Tilapia nourri est plutôt faible comparé aux 10 % donnés dans la littérature (Skillicorn, Spira and Journey, 1993).

On peut observer un bénéfice comparable pour les cultures de plantes alimentaires (*Moringa oleifera*) (Leone *et al.*, 2015), produisant 36 % de plus quand elles sont irriguées avec les effluents de la STEP que quand elles le sont avec de l'eau de source.

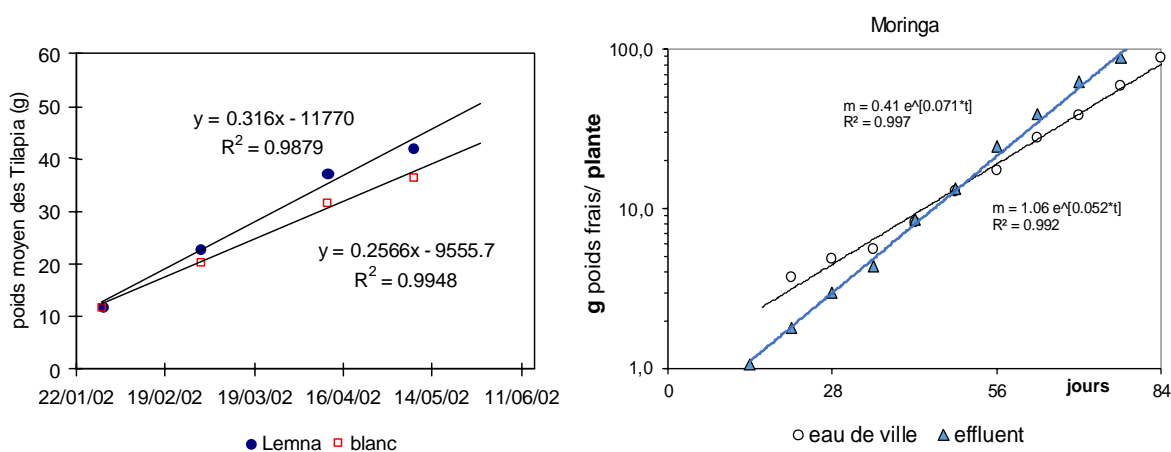


Figure 42 : Évolutions du poids des Tilapias (A) dans les bassins de pisciculture et de la taille des *Moringa oleifera* (B) comparées avec les références respectives

Grâce à une valeur nutritionnelle élevée, comparable au soja, la lentille d'eau représente une forte valeur marchande. Elle peut être comparée à une autre plante locale : le Bourgou (*Equinocloa stagnina*), qui est utilisée comme alimentation animale locale. Le prix de marché de la lentille d'eau se situe très probablement un peu plus bas que celui du Bourgou commercialisé

à 25 francs CFA/kg. Nous l'avons estimé à 100 francs CFA le seau soit entre 10 et 30 francs CFA/kg. Le prix habituel de la Tilapia se situait entre 800 et 1 200 francs CFA/kg. Le prix du Moringa dépend de la saison, rapportant 2 à 2,5 fois plus pendant la saison sèche que pendant la saison humide.

Dans une station de traitement par lagunage de 1 000 EH, utilisant 3.5 m²/EH pour le traitement à macrophyte, environ 25 % de surface en plus (0.8 m²/EH) sont nécessaires pour la gestion/entretien. Si une surface équivalente (800 m²) est consacrée à la production de biomasse utile, la vente de celle-ci pourrait financer l'entretien de la STEP. Ainsi sur une surface de traitement de 5 000 m² dont 20 % sont consacrés à la production de biomasse utile, la commercialisation de celle-ci peut générer des revenus mensuels qui équilibrent à peu près les coûts d'exploitation (électricité, renouvellement des appareils et salaires). Le taux de conversion lentilles d'eau – Tilapia doit être d'au moins 2,5 % pour rendre la pisciculture financièrement attractive, sinon une commercialisation directe des lentilles d'eau en alimentation animale (poulet) devrait être préférée. Comme pendant la saison sèche la culture du Moringa rapporte plus de revenus que la pisciculture, une combinaison des deux est nécessaire.

Conclusions

Nos résultats montrent la faisabilité du traitement des eaux usées dans un système d'agriculture urbaine. Les bassins de stabilisation utilisés atteignent des efficacités d'élimination de la DBO et de la DCO comparables à celles d'autres systèmes de la région, mais avec une élimination des agents pathogènes nettement meilleure. Seulement 3,4 m² ont été nécessaires pour traiter un équivalent-habitant. L'effluent répond aux directives de l'OMS pour la réutilisation en agriculture. Pour meilleure efficacité carbone, une charge plus faible ou un temps de séjour plus élevé devraient être appliqués. L'utilisation d'un décanteur/digesteur à la place d'une lagune anaérobie pourrait contribuer à baisser significativement la charge des lagunes à microphytes et macrophytes.

L'étude a montré qu'un système de traitement combinant l'élevage de lentilles d'eau et de Tilapia ou Moringa peut générer des revenus bruts suffisants pour couvrir les coûts d'entretien et d'exploitation d'une station de traitement des eaux usées domestiques à partir de 1 000 équivalents-habitants. Une fois la STEP en place, l'entretien pourrait ensuite être financé par les revenus de l'agriculture urbaine liée. L'ajout d'une culture irriguée annexe, comme le Moringa, à un système macrophyte /poisson, la rend plus complexe mais en même temps plus résiliente sur le marché face aux variations de prix. Cependant, au vu du faible consentement des maraîchers présents autour des stations existantes à payer pour des effluents contenant les nutriments ou l'usage des bassins, il sera nécessaire d'étudier la forme d'organisation optimale entre la production et le traitement.

Malgré plusieurs publications de la FAO²² sur les enjeux de la réutilisation directe des nutriments dans l'agriculture urbaine (Winpenny, Heinz and Koo-Oshima, 2010; FAO, 2012; Keraita *et al.*, 2014), la faible présence des systèmes aujourd'hui (TMAC, 2021) montre que le chemin du changement pourrait être long. Cependant les crises actuelles, aussi bien climatiques que sociales, montrent l'urgence de la mise en place de tels circuits courts pour maintenir les acquis sociotechniques et alimentaires des générations futures.

²² FAO, l'Organisation pour l'alimentation et l'agriculture est une agence spécialisée des Nations-unies

3.2.1 FICHE DE SYNTHÈSE TRAITEMENT

PUBLICATIONS

- Haoua Amadou, Mahamane Sani Laouali, Abdou Salam Manzola, et Martin Seidl. "Aquatic Treatment Process Coupling Waste Stabilization Ponds with Duckweed (*Lemna Minor*) and Water Hyacinth (*Eichhornia Crassipes*) In the Sahel". *Research Journal of Chemical and Environmental Sciences* 3, n° 2 (2015): 15-21. <http://www.aelsindia.com/rjcesapril2015/3f.pdf>.
- Costa, Jocilene Ferreira da, Andre Cordeiro de Paoli, Martin Seidl, et Marcos von Sperling. "Performance and behaviour of planted and unplanted units of a horizontal subsurface flow constructed wetland system treating municipal effluent from a UASB reactor". *Water Science and Technology* 68, n° 7 (2013): 1495-1502. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.391>
- Costa, Jocilene Ferreira, Weber Luiz Pinto Martins, Martin Seidl, et Marcos von Sperling. "Role of Vegetation (*Typha Latifolia*) on Nutrient Removal in a Horizontal Subsurface-Flow Constructed Wetland Treating UASB Reactor-Trickling Filter Effluent". *Water Science and Technology* 71, n° 7 (1 avril 2015): 1004-10. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.055>
- Costa, Jocilene Ferreira, André Oliveira De Paoli, Marcos Von Sperling, et Martin Seidl. « Avaliação do desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial tratando efluente de reator UASB, com base em quatro anos de monitoramento ». *Engenharia Sanitaria e Ambiental* 23, n° 1 (février 2018): 191-200. <https://doi.org/10.1590/s1413-4152201890370>
- Seidl M, Caupos E, Nasri B, et al (2015) Élimination des parabènes et du triclosan dans un filtre non drainé de l'assainissement non collectif (ANC). *Revue des sciences de l'eau* 28:75. <https://doi.org/10.7202/1030010ar>
- Seidl, Martin, et J. M. Mouchel. "Stabilisation Ponds for Wastewater Reuse in Developing Countries - Action A10". In *Sustainable Waste Management and Urban Sanitation Programme*, 2. Paris, France: pS-Eau, PDM, MEDDE, 2003. <https://www.pseau.org/en/sustainable-waste-management-and-urban-sanitation>.
- Seidl, Martin, Mahaman Sani Laouali, Tahar Idder, et Jean-Marie Mouchel. "Duckweed - tilapia system : a possible way of ecological sanitation for developing countries". *Water Environmental Series*, n° AQUA 2003 (2005): 105-10. https://www.pseau.org/epa/gdda/Actions/Action_A10/2003_Aqua2003_SEIDL.pdf
- Seidl, Martin, Tahar Idder, B. Legma, J. Koulidiati, et Sani Laouali. « Épuration des eaux usées urbaines par lagunages à microphytes et à macrophytes en région tropicale : la station expérimentale de Niamey - Niger ». *Tribune de l'eau* 58, n° 636 (2005): 23-28.

ARTICLE ASSOCIÉ

- Seidl, M., Le Roux, J., Mazerolles, R., & Bousserhine, N. (2021). Assessment of leaching risk of trace metals, PAHs and PCBs from a brownfield located in a flooding zone. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15491-0>

CONTEXTE

- PÉRIODE : 2001-2004
- CADRE : Projet action-recherche intitulé Valorisation des eaux usées par lagunage dans les pays en voie de développement - Bilan et enseignements pour une intégration socio-économique viable du programme [Gestion durable des déchets et de l'assainissement urbain](#) du PsEau /PDM
PARTENAIRES : Cereve ENPC/Aquadev Belgique/EIER Burkina Faso/UAM Niger
FINANCEMENT : AFD et MEDD, 160 000 francs
- RESPONSABILITÉS : Co-écriture du projet, co-gestion du projet avec les partenaires, gestion financière, organisation des missions au Niger et au Burkina Faso, co-organisation et suivi des expériences à l'Université de Niamey
- ENCADREMENT : 2 chercheurs à l'UAM Niamey
-
- PÉRIODE : 2008-2013
- CADRE : [Co-direction](#) de thèse de doctorat DESA UFMG Brésil intitulée « Remoção de poluentes em um sistema de alagados construídos atuando como pós-tratamento de efluente de reator UASB e de filtro biológico percolador » avec Marcos Von Sperling
PARTENAIRES : UFMG/COPASA
FINANCEMENT : CNPq
- RESPONSABILITÉS : Co-orientation, aide à la mise en place et organisation des campagnes de suivis sur le système expérimental – qualité des effluents, à l'organisation des analyses et interprétation des résultats
- ENCADREMENT : Jocilene Ferreira da Costa, doctorat SMARH UFMG Brésil, co-direction avec Marcos Von Sperling, UFMG
-
- PÉRIODE : 2012-2014
- CADRE : Projet de recherche « Assainissement non collectif (ANC) – Rétention et épuration par les sols » du programme GESSOL
PARTENAIRES : LEESU ENPC/CNAM
FINANCEMENT : ADEME/MEEDDM-CDGDD-DRI R-2011-8C-0028-A0, 100 000 euros
- RESPONSABILITÉS : Mise en place et organisation des campagnes de suivis sur le système expérimental – qualité des effluents, organisation des entretiens avec les propriétaires des ANC, valorisation et écriture des publications sur l'aspect qualité,
- ENCADREMENT : Matthieu Hericher, M2 SGE SAGE, une dizaine d'étudiants du module pédagogique projet multidisciplinaire du Master SGE SAGE autour de l'ANC
-
- PÉRIODE : 2015-2016
- CADRE : Projet de recherche [REFUJ](#) (Reconversion d'une Friche Urbaine en Jardin) –
PARTENAIRES : IESE UPEC/IEES UPEC/LEESU UPEC/CD94
FINANCEMENT : PICRI Région IDF, 150 000 euros
- RESPONSABILITÉS : Volet relargage des ETM, mise en place et organisation des campagnes de terrain et des essais relargage au laboratoire, valorisation et écriture des publications,
- ENCADREMENT : Rémi Mazerolles, M2 TVRN Université de Picardie Jules Verne

3.3 Conclusions 3

L'assainissement a pour principal but de protéger l'homme de la transmission des pathogènes et ensuite le milieu récepteur des polluants produits par l'homme. Les trois systèmes étudiés, le lagunage, le filtre horizontal planté et le filtre vertical de l'ANC, répondent tous au premier objectif. Pour l'élimination des pathogènes dans un système extensif ou peu gourmand en énergie, on peut se servir des processus de sédimentation, filtration et désinfection par les rayonnements solaires. La filtration, notamment de l'ANC par le sol, est la plus efficace et la moins gourmande en place.

Pour atteindre le deuxième objectif, on peut choisir soit d'éliminer, soit de réutiliser. Dans le cas des micropolluants organiques, il ne peut s'agir que de l'élimination. Dans le cas des nutriments l'azote et le phosphore le recyclage devrait être privilégié. Dans les deux cas, il faut porter attention aux flux. Les eaux usées portent la marque de leur lieu de production, ainsi les eaux produites au Sahel (Niamey) sont beaucoup plus concentrées (teneur en MES, azote et pathogènes élevées) que celles produites dans une grande ville du Brésil ou en assainissement non collectif en France. La différence des volumes provient, en premier lieu, de l'utilisation plus abondante d'eau au sein des ménages des pays industrialisés, mais aussi des habitudes des pays sahéliens de jeter les eaux dans la cour ou dans la rue pour « dépolluer ».

Les résultats montrent que le lagunage élimine l'azote mieux que l'ANC et bien mieux que les filtres horizontaux plantés. Le lagunage nitrifie et dénitrifie partiellement, tandis que le filtre horizontal, étant en anaérobie et en post-traitement, ne modifie significativement les formes d'azote. Les systèmes actuels d'ANC ne se prêtent, de par leur conception, ni au recyclage de nutriments, ni à la réutilisation des effluents, contrairement aux deux autres. Le lagunage apparaît comme le plus propice et le plus efficace pour la mise en place de recyclage, soit directement par production de biomasse utile sur ses bassins, soit grâce aux effluents encore chargés de nutriments. Le filtre horizontal peut également contribuer à la conversion d'azote et de phosphore en biomasse utile, cependant sa superficie est moindre comme la productivité des végétaux supportés.

Cependant tous les types de traitement ont un coût de construction (acquisition de terrain et ouvrage) et de fonctionnement (énergie et entretien). Les pays des Sud ont pour une fois l'avantage de pouvoir fonctionner du fait des températures plus élevées qui accélèrent le traitement et réduisent par conséquent l'emprise spatiale. Pour le lagunage, on peut passer ainsi de 12 à 6 m²/EH pour aboutir au même résultat que celui offert par les filtres verticaux de l'ANC (MEEM, 2016). Mais, au final, seul le lagunage permet de traiter et de réutiliser.

Le principal objectif des techniques alternatives²³ est de ralentir le flux hydrique traversant la zone urbaine et, si possible, d'éliminer les polluants issus principalement de la circulation automobile. Cette approche du ruissellement s'avère fonctionnelle dans des climats océaniques d'Europe ou des zones tempérées présentant des intensités de pluie relativement faibles, de l'ordre d'une dizaine de millimètres par heure. La question se pose ainsi de la pertinence de cette approche dans des climats tropicaux comme celui de Brésil, avec des intensités de

²³ Plusieurs appellations sont utilisées : techniques alternatives (TA), techniques alternatives de gestion des eaux pluviales, techniques alternatives en assainissement pluvial ou encore ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales

précipitations bien plus élevées et conjuguées avec une morphologie de fortes pentes accélérant l'écoulement comme à Belo Horizonte. Ralentir le transit hydraulique implique également la réduction du transport des matières en suspension et des sédiments. Un système performant peut ainsi accumuler localement des quantités importantes de solides, qu'il va falloir enlever. À Belo Horizonte, l'avaloir à l'entrée du dispositif de traitement testé retenait ainsi plusieurs dizaines de kilogrammes de solides par évènement, correspondant à un flux annuel d'environ 12 000 kg/ha. À Rosny-sous-bois, on a pu observer le même effet, mais de plus faible ampleur (650 kg/ha/an) dans une rue moins circulée, **ce qui ne suffit pas à expliquer la différence**. Dans les deux cas, le flux de solides pose un important défi logistique au gestionnaire. Du point de vue hydrologique, un contrôle encore plus amont, comme celui offert par des toitures végétalisées, est préférable car il permet de réduire en volumes et débits les apports du bassin contributif, sans cependant pouvoir agir sur la superficie des chaussées. Les résultats montrent que les TA sont en premier lieu des ouvrages hydrauliques conçus pour la réduction des débits de pointe. Les résultats montrent que, pour un traitement efficace des pollutions, les filtres doivent conjuguer un diamètre de substrat adéquat avec le débit de fuite imposé, tandis que les noues doivent conjuguer le volume de stockage avec le temps de séjour pour laisser place à la décantation. Les TA sont ainsi moyennement efficaces vis-à-vis de la pollution particulaire (<60 %) et encore moins par rapport à la fraction dissoute (<20 %), ce qui les distingue du traitement des eaux usées offrant des efficacités bien plus élevées (>80 %). Les nouvelles TA, comme par exemple le filtre planté du bois de Boulogne à Paris, combinent la filtration avec l'utilisation de substrats spécifiques adsorbants, aptes à éliminer des proportions importantes de micropolluants dissous. Le projet LifeAdsorb y lié, et notamment la thèse de Julia Roux devrait apporter une meilleure compréhension des processus biogéochimiques courant des années à venir (Roux, Seidl and Bousserhine, 2020).

Les entretiens avec les gestionnaires des TA montrent que la gestion est sectorielle : la partie végétale est gérée par les services des espaces verts de la commune et la partie assainissement est déléguée à l'intercommunalité. En pratique, les services « verts » communaux n'interagissent pas avec les syndicats d'assainissement ou l'intercommunalité. Les services des espaces verts suivent leur schéma annuel. Leurs équipes sont généralement composées d'agents fonctionnaires de la commune et renforcées l'été par des saisonniers qui n'ont que très peu connaissance des TA. Les enquêtes montrent que les habitants ont une vision positive de la pluie et de sa gestion, mais aussi qu'ils sont prêts à y contribuer même si, à l'instar des agents saisonniers, la finalité des ouvrages leur échappe ; de là sans doute la présence des déchets et problèmes d'écoulement dans certains ouvrages. L'importance d'une appropriation adéquate des aménagements hydrauliques par la population est d'autant plus importante que cette population est en situation précaire. La destruction des équipements à Venda Nova au Brésil ne fait que souligner ces propos.

Les TA, de par leur composante végétale et paysagère, peuvent rendre des services complémentaires (Seidl and Saifane, 2021) à la ville : outre une amélioration générale du cadre de vie, l'amélioration du climat urbain par humidification et rafraîchissement en été. Il est ainsi important que ces aspects soient associés au projet de développement urbain dès sa conception pour aller vers des villes plus résilientes (McClymont *et al.*, 2020).



Ecoulements des eaux non potables, marquées à la fluoresceïne, pour tracer leur aërolisation pendant le nettoyage humide des rues à Paris. Martin Seidl, 2015.

4 EAUX DE VILLE

Les effets du dérèglement climatique sur le territoire francilien sont déjà tangibles : le bassin de la Seine a connu une crue exceptionnelle et inédite en juin 2016, et une période d'étiage tout aussi extrême et prématurée dans la même saison de l'année suivante. Le risque d'inondation coexiste paradoxalement avec le risque de sécheresse et de raréfaction des ressources en eau. L'agglomération parisienne consomme cinq fois plus d'eau qu'il n'en tombe localement sous forme de précipitations et elle rejette un débit d'eaux usées pouvant correspondre en été à la moitié du débit de la Seine. Les phénomènes de sécheresses aggravées posent ainsi le problème de l'alimentation de Paris et de sa région, car 40 % des 750 000 m³ journaliers (EDP, 2016; Resch, 2020) nécessaires pour l'approvisionnement de la capitale en eau potable et non potable proviennent des eaux de la Seine et de la Marne. La diminution du débit de la Seine et de ses affluents d'environ 30 % prévue à l'horizon 2080 aura aussi un impact direct sur les normes de rejets des stations d'épuration et le maintien de la qualité des cours d'eau pendant la période d'orages estivaux (Mairie de Paris, 2017).

Face aux nombreuses perturbations attendues, la résilience urbaine (Meerow, Newell and Stults, 2016) peut être définie comme la capacité d'une ville à absorber les dysfonctionnements et revenir à son état initial. Démarche opérationnelle, elle vise à préparer le territoire à faire face à des chocs ou des stress identifiés et imprévisibles. En considérant la ville comme un système dont les différentes composantes – l'habitat, les infrastructures, les habitants, les agents économiques et les gestionnaires – interagissent, il s'agit dans un temps court d'assurer une meilleure réactivité pour survivre et s'adapter, quels que soient les types de stress chroniques et de crises aiguës subis. Sur un temps plus long, il s'agit de faire évoluer le fonctionnement global de l'écosystème urbain pour le rendre plus adaptable aux évolutions et aléas et maintenir ses fonctions principales de prospérité, de qualité de vie, et d'attractivité (Toubin *et al.*, 2013). Pour répondre à chacun des enjeux précédemment cités, il faut aller au-delà des frontières territoriales. La résilience urbaine concerne l'ensemble des domaines du développement territorial, des infrastructures au bien-être de la population. Elle impose la mobilisation des acteurs, des ressources et la coopération entre des territoires de plus en plus interdépendants, faisant d'une bonne gouvernance l'un des enjeux prioritaires.

Pour améliorer la résilience de l'approvisionnement il faut rendre la gestion de ses ressources plus robuste, les diversifier et les flexibiliser à travers un ou des réseaux protéiformes. Dans le premier sous-chapitre, on se penchera ainsi sur les ressources non potables.

Les espaces verts et bleus sont aujourd'hui reconnus et recherchés pour produire un rafraîchissement urbain (Bowler *et al.*, 2010; Gunawardana *et al.*, 2012) et leur effet positif sur le bien-être des citoyens n'est plus à prouver (Panno *et al.*, 2017). Les chaleurs estivales et le manque d'eau impacteront directement les habitants des villes dont la résilience dépendra des capacités de rafraîchissement qu'elles pourront offrir, des espaces verts et de baignade, aspects que nous aborderons dans un second sous-chapitre.

4.1 Les ressources alternatives

Les villes d'aujourd'hui ont besoin de l'eau, non simplement pour alimenter leurs habitants, mais aussi pour se débarrasser de leurs déchets. Certes, nous n'avons pas besoin d'eau potable pour transporter nos excréta vers une station d'épuration, de même que pour le nettoyage des rues. Néanmoins ces deux fonctions d'eau restent vitales, autant pour le confort que pour la salubrité de nos villes. Toute cette eau, peu visible, circule dans des multiples réseaux souterrains de la ville. Dans la plupart des villes du monde on en trouve pour l'eau potable et pour les eaux usées chacune gérée par un système séparé aux différents degrés de complexité. Dans certaines villes s'ajoute un réseau séparé d'eau pluviale ; et une petite centaine de villes disposent même d'un quatrième réseau distribuant de l'eau brute pour des besoins spécifiques comme le nettoyage de la voirie ou l'arrosage urbain. Cette eau brute peut avoir des origines diverses telles qu'une rivière ou une nappe, voire de l'eau usée traitée. Ce réseau permet ainsi pour certains usages de remplacer l'eau potable par de l'eau brute, mais permet également d'exploiter des ressources secondaires comme les surplus d'eau des nappes (Agudelo-Vera *et al.*, 2012). Aujourd'hui, un réseau de distribution a la capacité non seulement de distribuer à partir d'un point de production central, mais également de redistribuer la production d'un ensemble de points de production décentralisés tel que l'on connaît par exemple avec le réseau d'énergie et les producteurs individuels d'électricité photovoltaïque. Un réseau avec de multiples points de production gagne ainsi en robustesse, améliorant sa résilience face aux variations des ressources. Le paragraphe ci-dessous développe en détail les potentialités et les contraintes d'un tel réseau, celui du réseau non potable de la ville de Paris.

4.1.1 OPTIMISER LES RESSOURCES SECONDAIRES A TRAVERS D'UN RESEAU D'EAU NON POTABLE. LE CAS DE LA VILLE DE PARIS

*Martin Seidl, Claire Trinh, Laurent Moulin et Gilles Hubert
(Seidl, Trinh, et al., 2016; Trinh, 2017; Seidl, Trinh, et al., 2019)*

Repenser le lien entre usages et ressources

Les usages de l'eau dans nos villes sont multiples. Une ville pourrait être divisée grossièrement en deux espaces distincts : celui de l'intérieur, l'espace des bâtis, et celui de l'extérieur, l'espace public des rues, des places et des parcs. À l'intérieur des bâtis les habitants utilisent de l'ordre de 160 L/jour²⁴ pour leurs besoins domestiques et à l'extérieur la ville mobilise elle-même des volumes comparables pour nettoyer ses chaussées, ses égouts et maintenir ses espaces verts, tout cela lui permettant de rester fonctionnelle. Dans la plupart des villes, ces besoins sont satisfaits par de l'eau de très bonne qualité, de l'eau potable. Si les normes de potabilité s'imposent pour nos besoins alimentaires et d'hygiène corporelle, le nettoyage des chaussées ou le curage des égouts la ville pourrait se satisfaire d'eau de qualité moindre (Seidl, Da, *et al.*, 2015). Pour pouvoir utiliser des eaux de qualités différentes, des conduites et des réseaux séparés sont toutefois nécessaires. Outre le réseau habituel délivrant de l'eau potable afin de satisfaire aux usages « nobles » (boisson, cuisine, hygiène corporelle...), un second réseau, le réseau d'eau non potable (RENPN) distribue une ressource de moindre qualité, destinée à des usages plus industriels comme le nettoyage.

²⁴ Chiffres-clés, Eau de Paris (EDP) 2017

De « doubles » réseaux d’approvisionnement permettent ainsi de mieux mettre en adéquation ce lien entre qualités et usages. L’utilisation de l’eau brute pour des usages spécifiques se développe dans le monde en raison de la pression accrue sur les ressources et de la mise en place de politiques publiques pour préserver ces ressources naturelles (Okun, 1996). En 2013, on dénombrait aux États-Unis plus de 300 doubles réseaux, construits principalement pour préserver les ressources naturelles utilisées pour la production d’eau potable (WRF, 2013). Un exemple plus récent en Europe est la ville de Madrid qui, étant dans une situation de déficit hydrique chronique, a décidé en 2010 d’exploiter des ressources complémentaires comme celle des eaux d’exhaure et des eaux usées (traitées) pour l’arrosage et le nettoyage de la ville (APUR, 2011, 2013a).

La présence d’un réseau d’eau non potable permet de repenser la gestion des ressources en eau de la ville, non seulement au niveau des usages, mais aussi au niveau des ressources en permettant de mieux exploiter ces dernières. Le RENP pourrait ainsi collecter différents types d’eau brute de la ville comme les eaux de pluie, d’exhaure, voire de vidange des piscines, pour les ajouter aux eaux brutes de rivière (Mairie de Paris and SAFEGE, 2012; APUR, 2013b). Au lieu de faire transiter ces eaux claires par les égouts et la station de traitement, leur collecte et redistribution par le RENP permettrait leur valorisation dans un circuit plus court préservant à la fois les infrastructures et les ressources naturelles. Dans le contexte du changement climatique et de la pression accrue sur la ressource en eau ce concept est éminemment intéressant ; toutefois il est complexe à mettre en œuvre car rassembler, d’un côté, des producteurs d’eau avec des qualités et des conditions de production (très) différentes, et de l’autre, des usagers avec des exigences diverses (et parfois divergentes) est un énorme défi de réglementation et de gestion. Le présent paragraphe tend à éclaircir les difficultés de la mise en place de ce concept à l’aide d’exemple du RENP parisien et des eaux d’exhaure présentes en grande quantité dans les sous-sols de la capitale.

Réseau d’eau non potable de Paris

Les principales infrastructures hydrauliques de Paris dont le RENP ont été construites au XIX^e siècle. Le RENP représente aujourd’hui 1 668 km de conduites avec plusieurs dizaines de milliers des points de distribution. La production d’ENP est assurée par trois usines : La Villette, Austerlitz et Auteuil. L’eau brute passe par un dégrilleur, puis par des tamis de 1 à 4 mm selon les usines. L’usine de la Villette produit environ 80 % de l’ENP à partir du bassin de la Villette au nord de Paris, à l’aval du canal de l’Ourcq. Elle alimente gravitairement le centre de Paris et via des surpresseurs et réservoirs le nord de la ville. L’usine d’Austerlitz, située au centre de Paris, reçoit en fonctionnement courant une partie de l’ENP de La Villette, mais peut également prélever en Seine. L’usine distribue ensuite les eaux par pompage vers le sous-réseau de Villejuif au sud et le réseau de Charonne à l’est de Paris. L’usine d’Auteuil, située face à la tour Eiffel, prélève en Seine pour alimenter la partie ouest de la ville. Elle assure environ 20 % de l’approvisionnement du RENP. Aujourd’hui sa valeur foncière est à l’origine de questionnements sur son utilité. Entre 2013 et 2015 les volumes mensuels distribués par le RENP variaient entre 180 et 250 10³ m³/j

L’eau du RENP sert à des usages municipaux multiples : le nettoyage des trottoirs et des rues, le curage des égouts, l’alimentation des lacs des bois de Boulogne et de Vincennes, et l’arrosage de certains espaces verts. La grande majorité des consommations d’ENP n’est pas connue de manière précise, car les vannes et appareils hydrauliques associés ne disposent pas de compteurs. La partie la plus importante de l’ENP est utilisée pour le nettoyage des égouts via les réservoirs de chasse (RC), permettant de limiter la formation des dépôts dans les égouts. On

estime qu'environ 2 700 RC fonctionnent à l'heure actuelle avec une capacité moyenne individuelle de 5 m³, se vidangeant automatiquement en une dizaine de secondes par siphonage. La consommation moyenne des RC est estimée à 48*10³ m³/j, avec une incertitude de 10 %. Le deuxième le plus important poste d'utilisation est le nettoyage des voiries. Le nettoyage est réalisé principalement par écoulement de l'ENP des bouches de lavage, situées en bordures de trottoirs et actionnées manuellement par les agents en charge du nettoyage, avec un débit moyen de coulage de 134 m³/j. L'ENP sert également pour alimenter des laveuses pour le nettoyage des trottoirs et des chaussées. Les jours de gel, les voiries ne sont pas nettoyées. En comparant l'utilisation d'eau entre les jours de gel et les jours hors-gel du mois de décembre 2013, on a pu estimer la consommation de la ville pour le lavage à 26*10³ m³/j. Le dernier poste de consommation est l'arrosage et la mise à niveau des lacs des bois de Paris, estimé par comptage en 2013 à 20 m³/j, divisé à parts égales entre le bois de Boulogne (ouest de la capitale) et bois de Vincennes (est). L'incertitude ici est moins de 10 %. Les besoins en eau des 1,6 million de mètres carrés des espaces verts de Paris intramuros sont négligeables par rapport aux autres consommations. En comparant les volumes distribués en été et en hiver, on arrive à une estimation de 4.3*10³ m³/j, soit environ 2 % de la production annuelle du RENP. Les postes les plus difficiles à estimer restent les fuites et les usages non comptabilisables, chacun pouvant représenter environ 20 % du volume distribué.

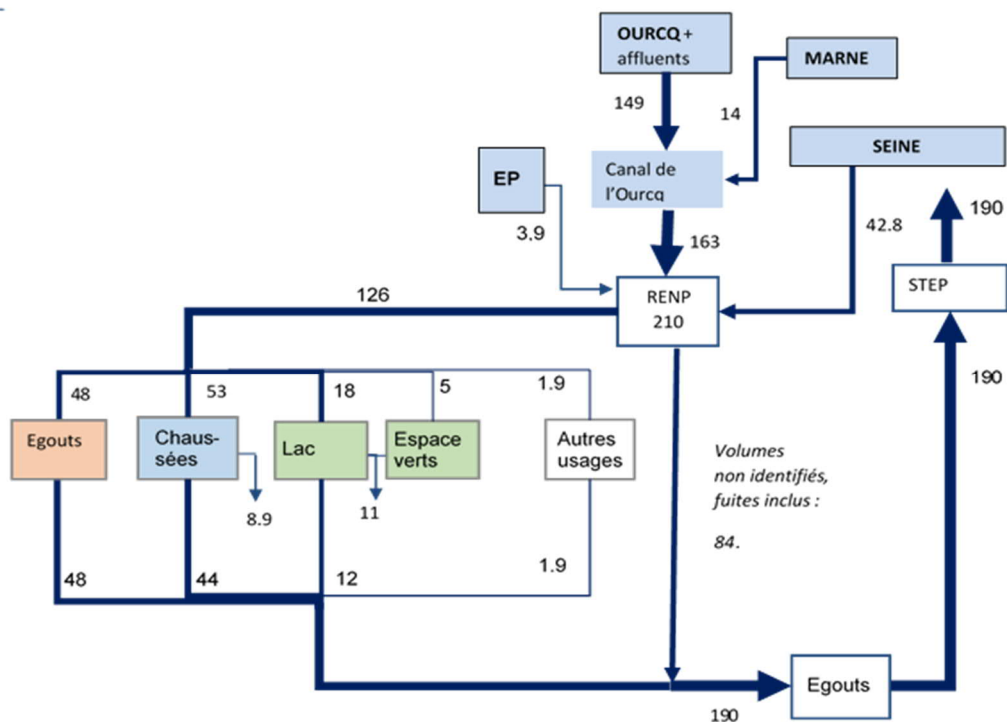


Figure 43 : Les volumes journaliers du RENP en 10³ m³, estimés à partir des données 2013-2015. Adapté de (Trinh, 2017)

La Figure 43 résume toutes ces données et montre également que 90 % de l'ENP utilisée retourne dans le réseau d'assainissement de Paris pour être acheminée et traitée dans les stations d'épuration Seine centre (à Clichy) et Seine aval (à Achères), avant de retourner en Seine loin en aval de Paris. Environ 10 % des volumes s'infiltrent localement dans le sol suite à

l'arrosage et à l'alimentation des lacs des bois et partent en été dans l'atmosphère du fait de l'évaporation et de l'évapotranspiration.

Face à ces besoins, la pérennité des ressources actuelles du RENP n'est pas entièrement assurée. Les hypothèses d'évolution climatique à l'horizon 2050 prévoient une baisse de disponibilité des ressources en eau à l'échelle du bassin Seine-Normandie (Ducharne *et al.*, 2009) avec une réduction moyenne de 20 % des débits de la Seine et de la Marne (Habets *et al.*, 2011). Le canal de l'Ourcq, appartenant à la Ville de Paris, permet le prélèvement de $180 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{j}$ pour l'approvisionnement du RENP, ce équivaut à environ la moitié du débit du canal. Cependant les volumes disponibles sont amenés à évoluer pour de nombreuses raisons. Dans son contrat quinquennal, la Ville de Paris a permis aux communes riveraines du canal de prélever jusqu'à un volume de $50 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{j}$ (Mairie de Paris, 2011). Une autre réduction possible des volumes pourrait être la mise en œuvre des débits réservés dans différents cours d'eau alimentant le canal de l'Ourcq.

La complexité technique du RENP et son impact territorial, allant bien au-delà du périmètre municipal de Paris, laisse présager un ensemble d'acteurs au moins aussi complexe.

Système d'acteurs du RENP

La gestion des eaux mobilise une grande diversité d'acteurs, qu'ils soient publics ou privés. Dans ce paragraphe ne seront traités que ceux qui entretiennent des relations directes avec le RENP en termes de flux d'eau et de finances.

La configuration des acteurs liés à l'ENP diffère de celle de l'eau potable. Le réseau d'eau potable possède un nombre élevé d'usagers privés tels que les syndicats de copropriété ou les entreprises, tandis que le réseau d'eau non potable ne compte que quelques usagers institutionnels, principalement appartenant à la Ville de Paris. Dans les deux systèmes, c'est la régie autonome Eau de Paris (EDP) qui gère la production, la distribution et la facturation de l'eau depuis 2009. EDP est un établissement public avec autonomie financière, chargé par la Ville de Paris de son approvisionnement en eau. Il est géré par un conseil d'administration, composé pour deux tiers d'élus de la Ville et pour un tiers de représentants de la société civile. Le président d'EDP est le (ou la) maire adjoint(e) à l'eau et assainissement. Les liens entre EDP et la Ville de Paris sont ainsi complexes, ils sont d'une part administratifs et d'autre part fonctionnels puisque la Ville est le principal usager (plus de 90 % des usages totaux) de l'ENP, mais paradoxalement aussi le principal producteur de l'eau brute pour le RENP. Eau de Paris achète de l'eau brute du canal de l'Ourcq à la Ville de Paris, ayant-droits sur cette ressource. C'est donc la Ville de Paris, qui paie les redevances de prélèvement à l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (AESN) et les répercute ensuite dans le prix de l'eau brute facturée à Eau de Paris. Pour les prélèvements en Seine effectués aux usines EDP d'Austerlitz et de Passy, c'est Eau de Paris qui paie elle-même les redevances à l'AESN. Il en est du même pour les taxes hydrauliques à payer aux Voies Navigables de France (VNF) (Figure 44).

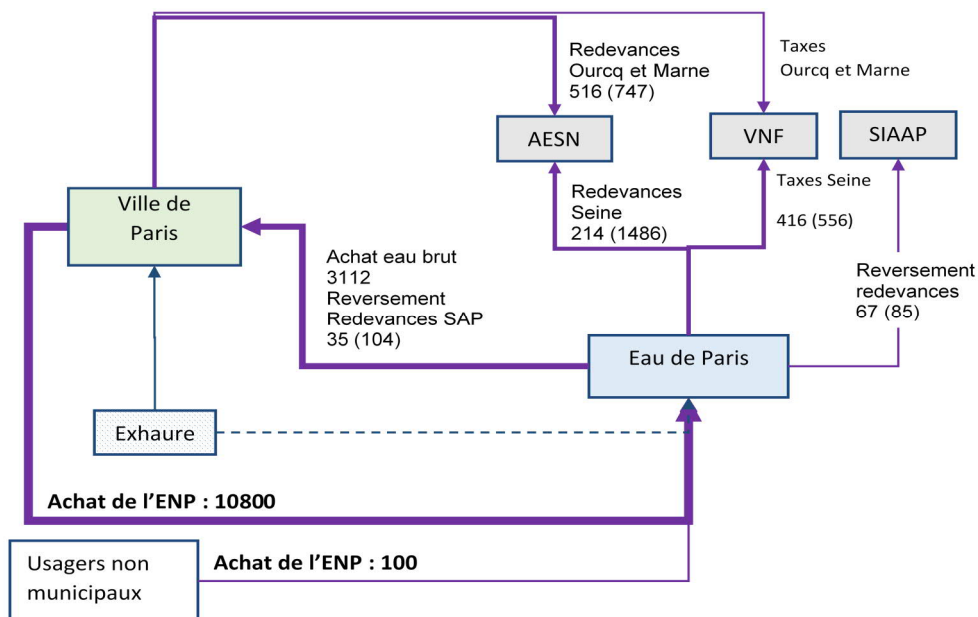


Figure 44 : Flux financiers annuels en milliers d'euros liés à la gestion de l'ENP avec la place d'un producteur potentiel des eaux d'exhaure payant la redevance à la ville de Paris en cas d'injection d'eau d'exhaure sur le RENP (en pointillé). (*) L'AESN perçoit une redevance de prélèvement qui varie en fonction de la ressource et de l'usage l'usage. Pour l'ENP en Île-de-France, c'est environ 1.2 ct€/m³ (AESN, 2018). (**) VNF perçoit une taxe sur les eaux prélevées ou rejetées dans les cours d'eau navigables d'environ 1 ct€/m³ ; (***) SIAAP perçoit une taxe assainissement pour le traitement des volumes mise à l'égout. Adapté de (Trinh, 2017)

La Ville de Paris est ainsi à la fois usager du RENP, fournisseur de l'eau du RENP et autorité organisatrice en charge du contrôle du distributeur d'ENP, Eau de Paris. Ces trois fonctions sont exécutées par différentes directions. Le contrôle s'effectue via le Service des politiques de l'eau (SPE) de la Direction de propreté et de l'eau (DPE). La fourniture de l'eau du canal de l'Ourcq est gérée pour sa part par le Service des canaux de la Direction des voiries et déplacements (DVD). Cependant les principaux usagers sont le Service technique de la propreté de Paris (STPP) pour le nettoyage des chaussées et la Section Assainissement de Paris (SAP) pour le nettoyage des égouts, tous les deux appartenant à la Direction de la propreté et de l'eau (DPE), tandis que l'arrosage des espaces verts et l'alimentation des lacs sont gérés par les Services d'exploitation (SE) de la Direction des espaces verts et de l'environnement (DEVE). Cette configuration peut engendrer des relations potentiellement litigieuses entre différentes directions, ou au sein d'une même direction. L'étude des flux financiers peut donner un éclairage complémentaire sur les relations entre les acteurs (Figure 44). Les redevances pour la collecte et le traitement des eaux usées encaissées auprès des usagers privés de l'ENP rejetant en égouts, sont collectées par Eau de Paris et reversées aux organismes respectifs. Cependant les volumes d'ENP de la Ville de Paris ne sont pas soumis aux redevances SAP/SIAAP, mais leur prélèvement l'est pour les redevances AESN/VNF. S'il paraît justifié de ne pas taxer les volumes d'ENP servant au nettoyage des égouts ou à l'arrosage, cela l'est moins quand il s'agit d'exonérer de taxe les eaux chargées issues de nettoyage urbain.

La Figure 44 montre que les volumes des flux financiers sont fortement dépendants de la répartition des ressources en eau. Si on introduit des ressources alternatives telles que les eaux

d'exhaure, un nouvel acteur (les gestionnaires de parkings) s'insère dans le système existant, susceptible de modifier les flux financiers existants en fonction de la ressource à substituer.

Valoriser les eaux d'exhaure

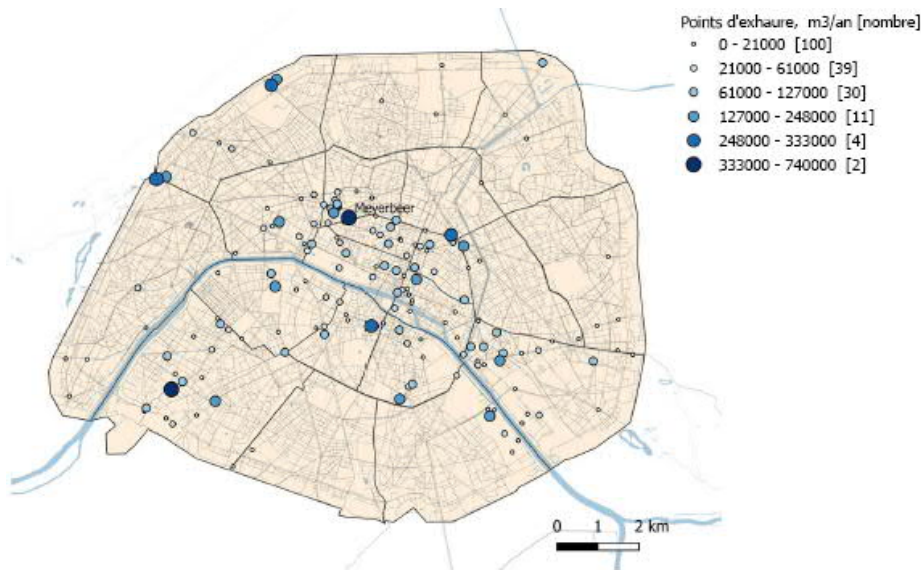


Figure 45 : Volumes annuels des eaux d'exhaure rejetées dans l'égout parisien entre 2012 et 2014, tels que déclarés aux services techniques de la Ville de Paris. Adapté de (Trinh, 2017)

Pour diversifier l'alimentation en ENP, prendre en compte l'impact environnemental du prélèvement de ces ressources et améliorer la gestion du cycle urbain de l'eau, le RENP pourrait dans le futur convoier des eaux d'origines différentes. Cette possibilité est explicitement mentionnée dans le Livre bleu de la Ville de Paris (Mairie de Paris, 2012, 2015) qui cite les eaux de pluie et les eaux d'exhaure.

Les eaux d'exhaure sont des eaux qui doivent être évacuées pour permettre l'exploitation des infrastructures souterraines. En sous-sol ces eaux s'écoulent gravitairement dans une bache de stockage, qui est ensuite évacuée périodiquement par des pompes automatiques submergées. Les trois quarts sont rejetées dans les égouts, le reste en Seine. En 2014, on comptabilisait 246 points de rejets effectués sur les égouts, variant de moins d'un m³ à plus de 1 800 m³/j avec un total de $26 \cdot 10^3$ m³/j. La moitié du volume journalier était produite par 14 des plus grands sites. Les eaux sont issues majoritairement des parkings souterrains et des postes de relevage de la RATP, correspondant à 12 % des volumes journaliers d'ENP distribués à Paris. Le volume journalier quasi constant et la mise en conduite faciliteraient leur utilisation ultérieure.

La qualité des eaux souterraines est fortement influencée par la composition du sous-sol, à Paris notamment par la présence du gypse (CaSO₄) entraînant des teneurs élevées en sulfates et par conséquent une conductivité et une dureté très élevées (Beauchamps, 2006). La qualité évolue ainsi d'un point à l'autre, cependant avec une faible variation dans le temps. Le Tableau 15 compare les valeurs de principaux paramètres de l'eau d'exhaure avec ceux de l'ENP.

Tableau 15 : Qualité moyenne de l'eau d'exhaure des parkings à Paris (2016, n=20), avec entre parenthèses les valeurs du plus grand producteur Meyerbeer, comparée à la qualité moyenne de l'ENP (2013, n=35), avec les normes d'injection. (*) Pourcentage des points de suivi inférieur à la limite de 1 UFC/100 ml

	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Dureté totale ($^{\circ}\text{F}$)	E. Coli* (n/100ml)	Bore (mg/l)	Calcium (mg/l)	Chlorures (mg/l)	Strontium (mg/l)	Sulfates (mg/l)
Exhaure	1881 (2550)	95 (157)	75% n < 1	116	312	67	10.1	686 (1301)
ENP	715 (<1000)	35.4 (<50)	11% n < 1	20.1	113	27.3	1.12	62.2 (<250)

Les eaux d'exhaure sont caractérisées par une forte minéralisation (dureté) et des concentrations en sulfate très élevées, mais très variables selon leur localisation à Paris (conductivité variant de 1 000 à 2 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, et dureté de 50 $^{\circ}\text{f}$ ²⁵ à plus de 150 $^{\circ}\text{f}$). L'injection des eaux d'exhaure pourra avoir ainsi un impact non négligeable sur la qualité distribuée et par conséquent sur les usages qui peuvent en être faits. Le taux de minéralisation élevé indique un caractère potentiellement entartrant et corrosif de l'eau d'exhaure, pouvant nuire à la distribution (obstruction de conduite, dégradation des matériaux métalliques...). L'entartrage est le plus souvent le résultat de la précipitation du carbonate de calcium. Au contact de l'air (et surtout lors d'aérations importantes comme pulvérisation ou chute d'eau), la quantité de CO_2 dissous va diminuer, augmentant le pH et favorisant la précipitation de calcaire. Un des nombreux outils utilisés par les opérateurs d'eau pour estimer le dépôt de tartre est l'indice de saturation de Langelier (LSI) (Langelier, 1936; HACH, 2015; Suez, 2019) basé sur le pH, l'alcalinité et la concentration en calcium. L'eau avec un LSI positif est sursaturée en carbonate de calcium et aura tendance à déposer du calcaire dans le système de distribution. La corrosivité de l'eau est évaluée notamment avec l'indice de Larson (Larson and Skold, 1958), défini comme le quotient de la somme des chlorures et des sulfates sur les bicarbonates. Une valeur au-delà de 1 indique une tendance prononcée à la corrosion. Toutefois, lorsque l'eau présente également un caractère entartrant, des dépôts de carbonate de calcium peuvent contribuer à protéger le métal, réduisant ainsi la vitesse de corrosion.

Les résultats d'analyses et des simulations de mélanges ENP/eaux d'exhaure tels que se pourrait produire en cas d'injection d'eaux d'exhaure dans le RENP avec les différents indices cités ci-dessous, montrent que le mélange contenant des parts importantes d'eaux d'exhaure pourrait être corrosif à cause des concentrations élevées en sulfates et pourrait produire du carbonate de calcium en cas des fortes aérations. Ainsi pour limiter les risques de corrosion, l'ENP après mélange avec les eaux d'exhaure ne devrait pas dépasser la dureté de 50 $^{\circ}\text{f}$ et la conductivité de 1 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ces valeurs, devenues des valeurs-guides pour l'injection d'eaux d'exhaure, sont mentionnées également dans le Tableau 15.

Usages potentiels

La principale destination de l'eau non potable est le nettoyage des chaussées et des égouts de la ville, usages non impactés par la qualité des eaux d'exhaure. Environ 16 % de l'ENP sont utilisés pour la mise à niveau des lacs des bois de Vincennes et de Boulogne, usages potentiellement sensibles à une conductivité et teneur en sulfates élevées. L'étude bibliographique du Ministère canadien de l'environnement sur les sulfates (Meays *et al.*, 2013) mentionne de premiers

²⁵ Dureté de l'eau en degré français 1 $^{\circ}\text{f}$ = 4 mg de calcium ou 2,4 mg de magnésium par litre d'eau

impacts sur les organismes d'eau douce à partir de 500 mg/l, ce seuil pouvant être plus élevé pour les eaux dures. Ainsi des eaux aux valeurs-guides citées précédemment ne devraient pas modifier les biotopes des lacs.

4 % des volumes servent pour l'arrosage des espaces verts et une teneur en sel élevée pourrait impacter négativement la croissance des plantes et modifier les caractéristiques agrochimiques des sols. Les deux principaux critères pour évaluer la qualité de l'eau d'irrigation sont ainsi la salinité (conductivité) et la teneur en sodium (Couture, 2006; OMS, 2012). Ces paramètres peuvent être appliqués aux eaux d'exhaure. Un excès de sel augmente la pression osmotique de l'eau du sol empêchant les racines d'absorber l'eau. Le sodium remplace le calcium et le magnésium adsorbés sur les particules d'argile et provoque l'éclatement des agrégats du sol, le rendant dur et compact, empêchant l'eau de s'infiltrer et les racines de se propager. Parallèlement le sodium contribue directement à la salinité totale de l'eau et peut même s'avérer toxique pour des cultures sensibles. Les directives de l'OMS pour de bonnes pratiques d'irrigation (OMS, 2006) indiquent un risque faible à modéré pour l'irrigation avec des salinités entre 700 et 3 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ce risque se pose principalement pour les cultures des légumes sensibles comme la laitue, la tomate, etc. (FAO, 1989). Les sulfates dont les concentrations sont particulièrement élevées dans les eaux d'exhaure ne sont pas spécifiquement cités par les normes de qualité des eaux d'irrigation à l'exception de la norme portugaise pour la réutilisation des eaux usées, prévoyant une limite de 500 mg/l. Par analogie avec la corrosivité, on peut appliquer des indices pour estimer l'impact des eaux d'exhaure sur le sol tels que les SAR (Sodium adsorption ratio) (Oster and Sposito, 1980; Ayers and Westcot, 1994) ou le CROSS (Cations Ratio of Structural Stability) défini comme le rapport entre la concentration en sodium et la somme des concentrations en calcium et en magnésium. Ainsi les sols à texture fine pourront avoir de graves problèmes si le SAR est supérieur à 9 (OMS, 2006). Les eaux d'exhaure parisiennes ayant un SAR d'au maximum 3, ne posent ainsi aucun risque pour la structure du sol.

Étude de cas, le parking Meyerbeer

Pour comprendre la modification de qualité de l'eau du RENP suite à une injection des eaux d'exhaure, le sous-réseau Bas-Ourcq a été modélisé avec le programme EPANET (Rossman, 2000) autour du plus grand point de rejet parisien ($650 \times 10^3 \text{ m}^3/\text{an}$), le parking Meyerbeer, situé au centre de Paris, à 200 mètres de l'Opéra. Pour la modélisation le SIG du réseau a dû être mis à jour sur une zone de 500 mètres autour du point d'injection (Wazzani, 2015). Le modèle contenait ainsi 36 000 tronçons avec 1 058 réservoirs de chasse, 4 391 bouches de lavage, 1 358 bouches d'arrosage et 169 bouches de remplissage. Les conduites ont été considérées en fonte avec une rugosité de 2 mm et une réduction moyenne du diamètre dû à l'encrassement de 10 %. Pour chaque équipement des courbes spécifiques de demande journalière ont été conçues à l'aide des données disponibles auprès d'Eau de Paris et de la Ville de Paris. Les résultats de simulation montrent qu'avec un seuil de conductivité de 1 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et un débit injecté de 75 m^3/h , la zone impactée ($>1\,000 \mu\text{S}/\text{cm}$) s'étendrait du point d'injection à l'Opéra jusqu'à l'esplanade des Invalides (Figure 46 en jaune et en rouge). Elle représente 500 hectares, soit environ 10 % de la superficie du réseau Bas-Ourcq. Cet impact est non négligeable et indique que des mesures spécifiques seront nécessaires avant la mise en place de la réutilisation des eaux d'exhaure.

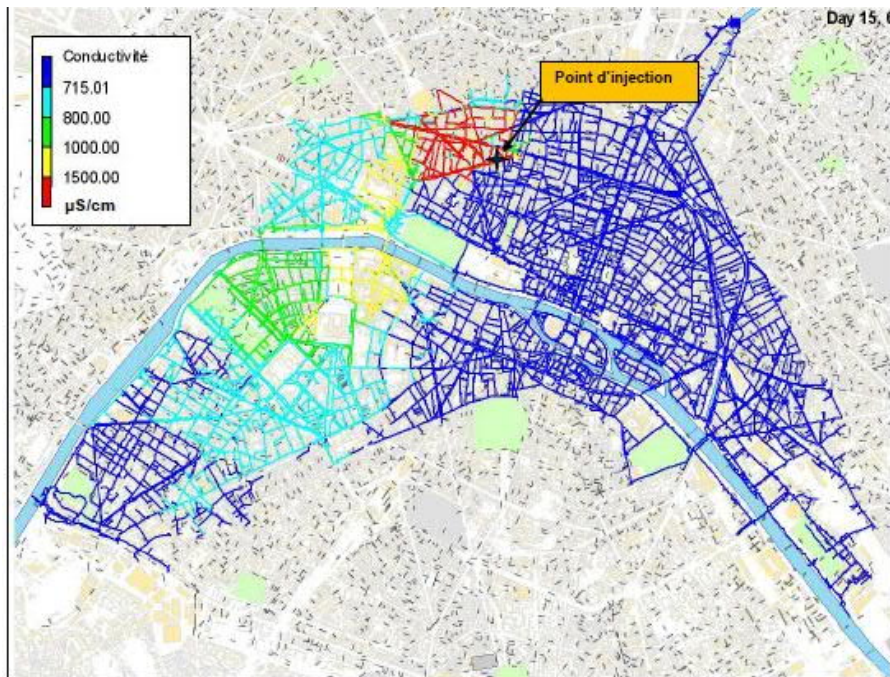


Figure 46 : Simulation de la répartition de la conductivité dans le réseau de Bas-Ourcq avec une conductivité initiale de $700 \mu\text{S}/\text{cm}$, suite à l'injection de $75 \text{ m}^3/\text{h}$ des eaux d'exhaure à $2480 \mu\text{S}/\text{cm}$.

La mesure la plus simple consiste en leur dilution. Pour l'eau de Meyerbeer il faudra ainsi diluer au moins 6 fois avec de l'eau non potable pour arriver à respecter la norme d'injection de $1000 \mu\text{S}/\text{cm}$, ce qui nous amènerait à limiter le débit d'injection à $12 \text{ m}^3/\text{h}$. Cependant avec $2480 \mu\text{S}/\text{cm}$ les eaux du parking Meyerbeer sont parmi les plus chargées et à Paris deux tiers de parkings publics se situent entre 1300 et $1900 \mu\text{S}/\text{cm}$. Pour ces eaux une dilution d'environ 3 fois serait suffisante. Les taux exacts de dilution devront cependant être calculés avec EPANET, prenant en compte les conditions locales du RENP. Une autre possibilité serait de traiter partiellement les flux à injecter. Il existe deux principales méthodes pour diminuer la dureté des eaux d'exhaure, soit un traitement avec une résine échangeuse d'ions, soit la nanofiltration. Pour abaisser les teneurs en sulfates avec la première méthode il faudra les échanger contre des chlorures, ce qui d'une part ne diminuerait pas la corrosivité, mais de plus augmenterait la conductivité. Un deuxième traitement proposé par les bureaux d'études est la nanofiltration de 80 % du débit, mélangé ensuite avec 20 % d'eau non traitée, pour atteindre les seuils souhaités. La mise en place du procédé exige la suppression d'une dizaine de places de parking pour la pose du système, un investissement important et une bonne maîtrise du procédé de traitement par l'exploitant.

La mise en place d'injection d'eaux d'exhaure nécessite un nouveau branchement, pouvant compter plusieurs dizaines de mètres, une valve anti-retour, une pompe d'injection et un compteur. L'injection doit se faire avec une surpression d'au moins 2 bars pour dépasser la pression de RENP, en respectant la vitesse maximale admissible de 2 m/s dans les conduites. Cependant l'injection demande en plus des adaptations techniques la création d'un cadre de gestion adéquat.

Les enjeux de gestion

Pour mieux comprendre tous les enjeux d'un tel changement regardons plus près le cas de Meyerbeer comme cela a été envisagé en 2015 par EDP. Ce parking appartient à la Ville de Paris et est géré par sa direction voirie et déplacement (DVD) en délégation de service public (DSP) avec un gestionnaire privé. Le contrat de DSP avec le délégataire prend en charge la gestion du parking ainsi que l'encaissement des recettes liées au stationnement. En plus d'une redevance d'exploitation pour la Ville de Paris, le délégataire paie des charges liées au rejet des eaux d'exhaure en égouts, la redevance de collecte de 0,27 euros/m³ à la SAP, plus la taxe d'assainissement de 0,81 euros/m³ au SIAAP. À ces montants est affecté un coefficient de minoration de 50 % en raison de la faible teneur en MES des eaux d'exhaure, ce qui amène le montant collecte/assainissement à 0,54 euros/m³. Le contrat actuel inclut la possibilité d'injection des eaux souterraines dans le RENP et il stipule que, d'une part, les eaux injectées doivent respecter des limites de qualité établies par EDP et que, d'autre part, il faut s'acquitter d'une taxe de 0,19 euros/ m³ pour l'évacuation des eaux d'exhaure via RENP (Erreur ! Source du renvoi introuvable.). Pour respecter les limites de qualité, le délégataire devrait cependant traiter l'eau d'exhaure (cf. paragraphe précédent) et investir de l'ordre de 650 000 euros HT²⁶, valeur qui ne tient pas compte de l'ouvrage de génie civil des conduites et des coûts d'exploitation de la station de traitement, charges pouvant s'élever à plusieurs centimes d'euro le m³. En partant d'une durée d'amortissement de 15 ans, une pression de traitement de 10 bars et un coût énergétique de traitement de 0,28 kWh/m³, le coût de traitement serait 0,083 euros/m³ pour une production de 75 m³/h. Ce montant est bien plus important que les coûts directs de l'eau brute issue du canal de l'Ourcq, mais ne représente qu'un surcoût négligeable au regard économies réalisées au niveau des redevances assainissement et collecte à payer.

Tableau 16 : Coûts HT en euro/m³ des eaux d'exhaure, liés à leur évacuation et injection dans le RENP. Adapté de (Trinh, 2017). « X » représente le gestionnaire du parking. () Coûts liés à l'énergie pour le relevage de 30 m et l'amortissement des pompes ; (***) Coûts liés aux charges d'un traitement complet, incluant l'énergie de relevage, de l'injection et l'amortissement.*

Ressource	Redevances SAP (€/m ³)	Redevances SIAAP (€/m ³)	Redevances EDP (€/m ³)	Coûts X (€/m ³)	Total X (€/m ³)
Rejets en égout	0.14	0.40	0	0.01(*)	0.55
Injection RENP	0	0	0.19	0.12(**)	0.31

Dans le cas où les eaux d'exhaure sont injectées dans le RENP, les flux financiers liés aux redevances assainissement (transport/épuration et collecte) n'existent plus entre l'exploitant du parking, le SIAAP, et la Ville de Paris pour son budget annexe. À la place, le gestionnaire du parking verse une taxe d'injection à EDP pour l'utilisation du RENP. Sur le plan économique, l'injection des eaux d'exhaure dans le RENP apparaît pour le gestionnaire du parking et l'EDP comme un scénario « gagnant-gagnant ». En effet, dans cette configuration, le gestionnaire ne paye plus des redevances collecte/assainissement et s'acquitte à la place d'une taxe plus basse à EDP, qui recevait une recette pour l'injection d'une ressource extrasans avoir à payer de redevances pour elle. Ainsi EDP percevra une taxe de 0,19 euros/m³ pour la collecte des eaux d'exhaure et, d'autre part, elle économisera de l'ordre de 0,04 euros/m³ pour l'alimentation du

²⁶ EDP, rapport interne Meyerbeer

réseau Bas-Ourcq, coûts correspondants aux redevances de prélèvement²⁷ et à l'énergie de pompage. En acceptant les eaux d'exhaure dans le RENP, EDP devrait cependant contrôler plus souvent et mieux la qualité de l'ENP et de l'état de son réseau, ceci représentant des coûts difficilement à estimer. Pour la Ville de Paris les enjeux économiques sont cependant plus complexes, car deux budgets sont altérés : le budget dit « général », alloué aux dépenses quotidiennes des différents services et le budget « annexe » de l'assainissement, qui est dédié au fonctionnement du réseau d'assainissement. Au niveau du budget général, la Ville reçoit une redevance d'exploitation plus importante du gestionnaire de parking, car ses charges liées aux rejets des eaux d'exhaure sont plus faibles. Cependant au niveau du budget annexe, la SAP ne perçoit plus les redevances pour la collecte des eaux usées. Ne recevant plus d'eaux d'exhaure dans ses égouts, la SAP peut être amenée à utiliser plus d'ENP dans ses réservoirs de chasse pour maintenir le niveau de curage des égouts et être ainsi facturée plus par l'EDP. Si toutes les eaux d'exhaure du parking Meyerbeer ($650 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{an}$) doivent bénéficier au curage, à 15 centimes le mètre cube de l'ENP payé par la Ville, ce coût sera de l'ordre de 90 000 euros par an, un montant non négligeable.

Du côté des usagers l'unique aspect problématique resterait l'arrosage. Pour les espaces verts, il s'agit d'un besoin de $5 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{j}$ ou 2 % des besoins totaux, dont une majorité est formée par les pelouses, peu sensibles aux eaux fortement minéralisées (Salgot, Priestley and Folch, 2012). Les besoins des plantes sensibles pourraient être satisfaits par de l'eau potable, comme c'est le cas pour un certain nombre d'endroits, ce qui pourrait alourdir potentiellement la facture de la Ville de Paris de quelques dizaines de milliers d'euros. Un compromis entre les coûts des rejets et les coûts environnementaux pourrait consister en une injection partielle en dilution des eaux d'exhaure brutes, respectant les normes d'ENP. Pour le Bas-Ourcq, pour une conductivité moyenne de $1\,900 \mu\text{S}/\text{cm}$ ceci représentera un potentiel de $180 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{an}$, soit une économie des ressources en eaux intéressante pour un coût économique acceptable pour la Ville.

Dans notre exemple, les enjeux de valorisation des eaux d'exhaure par biais du RENP portent sur l'impact environnemental, l'équilibre économique et les impacts sur les usages. Du point de vue environnemental, l'injection des eaux d'exhaure est justifiable, car elle permet une utilisation tout en diminuant les prélèvements sur les ressources en eau. Si l'approche par dilution est retenue, le bilan reste positif, le coût énergétique d'injection ($0,071 \text{ kWh}/\text{m}^3$) étant 20 % plus faible que celui de la distribution de l'eau de l'Ourcq. Toutefois, le gain environnemental peut devenir négatif si un traitement complet ($0,28 \text{ kWh}/\text{m}^3$) en amont est imposé. Bien que le coût économique pour l'exploitant soit positif pour les deux options, le coût énergétique de traitement serait le double de celui du prélèvement des eaux en Seine et le triple de celui du prélèvement dans le canal de l'Ourcq (Trinh, 2017).

Conclusion

Le réseau d'eau non potable parisien est un outil intéressant pour gérer les besoins en eau industrielle de la ville en parallèle de l'eau potable et il constitue un système pouvant permettre d'optimiser les ressources disponibles. L'étude révèle les rôles multiples, et parfois contradictoires, qu'endossent la mairie de Paris et ses directions respectives dans la gestion du RENP, de gestionnaire des égouts et autorité organisatrice d'EDP à principal usager de l'ENP.

²⁷ AESN 2019

Le bilan des besoins en eau de la ville met en lumière l'importance des différents usages urbains ne nécessitant pas systématiquement la qualité de l'eau potable. Avec des besoins municipaux en eau non potable de l'ordre de 100 L/hab/j on est proche des besoins en eau potable pour les usages domestiques (CRC IDF, 2017), le nettoyage de l'espace public et privé exigeant des volumes comparables. Le coût de ce nettoyage et de cet entretien par la ville, de l'ordre de quelques euros par habitant et par an, reste ainsi modéré grâce à l'utilisation du RENP.

L'analyse d'une possible réutilisation des eaux d'exhaure du parking Meyerbeer via le RENP, montre l'importance des enjeux induits par le choix de cette ressource alternative. Au regard des caractéristiques des eaux d'exhaure (très minéralisées, sulfatées et calciques), on s'aperçoit que la préservation du patrimoine du RENP nécessiterait de fixer un niveau maximal de conductivité (1 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ après mélange) pour limiter les risques de corrosion. Cette limitation imposerait une sélection des points de production ou une réutilisation partielle. La valorisation d'eaux d'exhaure se montre économiquement intéressante tant pour l'exploitant du parking que pour Eau de Paris, même si un traitement complémentaire avant injection devrait être appliqué. Les bénéfices (économiques) pour la municipalité, comme pour l'environnement, seraient cependant plus mitigés. Un traitement complémentaire des eaux d'exhaure alourdit en effet sévèrement le bilan énergétique et environnemental, contrairement à une injection partielle. Des dilutions entre 3 et 5 fois des eaux d'exhaure avec de l'eau non potable préalablement à l'injection permettraient de respecter la norme de qualité tout en conservant un bilan environnemental positif. La viabilité économique d'une injection est donc, d'une part, liée à la qualité des eaux d'exhaure, cette dernière définissant les débits pouvant être injectés après dilution et, d'autre part, conditionnée par l'équilibre des flux financiers entre différents acteurs, nécessitant probablement un ajustement de la redevance injection. Une vision plus globale pourra être obtenue après modélisation de l'ensemble des points potentiels d'injection des eaux d'exhaure.

4.1.2 QUELLE EAU POUR LE NETTOYAGE URBAIN ?

Martin Seidl, Guilherme Da, Patrick Ausset et Laurent Moulin

Références (Seidl, Da, et al., 2016)

Contexte

Comme on a vu dans le paragraphe précédant la ville de Paris est l'une des rares villes de France à posséder un deuxième réseau d'alimentation en eau pour des usages spécifiques comme le nettoyage des rues et des égouts ou l'arrosage des espaces verts. (Seidl, Trinh, *et al.*, 2019). D'une part, l'utilisation d'eau non potable dans les zones urbaines améliore l'empreinte écologique et le coût de nettoyage en évitant un traitement coûteux et peu utile de l'eau, mais, d'autre part, elle peut présenter des risques pour la santé des citoyens si l'eau utilisée contient des pathogènes. Cette problématique est commune à tous les systèmes de réutilisation où l'homme est en contact avec l'eau comme dans l'irrigation des cultures ou des espaces verts avec de l'eau recyclée (Petterson and Ashbolt, 2002; Salgot, Priestley and Folch, 2012; Chen *et al.*, 2013).

L'eau utilisée dans les opérations de nettoyage génère des gouttelettes qui peuvent transporter des pathogènes, voire d'autres contaminants, provenant de l'eau ou de la surface nettoyée. Les bioaérosols ont fait l'objet d'une grande attention dans les environnements intérieurs tels que les hôpitaux, les transports publics ou l'industrie alimentaire (Burfoot *et al.*, 2003; Li and Hou, 2003; Zhang and Li, 2012), ainsi que dans certains environnements extérieurs comme les installations de traitement des déchets organiques (Pankhurst *et al.*, 2011; Betelli *et al.*, 2013) ou les stations d'épuration des eaux usées (Carducci *et al.*, 2000; Upadhyay *et al.*, 2013). Cependant, peu d'attention a été accordée à l'impact des opérations de nettoyage des surfaces urbaines sur la qualité de l'atmosphère locale. Amato *et al.* (Amato, Nava, *et al.*, 2010) ont examiné l'efficacité du balayage des rues, en tant que méthode de contrôle des particules atmosphériques (PM) en ville (Amato, Nava, *et al.*, 2010; Amato, Querol, *et al.*, 2010). Leur vaste revue de la littérature se concentre principalement sur la réduction de certaines fractions de PM et l'évaluation du dépoussiérage des routes. Très peu d'informations sont données sur le transfert ou les risques microbiologiques. Le travail de Burfoot *et al.* (Burfoot *et al.*, 2003; Burfoot and Middleton, 2009) donne plus de détails sur le processus de nettoyage à sec suggérant des nombres de PM aussi élevés que 10^7 m^{-3} et une remise en suspension des particules jusqu'à un dixième de microns.

L'approche de la Ville de Paris de l'eau non potable est très conservatrice évitant tout questionnement sur les enjeux de la qualité de l'eau non potable quant à leur utilisation. Ce n'est que la crise de COVID en 2020, qui a induit un premier avis de l'agence régionale de santé (ARS) sur l'ENP, avis ayant conduit à une suspension immédiate de son utilisation malgré la neutralité de cet avis (ARS IDF, 2020; LeMonde, 2020). La seule voie de recherche (collaborative) sur l'ENP parisienne passait en 2015 par des bilans qualitatifs. L'objectif de ce travail était ainsi d'étudier in situ les niveaux d'exposition des piétons aux aérosols générés lors du nettoyage humide des chaussées et de définir la contribution de l'eau non potable à l'exposition totale. En raison de contraintes méthodologiques telles que la courte durée des événements de nettoyage et le petit volume d'échantillon, l'approche est ici plutôt semi-quantitative, combinant des traceurs physiques, chimiques et biologiques, basés sur des analyses non destructives comme la fluorescence, le comptage des bactéries et l'observation des particules.

Méthodologie

Expériences de terrain. Après tests préliminaires sur le campus universitaire de la Cité Descartes (77), l'étude des aérosols urbains a été menée à Paris pendant une opération de nettoyage de trottoirs par les services techniques de la ville. L'avenue Ledru Rollin (48°50'58.88 "N, 2°22'28.18

"E" a été choisie comme représentative des rues parisiennes. La section est caractérisée par des immeubles du XIX^e siècle de sept étages, desservis par des trottoirs de 5 mètres de large avec des arbres, des voies de stationnement et la présence de magasins et de restaurants. La section utilisée pour les mesures est nettoyée par voie humide deux fois par semaine. Le nettoyage humide consiste en un balayage manuel de la surface du trottoir à l'aide d'un jet d'eau à haute pression (20 bars) relié à un petit véhicule conduit par un second opérateur. Le véhicule contient entre 2 et 3 m³ d'eau non potable provenant du réseau RENP à proximité (Figure 47).

Cinq campagnes de mesures ont été réalisées pendant les opérations de nettoyage au cours des mois d'été de juin et juillet 2014. L'échantillonnage a été effectué le matin après deux jours consécutifs sans nettoyage, si aucune pluie n'a pas été enregistrée. Les expériences de transfert humide et de contamination des chaussées ont été réalisées durant l'été 2013, tandis que l'analyse microscopique (SEM) et en biologie moléculaire (qPCR) ont été réalisées durant l'été 2014 dans des conditions comparables.

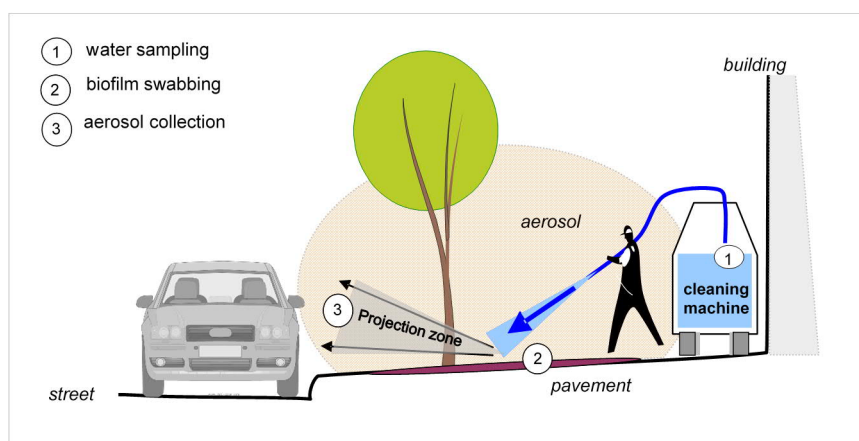


Figure 47 : Représentation schématique du processus de nettoyage humide des trottoirs à Paris

L'évaluation de la contamination de l'air a été réalisée à l'aide d'un échantillonneur Coriolis à grand volume équipé d'un dispositif cyclone pour la collecte et l'identification des particules en suspension dans l'air. L'échantillonneur aspire l'air en créant un mouvement de tourbillon dans un flacon conique de 30 ml rempli à moitié avec le liquide de collecte (Carvalho *et al.*, 2008). L'échantillonnage a été réalisé avec un débit d'air de 300 (L/min) pendant 3 minutes et 15 mL (volume initial) d'eau distillée stérile comme liquide de collecte. Pour estimer l'exposition maximale, l'échantillonneur a été placé à 80 centimètres au-dessus du niveau de la chaussée, correspondant au niveau moyen d'un enfant en poussette ou d'une personne handicapée en chaise roulante, à environ 5 mètres en avant de la zone d'impact du jet. L'échantillonneur a été déplacé devant la zone de projection au fur et à mesure de la progression de nettoyage. Entre 3 et 5 répétitions ont été effectuées en 30 minutes de nettoyage. Un échantillonnage de référence (sans nettoyage) a été effectué avant le nettoyage et, si possible, une demi-heure après le nettoyage, au même endroit. L'eau utilisée pour le nettoyage a été recueillie dans une bouteille stérilisée avant et après le nettoyage, directement au point de jet. Avant le nettoyage, des échantillons de surface ont été prélevés sur la chaussée à nettoyer (voir section microbiologie). Les échantillons ont été stockés à 4 °C jusqu'aux analyses. Les analyses microbiologiques ont été effectuées le jour de prélèvement, les analyses physico-chimiques dans les 2 jours et les analyses de particules dans les 30 jours après la collecte.

Traçage à la fluorescéine. Deux expériences distinctes de traçage ont été menées. La première avait pour objectif de déterminer le coefficient de transfert entre l'eau de nettoyage et l'aérosol généré lors du nettoyage de la chaussée (coefficient de transfert de liquide ou LTC). Pour ce faire, l'eau du camion de nettoyage a été colorée avec de la fluorescéine (2,44 mg/L, chlorure de sodium, Merck). Ensuite, des échantillons de l'aérosol ont été collectés au cours d'une procédure de nettoyage habituel, comme décrit ci-dessus. La photodégradation a été estimée avec une référence exposée dans les mêmes conditions de nettoyage et une à l'abri de la lumière. Les échantillons ont été maintenus à 4 °C dans l'obscurité avant l'analyse le jour suivant. L'analyse a été réalisée à l'aide d'un spectrofluorimètre JASCO FP-8300 à la longueur d'onde d'excitation de 490 nm (Agilent technologies, 2014) et enregistrement de l'émission à 512 nm.

La deuxième expérience de traçage a été menée pour estimer le transfert entre la chaussée et l'aérosol de nettoyage. Pour cela, 70 mètres de chaussée ont été pulvérisés avec une solution de fluorescéine de 1,04 g/L à l'aide d'un pulvérisateur manuel de jardin. La charge superficielle moyenne ainsi obtenue était de $57 \pm 2,4$ mg/m² de fluorescéine. Après séchage, la surface a été nettoyée de la manière habituelle par les services de la ville. La collecte et l'analyse des aérosols ont été effectuées comme mentionné ci-dessus. Le coefficient de transfert de surface obtenu est appelé STC.

Analyse des particules. Un spectromètre de particules aérodynamiques (APS, TSI modèle 3321) a été utilisé pour mesurer le nombre de particules détectées dans le temps, avec la distribution de taille dans la gamme de 0,5-20 µm. Le débit de la pompe de l'APS était de 5 L/min, dont 1 L/min pour l'échantillonnage. Les données ont été enregistrées à l'intervalle d'une seconde. Pour mesurer les particules générées par le nettoyage humide de la chaussée, l'APS a été placé entre 2 et 5 mètres du point d'impact du jet d'eau et à 80 cm au-dessus de la chaussée.

Les particules en suspension dans l'air collectées avec l'échantillonneur Coriolis en parallèle ont été analysées au microscope électronique à balayage (MEB). 1 500 µL du liquide d'échantillonnage ont été filtrés avec une légère sous-pression sur une membrane en polycarbonate (Nuclepore) de 25 mm de diamètre avec une taille de pore de 0,2 µm. Les membranes ont été séchées à l'air dans une hotte à flux laminaire aseptique, puis recouvertes d'un film de platine uniforme par évaporation sous vide. Les échantillons ont été observés et analysés par microscopie électronique à balayage (MEB Jeol 6301F) équipée d'un spectromètre dispersif en énergie à rayons X (détecteur Silicon Drift X-Max 80 mm² et analyseur Aztec Advanced-INCA350, Oxford Instruments). Le dénombrement et l'analyse aux rayons X ont été réalisés à un grossissement de x750 sur 2 transects aléatoires, correspondant chacun à 5 images successives de 160 x 130 µm.

Analyse de fluorescence. Les matières organiques naturellement fluorescentes comme les acides humiques et certains acides aminés (Zsolnay *et al.*, 1999; Nguyen and Hur, 2011) ont été utilisées comme traceurs chimiques non spécifiques pour évaluer les transferts. Les mesures de fluorescence ont été effectuées à l'aide d'un spectrofluorimètre (JASCO FP-8300) avec une cuvette en quartz de 1 cm. La fluorescence de la matrice d'excitation-émission (EEM) a été obtenue en recueillant une série de balayages d'émission à intervalles de 5 nm entre 250 et 600 nm pour des longueurs d'onde d'excitation comprises entre 200 et 450 nm aux mêmes intervalles. Pour comparer les spectres, trois indices de fluorescence couramment utilisés ont été retenus : HIX, BIX et FI (Zsolnay *et al.*, 1999; Huguet *et al.*, 2009). La teneur en carbone organique total (COT) dans l'eau de nettoyage et dans l'aérosol a été mesurée selon la norme

française NF EN 1484 (AFNOR, 1997) en utilisant des récipients en verre nettoyés au four pour l'échantillon et l'analyse.

Traceurs microbiologiques. Pour estimer les bactéries facilement remobilisables, la surface du trottoir a été échantillonnée par la méthode du tampon, une approche classique utilisée dans l'industrie alimentaire (Scott, Bloomfield and Barlow, 1984) pour la détection de la contamination des surfaces, qui consiste en des plaques de gélose (boîtes de Pétri à contact VRBL ATL de Humeau), appliquées contre la surface testée. Pour estimer la quantité totale de bactéries disponibles dans le biofilm, une surface représentative de 50 par 50 centimètres a été écouvillonnée trois fois avec une brosse en nylon et 200 mL d'eau distillée stérilisée. Les échantillons liquides (Coriolis, eau de nettoyage et eau de surface brossée) ont été analysés pour les coliformes totaux et *Escherichia Coli* à l'aide du substrat Colisure (IDEXX) conformément aux méthodes standard d'examen de l'eau 9223B (APHA *et al.*, 2012). Les nombres les plus probables et les limites de confiance ont été calculés à l'aide d'Excel selon Olstadt (Olstadt and Schauer, 2007).

En 2014, le qPCR a été utilisé pour détailler les résultats obtenus par les méthodes classiques mentionnées ci-dessus. Dans chaque échantillon, 500 cellules vivantes de *Streptococcus thermophilus* ont été ajoutées comme contrôle interne inhibiteur. Les échantillons d'eau ont été filtrés à travers des filtres nitrocellulosiques de 0,45 µm (filtres Microsart-CN, Sartorius). Les filtres ont ensuite été placés dans 5 mL d'eau stérile contenant 0,9 % de NaCl, vortexés et soniqués pendant 20 min (Sonicator Bransan 8510). Après sonication et vortexage final, 5mL d'échantillon ont été centrifugés à 13 000 RPM pendant 20 min et le surnageant a été éliminé. Le culot a été remis en suspension dans 400 µL d'eau stérile avec 0,9 % de NaCl, et les acides nucléiques y ont été extraits en utilisant l'extracteur MagnaPure Compact (Roche Diagnostics) et le kit d'isolation d'acide nucléique Magna Pure Compact I (Roche Diagnostics). L'ADN a été élué dans 50µL de tampon d'éluion (fourni dans le kit). Les amorces et les sondes Taqman® ont été conçues pour détecter : *E. Coli*, *Enterococcus sp.* et *Legionella pneumophila*.

Résultats et discussion

Physico-chimie. Les tests en laboratoire et les mesures in situ avec la fluorescéine ont permis de déterminer le LTC et son expression plus connue, le contenu en eau liquide (LWC). Le LWC pour les bio-aérosols de nettoyage des chaussées, a donné une moyenne de 0,24 g.m⁻³. Comparaison avec les valeurs de la littérature pour d'autres types de suspension liquide dans l'atmosphère, montre que l'aérosol généré s'apparente à une pluie fine ou un brouillard en termes d'eau liquide, présente dans l'air. Le LWC permet d'estimer directement les concentrations probables de pathogènes dans l'air en multipliant leur concentration dans l'eau en unités par millilitre par LWC pour obtenir la concentration dans l'air en unités par mètre cube d'air.

Bien que la concentration en particules dans l'air soit sous-estimée en raison de l'échantillonnage imparfait des particules de petite taille par l'échantillonneur Coriolis (Langer *et al.*, 2012), l'analyse MEB a permis de quantifier la différence entre les niveaux de fond et l'atmosphère de nettoyage. Le nombre de particules prélevées dans les mêmes conditions expérimentales est significativement plus élevé pour l'atmosphère de nettoyage que pour le fond. C'est le cas pour le comptage direct des particules ainsi que pour l'estimation du nombre total de particules calculé à partir des logiciels de surface et d'imagerie. Le diamètre moyen de Feret des particules est passé ainsi de 2,8 µm à 5,0 µm tandis que la concentration du nombre

de particules est passée de 3,3 à 4,5 millions par mètre cube. Comme prévu, ces chiffres sont légèrement inférieurs à ceux de l'APS en raison du biais d'échantillonnage.

L'analyse par diffraction des rayons X au MEB montre que les échantillons d'air en temps normal et les échantillons d'aérosols de nettoyage présentent de grandes similitudes dans les caractéristiques des particules qu'ils contiennent. Dans les deux cas, on observe un mélange complexe de particules provenant de diverses sources : i) de nombreuses particules isolées dont la distribution de taille s'étend de quelques nanomètres à plusieurs dizaines de micromètres, ii) de nombreux agrégats contenant les particules précédemment citées, iii) des fibres textiles isolées et iv) des particules biologiques isolées de différentes origines. La première catégorie est représentée principalement par des minéraux comme les silico-aluminates, les feldspaths, le quartz et les carbonates issus de l'érosion des surfaces urbaines. Une partie relativement importante des particules contient du fer et dans une moindre mesure des métaux lourds issus de la pollution routière. Aucun traceur spécifique n'a été identifié permettant de distinguer les composantes : eau, air ou chaussée. Les diatomées ont été identifiées comme traceur potentiel unique pour l'eau de nettoyage. Comme leur structure est fragile et leur nombre initial est faible, elles n'ont pas été observées dans l'aérosol de nettoyage. Aucune bactérie potentiellement présente n'a été identifiée par le MEB, très probablement en raison de leur faible nombre. La principale différence qualitative entre les compartiments est la prédominance des particules calciques dans l'aérosol de nettoyage (Figure 48).

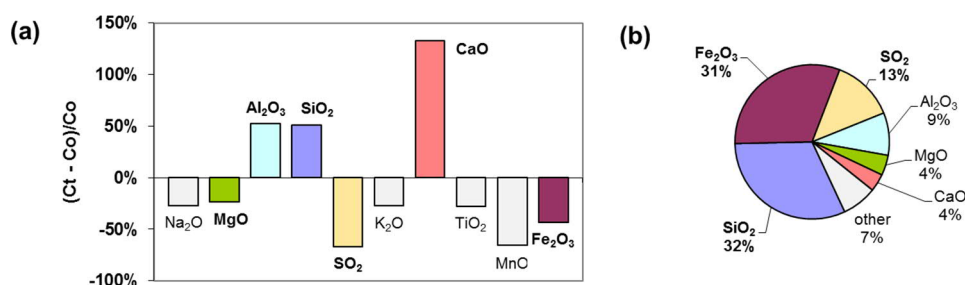


Figure 48 : Résultat des observations MEB : (a) Différence entre le fond géochimique de l'air ambiant et l'air pendant l'exposition, exprimée en pourcentage de changement de la composition du fond ; (b) Composition moyenne des particules du fond géochimique.

Bactériologie. Le niveau de contamination environnementale des surfaces et de l'air est difficile à classer car les données de la littérature couvrent principalement les établissements de santé avec peu de normes spécifiques. Le niveau de contamination de l'eau utilisée pour le nettoyage, autour de 1 000 MPN *E. coli*/100 ml, peut être défini comme faible et classifié selon les critères de qualité des agences de l'eau françaises (MEDDE, 2009) comme bonne ou passable. Le niveau de contamination de la surface des trottoirs est difficile à classer car le peu de normes qui existent est issu du milieu hospitalier (CCLIN and CPIAS, 2016) selon lesquels la plupart des surfaces extérieures seront vues comme contaminées.

La contamination moyenne des surfaces a été déterminée par deux méthodes : par simple contact et par écouvonnage. Nous observons une bonne corrélation linéaire (>0,7) entre les deux méthodes aussi bien pour les coliformes totaux que pour les *E. Coli*. La corrélation de Spearman n'est significative ($p > 0,05$) que pour l'ensemble des données sur les coliformes totaux de 2014. La faible pente ou l'absence de corrélation forte indiquent que la quantité de

coliformes facilement disponibles (lavables) sera presque indépendante de la quantité totale de coliformes présents sur la surface de la chaussée (Figure 49). Le contact remobilise environ 2 % de la quantité totale présente qui est de l'ordre de 5 000 MPN *E. Coli*/m².

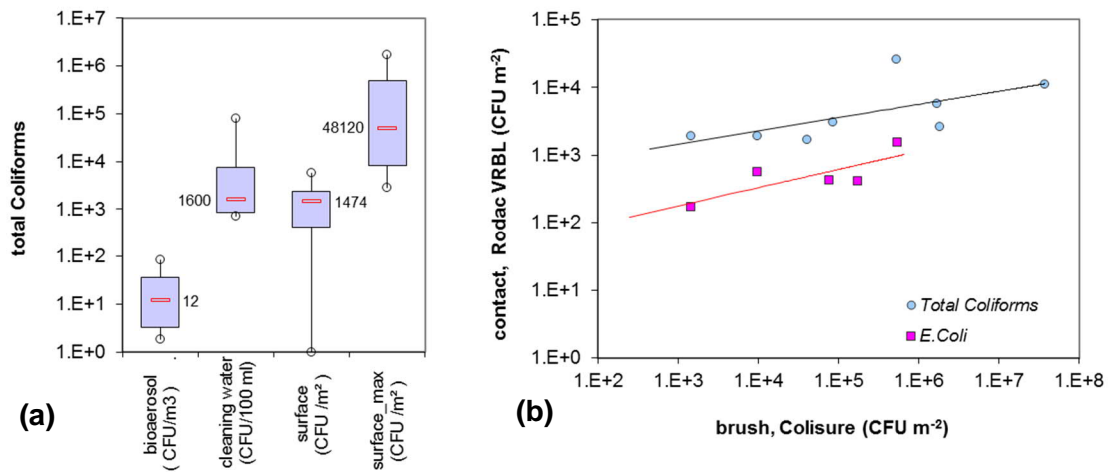


Figure 49 : (a) Concentrations (minimum, 25 %, médiane, 75% maximum) en coliformes des compartiments concernés par le nettoyage humide issu de trois campagnes des étés 2013 et 2014 à Paris. Les données concernant l'air ambiant sont nulles et ne sont donc pas représentées. (b) Relation entre les deux méthodes d'échantillonnage utilisées pour la surface de la chaussée.

L'utilisation du rapport LTC et STC calculé précédemment peut aider à faire une estimation de la contamination par aérosol. Nous obtenons, en utilisant la charge maximale de surface de la Figure 49, une concentration en aérosol de coliformes totaux de 4 UFC m⁻³ (intervalle de cinquante centiles entre 2 et 24) au lieu des 12 UFC m⁻³ mesurés (intervalle de cinquante centiles entre 3 et 36). D'une part, le bon ordre de grandeur de ces concentrations valide notre approche. D'autre part, cette valeur indique que la contribution de la chaussée est probablement sous-estimée, même en utilisant le stock maximum présent. Le stock maximal a été mesuré sur une surface homogène représentative, mais excluant les excréments d'oiseaux et de canidés. La présence de plusieurs points marqués par des fèces d'animaux dans la zone d'échantillonnage pourrait expliquer cette différence, car les fèces canines sont connues pour contenir plus de 10⁸ coliformes par gramme (Neidhardt, 1996; Wright *et al.*, 2009). Comme le nettoyage de la chaussée disloque en partie les fèces présentes, les concentrations moyennes en surface devraient être plus élevées. Si nous prenons en compte l'absence d'organisme indicateur dans l'air ambiant et la concentration mesurée dans l'eau, la contribution globale de la surface de la chaussée serait d'environ 67 %.

Contrairement aux Coliformes totaux, *E. Coli* ne suit pas le modèle établi ci-dessus, ce qui peut signifier que l'approche n'est pas adaptable à d'autres traceurs bactériens ou que la méthodologie appliquée pour *E. Coli* n'est pas adaptée. An et al. (An, Mainelis and Yao, 2004) et Langer et al. (Langer *et al.*, 2012) ont observé pour les bactéries une diminution à moins de 10 % lors de l'utilisation de l'échantillonneur Coriolis dans un environnement extérieur et émettent l'hypothèse que la sous-performance de l'échantillonneur test, par rapport au BioSampler (SKC) utilisé comme standard, peut être causée par l'endommagement des microorganismes sensibles pendant le processus de collecte, par la sensibilité de l'échantillonneur au vent ou par l'agrégation des particules. L'utilisation de la méthode qPCR

peut aider à surmonter cet effet. La méthode qPCR (Figure 50) montre la présence de génomes d'*E. coli* dans l'eau de nettoyage et dans l'air ambiant contrairement à la Figure 50. Aucune présence de *Legionella pneumophila* n'a été détectée. En utilisant les valeurs de fond, le LTC et la concentration de l'eau, nous pouvons estimer que la surface des chaussées contribue à plus de 90 % à la contamination des aérosols de nettoyage (« Camemberts » dans la Figure 50). Ces niveaux confirment l'ordre de grandeur obtenu avec les bactéries coliformes totales comme traceur.

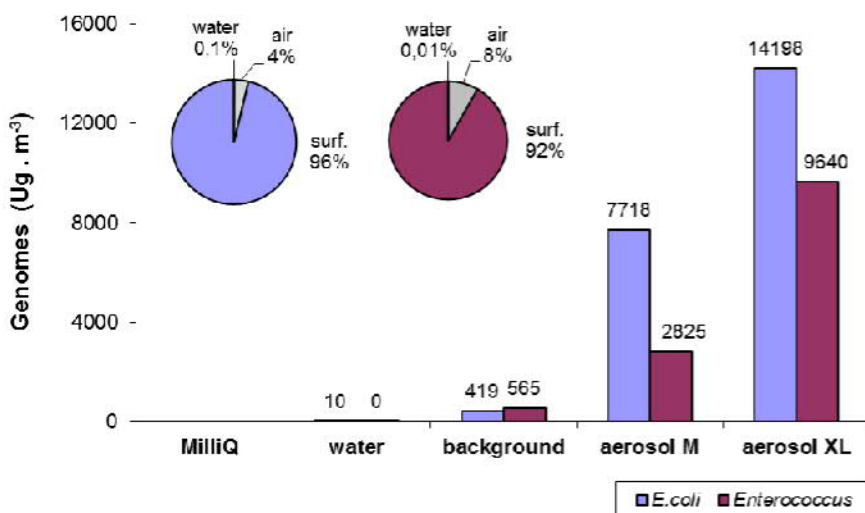


Figure 50 : Histogramme montrant la contamination des aérosols telle que déterminée lors de la campagne de 2014 par qPCR. Les valeurs pour l'eau de nettoyage et l'eau MilliQ sont en Ug/mL. Aérosol M : chaussée moyennement contaminée, Aérosol XL : chaussée fortement contaminée. Les tartes montrent la contribution de chaque compartiment à la charge totale lors du nettoyage de la chaussée. Les données relatives à l'eau représentent la contribution théorique de l'eau telle que calculée par LWC.

Même si la concentration ambiante en génomes d'organismes pathogènes peut être multipliée par plus de dix pendant le nettoyage humide de la chaussée, le temps d'exposition très court (en moyenne 7 secondes) dans la zone de nettoyage et la temporalité de l'aérosol, le nombre des pathogènes potentiellement inhalables par un piéton aléatoire reste relativement faible. Cependant, il faut tenir compte du fait que les opérateurs de nettoyage peuvent être beaucoup plus exposés à la contamination et que l'exposition chronique à de faibles concentrations d'agents pathogènes pourrait avoir des effets sur la santé. L'utilisation des génomes des bactéries fécales comme indicateur de l'origine de la contamination peut être un outil utilisable pour une analyse rapide, mais doit être davantage évaluée.

Matières organiques. La Figure 51 montre un exemple de spectres d'émission 3D de : (a) l'eau utilisée pour le nettoyage des rues, (b) l'air ambiant et (c) l'aérosol généré pendant le nettoyage humide. Tous les échantillons ont été collectés dans les mêmes conditions et les spectres montrés peuvent être considérés comme représentatifs des trois campagnes réalisées. La concentration moyenne de COT du réseau de l'eau non potable, utilisée pour le nettoyage en 2014 et mesurée par la société de distribution Eau de Paris, était de 2,22 mg-C.l⁻¹ (STD = 0,56 mg-C.l⁻¹ pour n =49). La teneur en COT de la liqueur de l'air ambiant (Figure 51b) était de 1,41 mg-C.l⁻¹ et celle de l'atmosphère de nettoyage (Figure 51c) était de 0,58 mg-C/l. Si les concentrations de la liqueur sont recalculées pour les concentrations de carbone dans l'air, on

obtient 4,51 et 7,18 mg-C.m⁻³, respectivement pour l'air ambiant et pour l'air de nettoyage, l'air de nettoyage étant 60 % plus élevé que le niveau ambiant. Ces concentrations sont proches de la valeur de 12 mg-C.m⁻³, basée sur la composition et la concentration moyennes de particules PM10 observées en région parisienne (Airparif, 2012).

Les spectres 3D (b) et (c) de la Figure 51 montrent que l'atmosphère de nettoyage contient plus de composants organiques dissous que l'air ambiant. Si on compare les tracés des contours de l'eau de nettoyage et ceux de l'aérosol de nettoyage, certaines similitudes apparaissent comme la position des maxima et la forme du tracé. L'aérosol de nettoyage montre un pic à 235 EX/340 EM, correspondant au maximum de l'eau de nettoyage et un pic renforcé à 240 EX/440 EM. Le premier est très probablement dû à des substances biologiques comme le tryptophane, présentes dans l'eau de la rivière utilisée pour le nettoyage (Fellman, Hood and Spencer, 2010). Le second maximum correspond à la région A/C du système de Coble (Coble, Schultz and Mopper, 1993; Coble, 1996) représentant la matière organique terrestre de type humique. Il apparaît renforcé dans l'aérosol, très probablement en raison de la matière organique issue de fragments de feuilles d'arbres, remises en suspension lors de nettoyage. Le spectre de l'air nettoyage (Figure 51c) indique une contribution de l'eau de nettoyage à l'aérosol. Cependant, en raison du facteur de dilution important (>10 fois) et de la contribution importante de la surface nettoyée à la composition de l'aérosol, la « marque d'eau de nettoyage » n'est pas très prononcée.

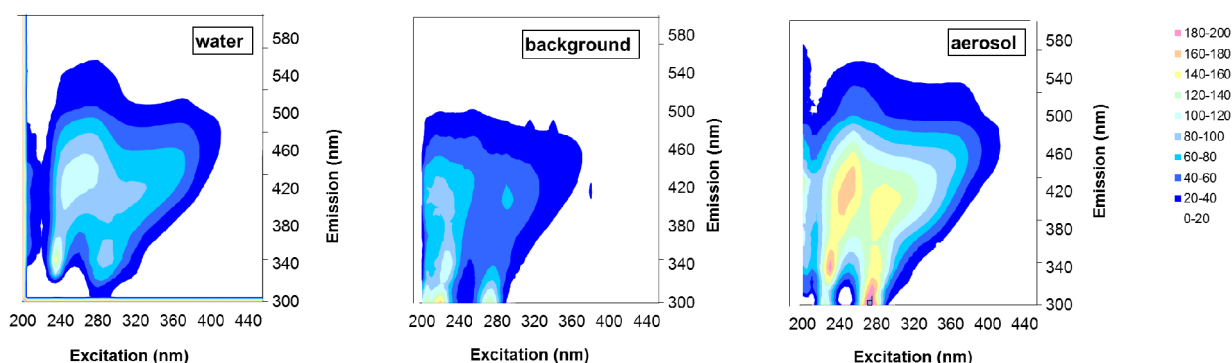


Figure 51 : Spectres d'émission Fluo 3D normalisés au carbone (1 mg-TOC.l-1) pour la campagne du 26 juin 2014. (a) Eau utilisée pour le nettoyage ; (b) Air ambiant et (c) Air durant le nettoyage

Il faut souligner que dans notre cas, nous étudions la composition organique globale d'une solution artificielle de particules et non d'un échantillon d'eau existant (à l'exception de l'eau de nettoyage). C'est pourquoi nos spectres ont des formes différentes par rapport aux spectres trouvés dans les eaux naturelles par d'autres auteurs (Huguet *et al.*, 2010; Valencia *et al.*, 2014) et sont plus proches des résultats de of (Birdwell and Valsaraj, 2010) concernant l'eau de brouillard. Parmi les trois indices couramment utilisés dans la bibliographie, l'indice d'humification (HIX), (Zsolnay *et al.*, 1999), l'indice de fluorescence (FI) (McKnight *et al.*, 2001) et le BIX (Huguet *et al.*, 2009), seul HIX semble pouvoir distinguer les principaux composants de l'aérosol de nettoyage : eau, air et surface. Un BIX faible (inférieur à 1) indiquerait une faible présence de matière biologique fraîche, et un HIX plus élevé plutôt de la matière organique ancienne comme le bois. Seul ce dernier présente des différences significatives entre l'aérosol de nettoyage et l'air ambiant (Tableau 17). L'eau potable, correspondant à l'eau brute de rivière,

ne devrait pas contribuer de manière significative à l'augmentation de HIX, surtout si l'on tient compte de la teneur en eau liquide d'environ 0,24 g.m⁻³ (voir ci-dessus).

Tableau 17 : Indices humiques pour l'eau ultra pure stérile (18 MΩ), l'eau de nettoyage, l'extrait de l'air ambiant et l'extrait d'aérosol de nettoyage. Les valeurs sont normalisées pour 1 mg-TOC.l⁻¹.

	Beta	Alpha	BIX	H	L	HIX	470	520	FI
Eau ultra pure	8,87	6,55	1,35	580	7776	0,075	2,88	1,34	2,15
Eau nettoyage (ENP)	71,3	76,9	0,928	4576	145	31,5	48,7	18,1	2,69
Atmosphère ambiante	39,3	48,1	0,817	2468	1955	1,26	18,0	6,84	2,63
Aérosols	298	389	0,768	21615	7748	2,79	200	73,6	2,71

En utilisant les paramètres H et L de HIX et la teneur en eau liquide de l'aérosol de nettoyage déterminée précédemment, on peut estimer que la contribution des eaux de nettoyage à la charge globale est inférieure à 5 % et que celle de la surface nettoyée est prépondérante. En utilisant l'intensité de fluorescence totale intégrée du spectre EEM 3D, nous obtenons une contribution de la surface nettoyée de 84 %. La contribution de la contamination ambiante serait de 14 % et celle de l'eau de seulement 2 %. Ces valeurs corroborent les résultats obtenus avec les autres paramètres.

Conclusions

Les deux coefficients de transfert permettent d'estimer la contribution de l'eau de nettoyage et de la surface nettoyée à l'aérosol généré, en admettant que les substances suivies se comportent de la même manière que le traceur fluorescéine utilisé. Pour la matière organique soluble et le transfert liquide-air, cette hypothèse semble juste, par contre pour la matière particulaire incluant les bactéries, ce coefficient devrait être utilisé avec plus de précautions. L'analyse in situ des particules indique une augmentation significative du nombre et du diamètre des particules pendant le nettoyage, mais avec composition chimique inchangée.

L'analyse bactérienne classique utilisant les coliformes totaux comme traceur suggère qu'une part importante de la contamination est issue de la chaussée. La qPCR confirme la contribution négligeable de l'eau de nettoyage et montre, comme pour les particules, une augmentation significative de concentration ambiante (26 fois pour *E. coli* et 11 fois pour *Enterococcus*). Cependant aucune *Legionella pneumophila* n'a été détectée, désavouant les craintes des gestionnaires. Les trois types d'analyse, physique, chimique et biologique, ont identifié l'existence de niveaux significativement plus élevés de tous les paramètres étudiés pendant le nettoyage humide de la chaussée, par rapport aux concentrations ambiantes. Les analyses ont montré en plus que la contribution de l'eau utilisée pour le nettoyage, à la charge polluante totale de l'aérosol de nettoyage est inférieure au niveau de fond et que la contribution de la surface de la chaussée à la contamination de l'aérosol, est prédominante. Cependant, en cas de contamination forte, spécifique de l'eau non potable, la contribution de cette dernière pourrait être plus importante. L'effet du nettoyage humide montre un risque plutôt faible en termes d'exposition des piétons, principalement en raison de leur séjour très court dans la zone contaminée et des niveaux relativement faibles de contamination des aérosols. Comme la durée d'exposition des agents de nettoyage est beaucoup plus longue, une plus grande attention devrait y être accordée.

Cette étude apporte ainsi une des premières pierres pour une prise en compte des risques d'utilisation des ressources alternatives à l'eau potable à Paris. Une approche qui a été approfondie en 2021 à l'aide d'analyse statistique des risques microbiologiques, le QMRA (Miyazaki and Seidl, Martin, 2022).

4.1.3 UTILISER LES EAUX DE PLUIE

Martin Seidl, Bernard De Gouvello

Références (Seidl, De Gouvello and Nascimento, 2010; Seidl et al., 2011)

Contexte

Les toits représentent un pourcentage important des grandes surfaces imperméables des villes, offrant un potentiel important pour la collecte des eaux de pluie. L'eau de pluie brute peut remplacer une partie importante des utilisations intérieures comme la chasse d'eau des toilettes et le nettoyage (Ghisi, Montibeller and Schmidt, 2006). La plupart des pays d'Europe du Nord ont des ressources en eau relativement abondantes et l'accès aux technologies de traitement de pointe, de sorte que le besoin d'un approvisionnement supplémentaire n'est pas une priorité. L'eau de pluie est vue principalement comme un élément-clé dans la gestion des inondations, depuis peu on assiste à un infléchissement pour considérer la pluie également comme une ressource alternative à l'eau potable. La situation est différente dans les pays du Sud, où la ressource en eau supplémentaire peut aider à diminuer l'impact des périodes de sécheresse et aider à faire face au changement climatique (WWAP, 2006).

Une des contraintes majeures pour la collecte d'eau de pluie à grande échelle, et plus généralement pour la réutilisation de l'eau, est la réglementation complexe et l'acceptation par le public et les gestionnaires (Angelakis, Bontoux and Lazarova, 2003; De Gouvello, 2007). En France un décret spécifique (Arrêté du 21 août 2008) a été adopté à l'été 2008, ouvrant la possibilité d'utiliser l'eau de pluie à l'intérieur des bâtiments pour certains usages comme la chasse d'eau des toilettes (De Gouvello and Deutsch, 2009). Au Brésil, la norme ABNT a donné en 2007 un cadre pour les utilisations non potables (ABNT, 2007) bien que le plus grand programme brésilien de collecte d'eau de pluie, le P1MC, mis en place pour fournir de l'eau à 5 millions de personnes, était déjà en cours (ABCMAC, 2009).

Bien que la question juridique puisse être le principal obstacle à la collecte dans les bâtiments publics, de nombreux auteurs indiquent que la gestion de la qualité est un problème majeur. La qualité de l'eau collectée dépend, d'une part, de la pollution atmosphérique et, d'autre part, de la surface de collecte. Même si le temps de contact est assez court, le matériau de couverture et le système de collecte peuvent avoir un impact important sur la qualité de l'eau au point de collecte.

La gestion de la demande en eau nécessite des connaissances non seulement sur la façon dont les gens utilisent l'eau, mais aussi sur les relations entre les aspects sociaux et techniques de l'utilisation de l'eau. Cette étude examine les utilisations et la perception de l'eau dans deux bâtiments publics, l'un en France et l'autre au Brésil, où des systèmes de collecte des eaux de pluie sont proposés. L'objectif était d'identifier si les différents contextes socio-économiques et les différents types d'utilisation ont un impact sur la perception de la collecte des eaux de pluie et de leur utilisation potentielle, et de tirer des leçons sur la conception et la consultation publique pour les projets de collecte des eaux de pluie.

Méthodologie

La région métropolitaine de Paris (France) compte environ 11,7 millions d'habitants avec des densités variant de 20 000 habitants/km² dans le centre de Paris à moins de 100 dans la périphérie. L'indice de développement humain (IDH) de la France est de 0,901 (PNUD, 2020) avec un IDH-2 (IAU and ORS, 2010) variant fortement dans la région. Les précipitations moyennes à Paris sont de 630 mm/an, réparties sur toute l'année avec un minimum en juillet et un maximum en avril. Le bâtiment est situé à l'est de Paris à Champs-sur-Marne et accueille deux écoles d'ingénieurs. L'objectif de la récupération des eaux de pluie était la recherche, la pédagogie et le développement durable.

Belo Horizonte est la troisième plus grande ville du Brésil, avec 2,5 millions d'habitants et une densité moyenne de population de 7 290 habitants/km². L'IDH du Brésil est de 0,765 (PNUD, 2020) et varie à l'intérieur de la ville entre un niveau comparable à celui des pays d'Europe du Nord dans le centre-ville à un niveau équivalent à celui des pays d'Afrique dans la périphérie (PNUD, 2009). Les précipitations moyennes à Belo Horizonte sont d'environ 1 500 mm/an, concentrées dans la saison chaude (la saison des pluies) entre octobre et mars. Le bâtiment situé dans le centre de Belo Horizonte a été construit comme école d'escalade. L'objectif de la collecte était l'économie d'eau et le développement durable.



Figure 52 : L'espace principal du bâtiment de l'ENPC avec 7 800 m² de collecte (à gauche) et de Rokaz avec 400 m² de collecte (à droite). À l'ENPC, la consommation d'eau était en 2009 est de 42 m³/j dont 60 % pour les toilettes pour environ 1 000 visiteurs quotidiens ; à Rokaz, la consommation d'eau était 1 m³/j dont 80 % pour les toilettes pour 80 visiteurs quotidiens.

Les bâtiments (Figure 52) ont un potentiel comparable de collecte des eaux de pluie d'environ 4 m³/an/utilisateur. Par conséquent, les deux systèmes ont la possibilité de réduire considérablement leur consommation d'eau potable en adoptant la collecte. Néanmoins, la mise en place effective dépendra de l'investissement, de l'acceptation des autorités publiques, des directions et des utilisateurs. Les utilisateurs sont dans les deux cas des groupes avec un niveau de formation élevé, au-dessus de la moyenne nationale. Pour évaluer l'acceptation d'un possible système de collecte et d'utilisation des eaux de pluie, la perception des futurs utilisateurs a été mesurée par un court questionnaire de 16 questions à choix unique ou multiple sans obligation de réponse. Le questionnaire a été appliqué en France par Internet et au Brésil, il a été distribué en format papier aux utilisateurs à leur entrée dans le bâti. Les questions étaient divisées en trois catégories : informations personnelles telles que l'âge et le niveau d'éducation, les

utilisations de l'eau à l'intérieur du bâtiment et les perceptions de la récupération de l'eau de pluie. Le questionnaire était introduit par un paragraphe expliquant les objectifs du projet.

Comme il n'existe pas des définitions spécifiques de qualité pour les différents usages d'eau au sein des ménages (Tableau 18), il est proposé de les définir sous forme de risque ou distance acceptable entre les corps et l'eau utilisée. Différentes recherches sur la distance et la perception du risque, comme celles de Maderthaner (1978) et Stone (2001), aux États-Unis pour les centrales nucléaires ou Seidl et al. (2008), au Brésil pour les bassins de rétention, suggèrent qu'une personne tentera de garder les facteurs de risque pour leur santé à distance et plus le risque sera élevé, plus la distance au facteur de risque sera maintenue grande. Il existe donc une relation (in)consciente entre le niveau de risque (utilisation d'une eau de qualité donnée) et la distance au facteur de risque, et cela même pour l'utilisation de l'eau à domicile. Marks et al. (2008) définissent ce phénomène dans leur recherche sur l'eau recyclée comme une « échelle d'acceptabilité » donnée par le risque de contact direct avec l'eau recyclée, qui est plus important dans l'utilisation manuelle que si elle est utilisée dans/à travers une machine. Dans notre cas, la distance de travail (avec de l'eau non potable) acceptable serait un synonyme de qualité acceptable de l'eau et pourrait être attribuée à l'eau de pluie pour chaque usage spécifique. En pratique cette distance a été définie comme la distance entre le corps humain et le point effectif de l'usage, si le travail est exécuté manuellement. Une estimation approximative est proposée dans le Tableau 18. Pour contextualiser ces valeurs, les niveaux des normes françaises pour la qualité de l'eau potable et de l'eau de baignade sont également mentionnés. En admettant (que les « choix des participants » sont normalement distribués (Yan and Kalay, 2005) et liés au logarithme de leur distance, les données ont pu être ajustées par régression non linéaire en utilisant le modèle classique dose-réponse (Litchfield & Wilcoxon, 1948). « La distance effective médiane de la population participante » et ses limites de confiance à 95 % ont été utilisées comme paramètre final de comparaison. Le calcul a été effectué avec le logiciel Prism (GraphPad, 2009).

Tableau 18 : Perception des risques, les équivalences probables entre types d'utilisation, distance de travail et paramètres classiques de qualité d'eau pour () l'eau potable (JO, 2007) et (**) l'eau de baignade (JOCE, 1975). La valeur Secchi de 1 m a été convertie en 50 NTU, correspondant à une première perte perceptible de transparence.*

Water use	Working distance	Working distance (cm)	NTU // E. coli (/100ml)
Drinking	none	0 – 1	1 // 0*
Food	inch	1.25 – 2.5	1 // 0*
Hygiene	hand /palm	10 -12.5	1 // 0*
Dishes	elbow	25 – 30	1 // 0*
Clothes	arm	50 – 60	50 // 2000**
Cleaning	breast	90 -120	50 // 2000**
WC	full length	180 -210	50 // 2000**

ENCART : QUALITÉ

La qualité de l'eau collectée dépend, d'une part, de la pollution atmosphérique et, d'autre part, de la surface de collecte. Même si le temps de contact est assez court, le matériau de couverture et le système de collecte peuvent avoir un impact important sur la qualité de l'eau au point de collecte (Sainte, 2009). Dans les bâtiments complexes comme les bâtiments publics, les bureaux ou les bâtiments industriels, où la collecte de l'eau de pluie doit être effectuée, cela donnerait une bonne raison pour évaluer la surface de collecte et déconnecter les surfaces polluantes afin de préserver une bonne qualité de l'eau au point final. Pour comprendre ces enjeux, les toits du bâtiment d'École des Ponts à Champs sur Marne (77) ont été suivis pendant le printemps de 2010.

Le bâtiment de l'ENPC présente deux types de couverture : des structures en verre et métal du hall d'entrée (2 600 m²) et une structure en dalles de béton sur un support PVC et revêtement goudronné au-dessus des bureaux (5 220 m²). Cinq événements pluvieux ont été échantillonnés durant une période pluvieuse de printemps à la sortie de chaque surface et à l'exutoire sous forme d'un échantillon moyen par événement. La hauteur de pluie des événements échantillonnés variait de 1 à 5 mm, avec une période sèche précédente de moins de 24 heures. Les principaux paramètres suivis selon les normes AFNOR étaient les : pH, turbidité, conductivité, COD, SUVA et *Escherichia coli*.

Les résultats montrent une variation de quasi tous les paramètres en fonction du chemin emprunté par l'eau de pluie. Si nous prenons l'exemple de la turbidité, nous pouvons voir que le toit en verre génère un peu plus de solides que le toit en dalles. Mais le toit en dalles contribue beaucoup plus à la teneur totale en solides dissous, car le béton se dissout avec une pluie légèrement acide (pH 6,5). On constate pour les deux surfaces un enrichissement en pathogènes de 10 à 20 fois entre la surface de collecte et l'exutoire le long des voies de collecte, passant d'un niveau de 100 à 1 000 CFT/100 ml. La contamination par les pathogènes est très probablement due à la présence d'oiseaux sur les toits et de rongeurs dans les canalisations.

Tableau 19 : Données de qualité, moyenne sur 5 pluies avec l'écartype

	Blanc	Toit en dalles	Toit en verre	Sortie
S.S (mg/l)	3,75 0,71	2,28 0,28	4,54 1,33	8,27 4,81
Cond. (µg/l)	20,50 4,95	103 21,55	23,8 10,4	195 107
POC (mg/l)	0,78 0,33	0,92 0,66	0,74 0,35	1,49 0,69
TOC (mg/l)	3,28 0,17	3,93 1,32	3,53 0,92	4,99 1,48
SUVA (-)	1,14 0,56	2,96 0,39	1,20 0,18	1,90 0,19
E.coli (/100 ml)	90 10	411 779	265 426	2107 2544
Pb_t (µg/l)	2,7	23,8 7,8	3,1 2,0	4,7 1,1
Zn_t (µg/l)	37	1264 579	543 153	666 100

L'effet du cheminement sur la teneur en métaux dépend du type de métal. Le plomb montre un enrichissement pour la toiture en dalles, probablement dû à la présence de plomb dans les finitions d'étanchéité. Pour le zinc, l'impact est plus contrasté : un niveau moyen de contamination au niveau de la toiture en verre (543 ± 153 µg/l) et des teneurs très élevées au niveau de la toiture en dalles (1264 ± 579 µg/l), pour se terminer par un niveau intermédiaire de 666 ± 100 µg/l à l'exutoire. La contamination peut être expliquée par les barrières de protection en fer zingué sur le toit en dalles. Une autre différence entre les deux surfaces est l'aromaticité du ruissellement, définie comme SUVA ou le quotient de l'absorbance à 254 nm et de la teneur en COD. On observe que les constituants organiques (plastiques, dépôts organiques, etc.) de la toiture en dalles augmentent l'aromaticité du ruissellement et produisant un SUVA plus élevé que celui de la toiture en verre. Les valeurs de SUVA et du Zn-t à la sortie correspondent au rapport des surfaces de collecte, témoignant de leur inertie pendant le transport.

Les valeurs de contamination trouvées dans notre étude correspondent aux niveaux observés ailleurs en Île-de-France (Sainte Robert, 2009; Yujie, De Gouvello and Tassin, 2016). Les résultats montrent un

enrichissement significatif en solides dissous le long du chemin que l'eau de pluie emprunte du toit à l'exutoire. Ceci est cependant moins vrai pour la matière particulaire qui est presque constante après un premier contact avec la surface de collecte. Nous pouvons également constater un enrichissement en certains métaux lourds comme le plomb ou le zinc en raison de leur application dans la construction. Dans le cas du plomb et du toit en dalles, ils dépassent les normes européennes de l'eau brute pour la préparation de l'eau potable. Le toit en dalles a également montré une contamination plus importante par des composés organiques polycycliques mesurés comme SUVA. Des analyses plus spécifiques seront nécessaires pour déterminer le type exact de ces composés. Bien que les toits ou les surfaces de collecte ne soient pas accessibles au public, ils sont contaminés par des agents pathogènes. Toutes les surfaces étudiées présentaient un niveau de 10^2 à 10^3 *E. coli*/100 ml.

À partir des résultats ci-dessus, nous pouvons conclure que la qualité des eaux de pluie collectées peut être améliorée en évitant des surfaces composites contenant des composants métalliques et plastiques.

Résultats

En raison des différentes fonctions des bâtiments, les profils des utilisateurs sont légèrement différents. Le bâtiment de l'ENPC est huit fois plus grand que celui de Rokaz et ses utilisations sont plus diversifiées puisqu'il s'agit principalement d'espaces de bureaux, en partie de laboratoires et seulement de petits équipements de loisirs. L'utilisateur type de l'ENPC est pour cette raison plus âgé (33 ans), a fait des études supérieures (80 % au-delà du baccalauréat) et passe près de 8 heures par jour dans le bâtiment. L'utilisateur type de Rokaz est plus jeune (26 ans), relativement moins bien formé (67 % au-delà du baccalauréat) et passe environ 2 heures dans le bâtiment, principalement l'après-midi et le soir.

La perception de la collecte d'eau de pluie est très probablement liée à celle même de la pluie et plus généralement à la perception quant à l'accès à l'eau potable. Pour cette raison, une des premières questions concernait la perception de l'eau du robinet. En France, il n'y a qu'un léger doute sur la qualité de l'eau du robinet. Dans notre étude, seuls 5 % des utilisateurs indiquent un manque de potabilité et 8 % ont des doutes. Ainsi près de 90 % des utilisateurs sont convaincus de la qualité adéquate de l'eau du robinet. Il n'y a pas de différence significative entre les hommes et les femmes ou entre les étudiants et les employés administratifs. Cela s'explique parce que, d'une part, la région métropolitaine de Paris, comme la France en général, présente d'excellents indicateurs pour l'approvisionnement en eau et, d'autre part, les consommateurs ont en France une culture de l'eau potable. En France, il est de coutume de servir l'eau du robinet à tous les repas dans les restaurants et de plus cette eau doit être gratuite (DGCCRF, 2009). Les résultats ci-dessus reflètent donc l'équilibre entre la confiance dans les entreprises de distribution d'eau et la coutume de boire de l'eau à table, en bouteille ou non.

Le Brésil donne une image bien différente. Même si la ville de Belo Horizonte a l'un des meilleurs indicateurs d'approvisionnement en eau du pays et que la région de l'école d'escalade a le même développement socio-économique que l'Île-de-France, on observe un manque de confiance dans la qualité de l'eau du robinet, en particulier chez les femmes. Plus de 50 % des utilisateurs féminins ont des doutes et pensent que l'eau du robinet n'est pas potable. Les réponses varient selon que les questions se focalisent sur la « potabilité de l'eau dans la salle de bains » ou sur « l'aptitude de l'eau du robinet pour la boisson », et cela en particulier pour les femmes dont le doute augmente (de 56 % à 84 %) dès lors que le mot « boire » est évoqué. Un autre facteur qui peut contribuer au manque d'appréciation de l'eau du robinet pourrait être l'absence d'eau

potable « gratuite » à table, l'eau même embouteillée est remplacée par des boissons gazeuses, très appréciées au Brésil, ou les jus de fruit. Doria et al. (2009) ont trouvé des différences comparables entre le Royaume-Uni et le Portugal, indiquant que la perception des risques associés à l'eau du robinet est liée à la saveur, au contexte et à la confiance envers les compagnies d'eau.

Perception

La perception de « la pluie » (Figure 53) fournit un autre exemple intéressant de différence entre la région parisienne et Belo Horizonte. Dans les deux cas, la pluie est perçue comme quelque chose de positif, plus comme un cadeau de la nature que comme une catastrophe naturelle. Aucune différence significative (>5 %) n'a été trouvée entre les utilisateurs masculins et féminins en France ou au Brésil. Cependant, nous avons trouvé une différence significative (9-20 %) entre les différents groupes d'utilisateurs de l'ENPC. Parmi les utilisateurs de l'ENPC, le personnel administratif est le plus optimiste, ne mentionnant les inconvénients que dans 8 % des cas et ne mentionnant même pas les catastrophes naturelles. Les chercheurs sont ceux qui ont la position la moins favorable à l'égard de l'eau de pluie, l'associant même à une catastrophe. Une autre différence entre ces groupes à l'ENPC est la catégorie des réponses libres, 10 % des chercheurs et des étudiants diplômés ont préféré donner leur propre vision plutôt que celles proposées. En général, les utilisateurs donnent une vision positive ou mentionnent des sujets liés à leur domaine de recherche.

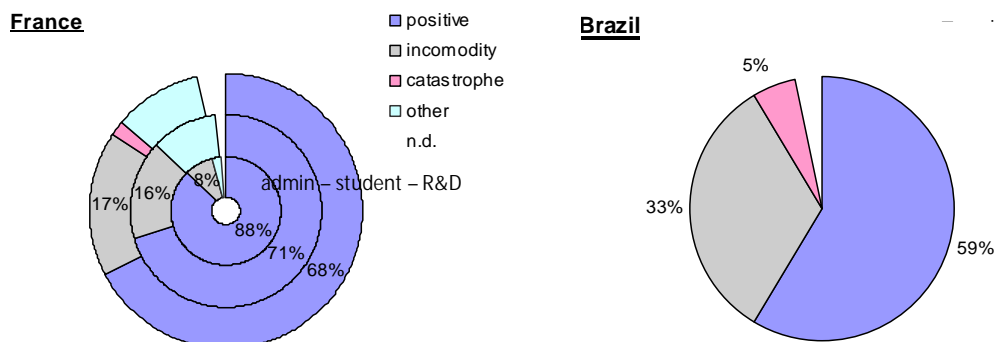


Figure 53 : Perceptions de la pluie en France et au Brésil, avec la répartition par groupes socioprofessionnels à l'ENPC.

Au Brésil, il y a une distinction claire entre la perception positive et négative. La majorité (59 %) considère la pluie comme une « ressource », ce qui peut s'expliquer par, d'une part, la longue période de temps sec avec l'absence de pluie (4 à 5 mois) et, d'autre part, la large promotion des programmes de collecte des eaux de pluie dans la zone rurale de Minas Gerais. L'incomodité à Belo Horizonte est très différente du « froid de la pluie » perçu en région parisienne. À Belo Horizonte, la pluie est toujours rafraîchissante en raison d'une température moyenne de 30 °C pendant cette période, même si son caractère tropical, comme ses intensités élevées, perturbe fortement les services publics de Belo Horizonte. Un évènement pluvieux important provoque principalement des inondations locales, entravant les transports publics et générant des courts-circuits dans le réseau électrique, même dans les régions à revenu élevé d'où la mention de « catastrophe » attribuée par 5 % des personnes.

Utilisation

Chaque utilisation de l'eau nécessite une qualité adaptée. Par exemple, en France, l'eau potable doit être exempte d'agents pathogènes et ne contenir aucune *E. coli* (Legifrance, 2007), tandis que l'eau de baignade doit en contenir moins de 2 000/100 ml (JOCE, 1975). L'utilisateur « connaît » l'eau dont il a besoin et peut estimer approximativement sa qualité et le risque qu'il prend en utilisant un type d'eau donné. La récupération et l'utilisation de l'eau de pluie ne seront couronnées de succès que si l'utilisateur estime qu'il n'y aura aucun inconvénient ou risque à utiliser l'eau de pluie au lieu de l'eau du robinet. Si nous regardons de plus près la proposition pour l'utilisation de l'eau de pluie (Figure 54), nous pouvons voir que le nombre d'utilisateurs proposant une utilisation de haute qualité, comme l'eau potable, pour l'eau de pluie est beaucoup plus faible que pour une utilisation de basse qualité comme la chasse d'eau des toilettes. Cette relation est partagée par les deux populations, de l'ENPC et de Rokaz. Bien que la précision du questionnaire en France soit plus élevée, la tendance globale est la même. En France, presque personne ne propose l'eau de pluie pour la boisson, mais au Brésil, 25 % des utilisateurs masculins l'ont proposée. Le même type de différence apparaît pour l'hygiène personnelle, avec des écarts encore plus prononcés. L'acceptation élevée de l'eau de pluie comme eau potable ou eau pour l'hygiène personnelle pourrait s'expliquer par le fait que les alpinistes en salle passent beaucoup de temps à l'extérieur, dans la nature, où l'eau provenant de ressources naturelles peut être utilisée sans aucun problème.

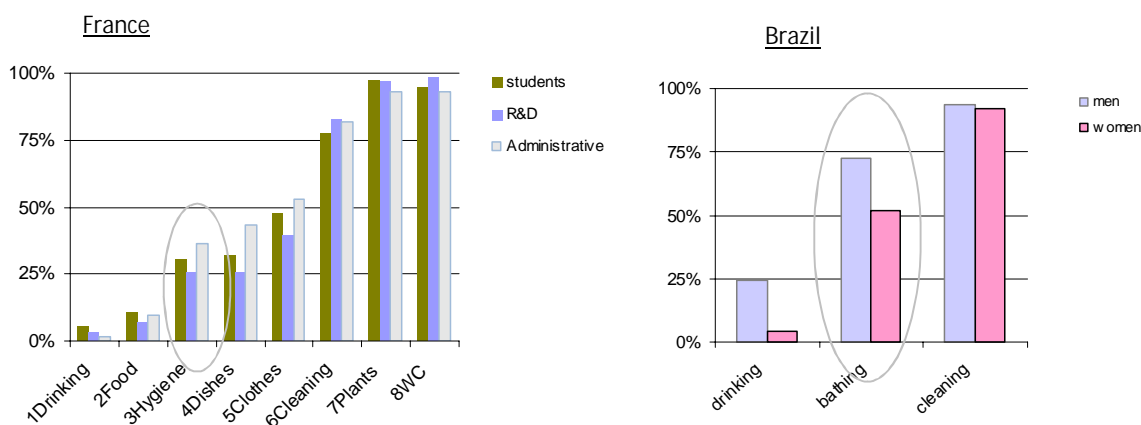


Figure 54 : Usages de l'eau de pluie envisagés par les utilisateurs de l'ENPC et de Rokaz. Le pourcentage indique la part des réponses ayant attribué l'eau de pluie à un usage particulier.

La différence hommes/femmes au Brésil pourrait s'expliquer par différence de formation, 84 % des utilisatrices ont un diplôme d'études supérieures contre 55 % pour les hommes. En France, aucune différence significative (<5 %) n'a été trouvée entre les utilisateurs masculins et féminins, mais une différence significative a été trouvée entre le personnel de R&D et le personnel administratif (Figure 54). Contrairement au Brésil, plus de formation amène plus de réticences. Une différence similaire entre les parties prenantes a également été constatée par Baggett et al. (2006) et Poyhonen (2000) pour la réutilisation des eaux usées.

La Figure 55 montre la « distance de travail acceptable » à l'égard de l'eau de pluie pour les différents usages. Bien que ces distances soient approximatives, nous pouvons observer après la transformation « log - probit » une bonne corrélation ($r^2 = 0.99$) entre la distance ou le risque et le nombre d'utilisateurs. Nous observons une distance moyenne de 6,7 cm (4,8 - 9,3) à Rokaz

et de 35 (23 - 56) à l'ENPC. Cela signifie que la médiane des utilisateurs de Rokaz a attribué à l'eau de pluie récupérée une qualité d'eau acceptable pour l'hygiène personnelle. La médiane attribuée par les utilisateurs de l'ENPC est plus élevée, attribuant une qualité d'eau inférieure à celle nécessaire pour le nettoyage des vêtements. Ces résultats corroborent les conclusions de Marks et al. (Marks, Martin and Zadoroznyj, 2008) et Hurlimann et al. (Hurlimann and McKay, 2006), qui suggèrent qu'il y a une hiérarchie ou « échelle d'acceptabilité » par rapport aux différentes utilisations (qualités) de l'eau recyclée, de sorte que l'opposition diminue lorsque la probabilité de contact humain diminue. La différence entre l'ENPC et Rokaz peut probablement s'expliquer par le contexte socio-économique différent entre la région parisienne et la ville de Belo Horizonte. Les utilisateurs brésiliens acceptent un niveau de risque plus élevé et attribuent une meilleure qualité à l'eau de pluie. Si, comme il a été dit, cette acceptation d'un niveau de risque plus élevé peut provenir du caractère extérieur de l'activité des utilisateurs de Rokaz, elle présuppose aussi des niveaux de risque social plus élevés dans la société brésilienne dans divers domaines comme la santé (par exemple, une mortalité plus élevée chez les enfants de moins de cinq ans) ou la sécurité (par exemple, un niveau plus élevé d'homicides).

Bien que la perception et l'acceptation des utilisations de l'eau de pluie soient différentes, la vision de la collecte de l'eau de pluie était la même dans le bâtiment de l'ENPC que dans le bâtiment de Rokaz puisque plus de 90 % des utilisateurs ont une vision positive de la collecte de l'eau de pluie. La proposition d'utiliser l'eau de pluie récupérée pour la chasse d'eau des toilettes a même été approuvée par 95 % de tous les utilisateurs.

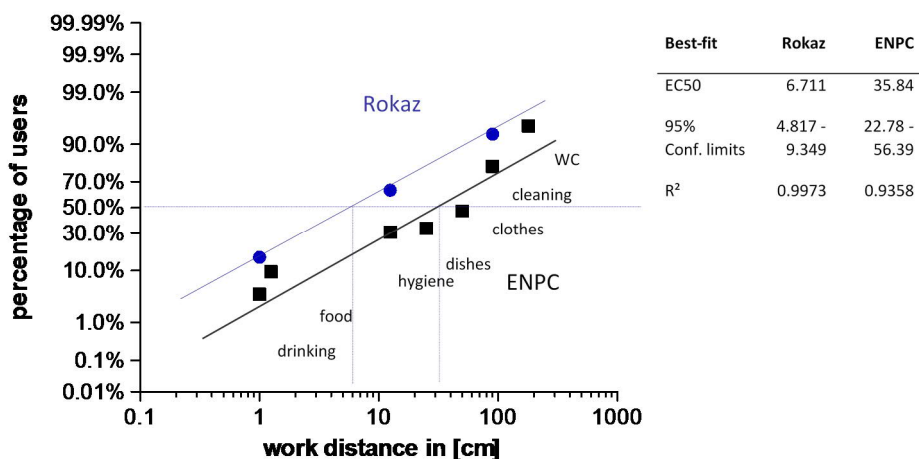


Figure 55 : Estimation de la qualité perçue de l'eau de pluie pour les utilisateurs des bâtiments de l'ENPC et de Rokaz sous forme d'une distance de travail acceptable

Conclusions

Les résultats indiquent une différence de perception en fonction du contexte socio-économique et climatique, du sexe et de l'occupation professionnelle. Les utilisateurs brésiliens se méfient beaucoup plus de la qualité de l'eau du robinet et ont une perception plus pessimiste de la « pluie » que les Français. L'utilisateur brésilien de sexe masculin accepte le plus de risque, allant dans 25% des cas jusqu'à accepter l'eau de pluie comme de l'eau potable. Dans le contexte français, on observe une perception plus positive du personnel administratif que du personnel de R&D et aucune différence entre les utilisateurs masculins et féminins.

Le traitement statistique nous permet de conclure que la qualité de l'eau attribuée par les deux populations de l'étude à l'eau de pluie collectée est différente. Les Brésiliens attribuent une meilleure qualité d'eau à l'eau de pluie que les Français, probablement en raison d'une plus grande acceptation du niveau de risque. Finalement, bien que trois quarts des deux groupes étudiés acceptent l'eau de pluie pour des usages de nettoyage et dans les toilettes, la mise en œuvre effective dépendra des réglementations spécifiques et de la volonté des gestionnaires d'investir.

L'encart « Qualité » a montré que la qualité des eaux collectées est liée aux caractéristiques des surfaces de collecte et qu'un choix adéquat peut améliorer la qualité finale et indirectement l'acceptabilité de la réutilisation. La capacité de stockage optimale dépend de la pluviométrie et modèle de consommation et peut aujourd'hui être calculée à l'aide des nombreux outils en ligne²⁸.

²⁸<https://www.rainwaterharvesting.co.uk/tank-size-calculator/>

4.1.4 FICHE SYNTHÈSE ENP

PUBLICATIONS

- Seidl M., Da G., Ausset P., *et al.* (2015c), Evaluating exposure of pedestrians to airborne contaminants associated with non-potable water use for pavement cleaning. Environ Sci Pollut Res 1–11. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5062-x>
- Seidl M, Trinh B-TC, Bret H, et al (2019b) Réseau d'eau non potable parisien et valorisation des eaux d'exhaure, entre limites techniques et jeux d'acteurs complexes. TSM 131–153. <https://doi.org/10.36904/tsm/201912131>
- Seidl, Martin, Bernard De Gouvello, et Nilo Nascimento. 2010. "Perception of Rainwater Harvesting in Public Buildings: Comparison between Two Case Studies in France and in Brazil". In: NOVATECH 2010, CD-ROM. <http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/35791>
- Trinh, Bich-Thuy. "Diversification des ressources du réseau d'eau non potable parisien : contribution à une gestion durable des ressources en eau". Thèse de doctorat, Paris-Est, 2017. <http://www.theses.fr/2017PESC1219>.

CONTEXTE

- PÉRIODE : 2013-2017
 - CADRE : Contrat CIFRE
PARTENAIRES : LEESU ENPC/EDP/Ville de Paris/(RATP)
FINANCEMENT : Convention CIFRE EDP - 15 000 euros
 - RESPONSABILITÉS : Écriture du projet de thèse et mise en place du contrat et de l'exécution de la convention, encadrement de thèse
 - ENCADREMENT : Claire Trinh, doctorat co-direction avec Gilles Hubert (UPVM), Manel Wazzani, M2 Géomatériaux UMLV, Beatriz Azeveda PFE Mines Alès
-
- PÉRIODE : 2012 - 2017
 - CADRE : Programme OPUR 4, axe thématique Utilisation de ressources alternatives
PARTENAIRES : LEESU ENPC/ EDP/Ville de Paris/(RATP)
FINANCEMENT : Agences de l'eau, ONEMA... via OPUR, 4 250 euros
 - RESPONSABILITÉS : Co-animation de la thématique et exécution du programme
 - ENCADREMENT : Aghil Baghlani, M2 MAPES UPMC ; Salma Ouali, M2 IBE UPEC ; Gwladys Ahouanmenou M2 Risques et Biocontaminants AgroParisTech

4.2 La ville, l'eau et ses habitants

En opposition aux fonctions vitales de l'eau dans la ville nous pouvons identifier des fonctions secondaires comme l'arrosage, les loisirs, voire le transport, dont l'absence crée des désordres plus légers, mais qui dégradent le cadre de vie et le bien-être des habitants. Cette eau, structurant l'urbanisme et visible sous la forme de bassins, de canaux ou de la végétation, améliore fortement le cadre de vie des habitants et contribue par là à la résilience urbaine face aux changements globaux tels que le climat évidemment, mais aussi face à la croissance des inégalités sociales ou le passage de pandémies (Panno *et al.*, 2017; Van den Bosch and Ode Sang, 2017).

Des approches scientifiques et techniques plus globales qui visent à gérer l'eau en ville en équilibre avec ses ressources naturelles et ses habitants existent aujourd'hui, mais elles ne sont encore que sporadiquement appliquées. Ces approches imposent d'aller au-delà d'une vision purement technique des aménagements hydrauliques pour engager une réflexion sur leur rôle structurant dans l'espace public et la nécessité d'une conception multi-usages qui garantissent leur pérennité. Il ne s'agit plus seulement de construire des ouvrages efficaces modifiant le moins possible le fonctionnement des hydrosystèmes naturels, mais d'adapter en même temps la ville aux besoins de ses habitants. Le projet « Réinventer l'eau en ville » du Partenariat institutions-citoyens pour la recherche et l'innovation (PICRI) de la Région Île-de-France, coordonné par le LEESU, avait comme objectif une réflexion pluridisciplinaire autour de la place de l'eau dans les aménagements urbains en Île-de-France dans la perspective du réchauffement climatique et des changements globaux. Le fruit de ces recherches est l'ouvrage collectif *Aménager la ville avec l'eau, pour une meilleure résilience face aux changements globaux* (Seidl, 2020a) et la deuxième partie de ce chapitre qui pose la question du rapport des habitants à l'eau dans la ville.

4.2.1 ACCEPTABILITE DES ALTERNATIVES A L'EAU POTABLE

Martin Seidl, José-Frédéric Deroubaix et Bernard de Gouvello

Références (Deroubaix, Seidl and de Gouvello, 2015)

CONTEXTE

Au moment où les modèles techniques urbains ont libéré le citoyen des contraintes environnementales, mais où ce citoyen a perdu du même coup ses liens avec le cycle de l'eau, nous nous interrogeons ici sur les facteurs d'appropriation de l'objet « eau » et sur les capacités d'implications citoyennes dans la gestion de l'eau en ville. Il s'agit de rendre compte des résultats d'une enquête exploratoire conduite auprès d'un nombre important de citoyens parisiens et auprès des principaux acteurs du cycle urbain de l'eau à Paris. Pour ce faire, plus de 300 citoyens ont été interrogés dans des parcs et jardins, aux alentours de fontaines d'agrément ou encore le long de voiries nettoyées à l'aide d'eau non potable, sur leur connaissance des alternatives à l'eau potable pour les usages urbains. De la même manière, des représentants des grands opérateurs des services publics locaux d'eau et d'assainissement : la Ville de Paris, Eau de Paris, le SIAAP (Syndicat interdépartemental d'assainissement de l'agglomération parisienne) ainsi qu'un producteur d'une ressource alternative : les eaux d'exhaures avec la RATP (Régie autonome des transports publics de Paris) ont été interviewés sur la valorisation des ressources alternatives à l'eau potable.

Le « grand public » à Paris, sa connaissance et sa compréhension des ressources alternatives

Dans le but d'évaluer la connaissance et la compréhension des ressources alternatives à l'eau potable par le public trois questionnaires ont été conçus et appliqués. Le premier visait à interroger le public sur les usages de l'eau non potable pour le nettoyage des voiries. Le deuxième avait pour but de sonder le public sur les usages de l'ENP pour l'alimentation en eau des fontaines. Enfin, un troisième questionnaire était destiné à interroger le public sur les usages de l'ENP pour l'arrosage des parcs et jardins. Les questionnaires étaient construits selon une structure identique avec une partie spécifique pour chaque usage²⁹. Une partie socio-économique allait permettre un redressement des groupes sous-représentés par pondération là où nécessaire. Les enquêtes ont été réalisées dans trois types de lieux où le public est en contact direct ou indirect avec l'eau en ville : les parcs et jardins avec des plans d'eau d'agrément, les places avec des fontaines et les places de marchés pendant les interventions de nettoyage. Ces usages représentent 80 % des usages de l'eau non potable à Paris. Les enquêtes se sont déroulées dans 13 arrondissements de Paris en évitant les zones touristiques du Champ-de-Mars et du Jardin des Tuileries. La majorité des enquêtes (70 %) a eu lieu en semaine, les après-midis.

L'exploitation statistique des données ainsi récoltées permet de brosser un tableau général de la perception par le grand public parisien sondé (équité hommes -femmes, 60% de moins de 35 ans avec 70% formation au-delà du BAC).

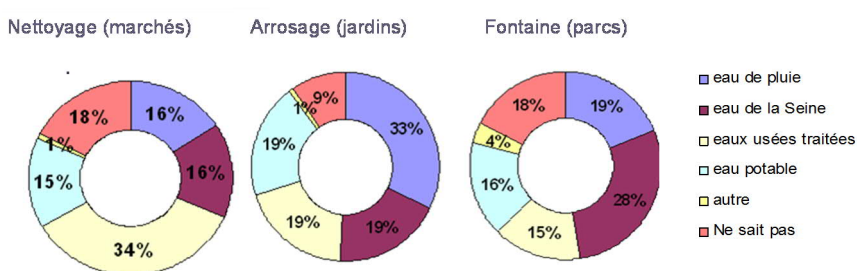


Figure 56 : Perception des qualités de l'eau pour les trois usages urbains.

La Figure 56 montre que les connaissances de la population étudiée sur l'eau et le cycle de l'eau urbain sont plutôt « restreintes ». Seuls 17 % des personnes interrogées connaissent l'existence d'un réseau d'eau non potable (RENPN) à Paris, même si une majorité d'entre elles estiment que « c'est bien de l'eau non potable qui est utilisée » pour les trois usages considérés ; seulement 14 % déclarent ne pas le savoir. Cependant pour le lavage des voiries et trottoirs, un tiers des personnes enquêtés (35 %) estiment que l'eau utilisée est de « l'eau usée traitée ». En ce qui concerne l'alimentation des fontaines, la réponse majoritaire (à 29 %) est qu'il s'agit de « l'eau de Seine ». Enfin, la plus grande partie des personnes sondées pense que « l'eau de pluie » sert à l'arrosage des parcs et jardins (32 %). La plupart des personnes connaissent le devenir des eaux usées. En revanche, 16 % d'entre elles peinent à différencier la qualité des eaux usées traitées

²⁹ Les questionnaires comprenaient au total 25 questions dont neuf propres à chaque sujet, onze communes aux trois sujets et cinq complémentaires. Parmi ces 25 questions la majeure partie d'entre elles sont des questions fermées et une minorité des questions ouvertes.

avec celle de l'eau potable et ma moitié juge même les eaux usées traitées de meilleure qualité que l'eau de Seine. Cet avis est partagé indifféremment de l'âge, du sexe et du niveau d'études des personnes.

La perception des différentes qualités des ressources semble en grande part déterminée par l'âge et le statut de parent ou non. Près de 75% des hommes et femmes ayant des enfants estiment qu'il est nécessaire de laver son linge avec de l'eau potable contre 50% des hommes et 60% des femmes sans enfants. De même, 36 % des personnes de plus de 60 ans estiment que l'eau potable est requise pour le lavage du linge alors qu'ils ne sont que 6 % pour les moins de 25 ans, 11 % pour les 25-35 ans et 21 % pour les 35-60 ans. Cette statistique fait largement écho à la dichotomie opérée par le législateur entre les « usages intérieurs » et « extérieurs » de l'eau de pluie ...

60 % des personnes interrogées estiment que l'eau en ville influe sur la température ambiante. Ce lien laisse clairement entrevoir l'écho positif que pourrait trouver l'usage du RENP pour la régulation du climat urbain, indépendamment de la faisabilité technique et du surplus de consommation que cet usage pourrait représenter.

Sur l'ensemble de l'échantillon, 56 % des sondés se disent favorables à une augmentation de la facture d'eau pour permettre une généralisation de l'utilisation de l'eau non potable. Néanmoins les personnes de plus de 60 ans, sont plutôt défavorables contrairement aux plus jeunes. Un très grand nombre de sondés (44%) ne se prononce pas sur le taux d'augmentation souhaitable et au-delà de 5% (soit environ 2,5 euros/mois pour une famille de 4 personnes), l'augmentation est clairement jugée inacceptable.

Une majorité de la population sondée accepte l'idée de l'utilisation de l'eau usée traitée (Tableau 20) pour « Ne pas gaspiller de l'eau potable ». Parmi les avis défavorables, les préoccupations sanitaires dominant, suivis par les aspects environnementaux et seulement après viennent les aspects économiques.

Tableau 20 : Synthèse des enquêtes auprès des particuliers (N = 312, échantillon redressé)

Question	Avis des enquêtés
Eau de nettoyage, arrosage et fontaines	24% eau usée traitée, 23% pluie, 20% Seine
Usages de l'eau potable est indispensable	98% alimentation, 85% hygiène, 52% lavage de linge
Devenir des eaux usées	67 % va dans les STEP, 18% eau de Seine, 15% ?
Pour la réutilisation des eaux usées traitées	72%
Qualité des eaux usées traitées	54% mieux que l'eau de Seine,
Connaissance du double réseau	83% ne le connaissent pas
Lien entre l'eau et la température	60% établissent un lien

Sur la question de la qualité requise pour l'utilisation des différents types de ressources alternatives, il convient de relativiser la préférence énoncée pour les eaux usées traitées en mettant en perspective l'ensemble des réponses avancées au fil du questionnaire. En réponse

aux premières questions, l'eau usée traitée semble en effet avoir la préférence d'une majorité d'individus du fait du traitement qui apparaît dès lors comme un garant de la qualité de.

Les grands acteurs de l'eau non potable à Paris, leur intérêt et leurs doutes sur la valorisation des ressources alternatives

Les entretiens avec les grands acteurs de l'eau non potable ont été réalisés auprès de la Direction de la propreté et de l'eau (DPE) et de la Direction des espaces verts et de l'environnement (DEVE) de la Ville de Paris ; et, également, auprès de la Régie autonome des transports parisiens (RATP) et au Syndicat interdépartemental de l'assainissement de l'agglomération parisienne (SIAAP). Deux agents ont été interviewés dans chacune de ces institutions. Les entretiens ont eu lieu à la DPE avec les chefs services du Service Technique de la Propreté de Paris (STPP) et du Service Technique de l'Eau et de l'Assainissement (STEA). A la DEVE, le Directeur Adjoint chargé de la Coordination Technique et le Responsable du Parc du Champs de Mars ont été interrogés. L'adjoint du Responsable d'exploitation de la STEP de Colombes et un ingénieur de Recherche et de Développement au sein de la Direction du Développement et de la Prospective ont été rencontrés au SIAAP. Enfin, à la RATP, un ingénieur en environnement et le Chef de Projet du Plan de Prévention des Risques d'Inondation (PPRI) ont été questionnés.

Au regard des différentes réponses obtenues durant les entretiens, l'argument le plus souvent évoqué par les grands acteurs à l'encontre d'une réutilisation potentielle des eaux usées traitées est celui du coût impliqué pour leurs approvisionnements. Le problème de la qualité ne se pose pas pour les usages ne nécessitant pas un contact avec les agents. Notons que la réglementation ne motive pas ces usagers potentiels et est vécue comme une entrave à la réalisation du projet. A la DPE, c'est surtout la faisabilité technique du projet qui est évoquée comme principale contrainte. Cette contrainte ne pourrait être levée qu'en présence d'une volonté des acteurs politiques de prendre en charge des questions de l'eau. La DEVE, quant à elle, hormis les aspects financiers s'intéresse au risque sanitaire potentiel qui peut en découler. En dehors de la faible réutilisation en interne que fait le SIAAP, la possibilité d'une réutilisation à plus grande échelle n'est pas inscrite sur l'agenda du syndicat. Les agents interviewés avancent comme raisons de cette absence d'intérêt pour la réutilisation des eaux usées traitées des doutes quant à la rentabilité de l'opération et le cadre réglementaire à la fois trop restrictif et « non stabilisé ». Ici encore l'absence de mobilisation du politique ne permet pas de lever ces freins.

La réutilisation des eaux d'exhaure n'est pas jugée avantageuse par la RATP qui pourtant dépense énormément pour ses rejets, dus principalement à la mauvaise qualité des eaux et aux coûts d'un éventuel traitement.

Tableau 21 : Synthèse des entretiens avec les grands acteurs et des enquêtes auprès du public

Questions	Grands acteurs	Particuliers
Type d'eau utilisée pour l'arrosage	50 % eau potable, 50 % ENP	32 % eau de pluie, 19 % (EUT, eau de Seine ou eau potable)
Type d'eau utilisée pour les fontaines	60 % eau potable, 40 % ENP	26 % eau de Seine, 20 % eau de pluie, 16 % eau potable, 15 % EUT
Type d'eau utilisée pour le nettoyage	100 % ENP	35 % EUT, 16 % eau de pluie et eau de Seine, 15 % eau potable
Avis sur la problématique du double réseau	Connaissent le double réseau qui présente des insuffisances. Relèvent des incertitudes sur son devenir.	83 % ne connaissent pas le double réseau
Avis sur la REUT	Avis favorable, mais des inquiétudes sur les aspects techniques, économiques et politiques.	72 % ont avis favorable si qualité EUT comparable à la Seine

Pour les grands acteurs interviewés sur la mise en œuvre effective d'un projet d'utilisation d'eau non potable dans leurs services, il ressort qu'une possible utilisation dépend avant tout du coût du projet. A la base des raisonnements des techniciens interviewés il y a une analyse coûts / bénéfices des plus radicale : l'utilisation de l'eau non potable (de quelque type qu'elle soit) n'est envisageable qu'à la condition que les eaux usées traitées ne coûtent pas plus cher que l'eau utilisée à l'heure actuelle, même si plusieurs autres variables interviennent comme la faisabilité technique de la distribution d'un autre type de ressource.

Techniquement, la mise en œuvre d'une offre d'eau usée traitée par le SIAAP suppose en effet le développement d'une nouvelle filière de distribution et de suivi qualité pour assurer les besoins en eau brute de la ville de Paris à partir des stations d'épuration. Pour faire transiter l'eau traitée vers le RENP des canalisations devraient ainsi être installées dans les émissaires. Aujourd'hui le reuse n'est mentionné que sous forme des perspectives dans les rapports annuels, le réel frein n'est ni l'opinion publique ni le niveau important des investissements nécessaires, mais la position des élus du SIAAP et de la ville de Paris.

4.2.2 QU'EN EST-IL DU DESIR DE BAGNADE DES FRANCILIENS ?

Martin Seidl, Catherine Carré

Références (Seidl and Carre, 2016)

Contexte

En Île-de-France, rares sont les rivières et plans d'eau dans lesquels on peut (légalement) se baigner aujourd'hui. À l'heure où élus et associations essaient de renouer avec un passé pas si ancien et se mobilisent pour ouvrir à nouveau des espaces de baignade en eau libre, une enquête permet d'en savoir plus sur le désir de baignade des Franciliens. Où il apparaît que ce désir n'est pas très présent "spontanément", mais qu'il peut être aisément réveillé dans de nombreux sites, notamment dans l'Est parisien, richement doté en cours d'eau et plans d'eau.

La baignade en Seine à Paris a commencé d'être réglementée dès 1867 et celle dans la Marne seulement en 1970. Si les anciennes générations des riverains se souviennent peut-être encore des baignades en Marne, ce n'est pas le cas des jeunes générations. C'est d'abord le non-respect des bonnes mœurs ainsi que les conflits d'usage avec la navigation qui ont entraîné l'interdiction de se baigner dans l'ensemble du département de la Seine dès 1923. À partir du milieu du XX^e siècle, les fermetures répétées des espaces de baignade sont dues à de nombreux épisodes de pollution des eaux de la Marne et de la Seine, accentués par l'intensification des activités industrielles et urbaines (Teyssie, Corbière and Arnac, 2013). Cette régulation juridique et administrative ne semble pas toujours respectée et la pratique de la baignade populaire dans la Seine et la Marne a persisté jusqu'à la fin des années 1960, période qui constitue un basculement dans la perception du risque sanitaire lié à la baignade en eau vive (Mouchel *et al.*, 2020). Les Franciliens qui souhaitent nager en eau vive sont désormais accueillis dans de vastes bases de loisirs régionales et départementales.

Depuis une dizaine d'années, les municipalités souhaitent vouloir ouvrir de nouveau les rivières à la baignade, ce qui attesterait imparablement d'une amélioration de la qualité sanitaire des eaux. En 1988 le maire de Paris, Jacques Chirac, avait déjà promis de se baigner dans la Seine à l'issue de son mandat. Presque trente ans plus tard, nager dans la Seine n'est toujours pas possible, mais les ambitions pour les Jeux olympiques de 2024 de l'actuelle maire de Paris, Anne Hidalgo, pourraient changer la donne. Des épreuves nautiques dans le bassin de la Villette à Paris ont été initiées à partir de 2016 (Liberation, 2016) avant que la place ne s'ouvre à la baignade publique à partir de 2018, dans le cadre du programme estival Paris Plage. Dans l'Est parisien, le Syndicat Mixte Marne Vive œuvre depuis vingt ans pour la reconquête de la qualité d'eau de baignade en Marne et, de fait également, pour l'amélioration de l'écologie de la rivière. Avec l'association European River Network, le syndicat organise tous les ans, le deuxième dimanche du mois de juillet, le Big Jump dans la Marne, un événement né d'une volonté des citoyens de montrer leur attachement à leurs rivières et leur souhait de reconquérir une bonne qualité d'eau et une vraie écologie dans les cours d'eau.

Dans le cadre du projet « Réinventer l'eau en ville », au sein du programme de recherche Partenariats institutions-citoyens pour la recherche et l'innovation (PICRI), soutenu par la Région Île-de-France, le LEESU travaille depuis 2013 sur la place de l'eau en ville et les possibilités qui s'offrent aux gestionnaires et aménageurs de mettre en valeur cette ressource dans l'espace urbain. Dans cette approche l'eau est vue comme un élément protecteur, qui améliore la résilience de l'espace urbain face aux changements climatiques, une résilience physique par la temporisation des extrêmes thermiques par exemple, mais aussi une résilience sociale par l'amélioration du cadre de vie. Ce dernier aspect fait naître un nouveau questionnement autour de la perception des plans d'eau urbains par leurs riverains : comment utilisent-ils ces plans

d'eau, comment se les approprient-ils, avec bien sûr cette question qui revient tous les étés : qu'en est-il de la baignade ?

Est-il vrai que les riverains veulent encore se baigner dans les plans d'eaux franciliens comme à l'époque des guinguettes des bords de Marne ? Ce désir populaire existe-il vraiment ou a-t-il seulement survécu dans les promesses électorales récurrentes ?

Approche

Pour tenter de répondre à ces questionnements, une centaine de riverains a été interrogée aux bords de plans d'eau à Paris et en proche banlieue : au bassin de la Villette, aux abords du lac Daumesnil dans le bois de Vincennes, sur les rives de la Marne, entre Joinville-le-Pont et Champigny-sur-Marne, et dans le cadre du plan d'eau artificiel au centre de Noisy-le-Grand.

Les bords de Marne représentent la baignade fluviale d'antan. De nombreuses plages et établissements flottants existaient sur la rivière avant leur fermeture en 1970 : la plage de Champigny-sur-Marne, le banc de sable de Joinville-le-Pont, la plage de sable de Gournay-sur-Marne ou les bains de Lagny-sur-Marne (Duhau, 2011). Aujourd'hui il faut aller jusqu'à Meaux pour en trouver une. Le bassin de la Villette, le plus grand plan d'eau artificiel de Paris (5,6 ha), a été mis en eau en 1808. Il a été construit pour alimenter les fontaines publiques de Paris à partir du canal de l'Ourcq et faciliter le transport fluvial sur les canaux Saint-Martin et Saint-Denis. Depuis la reconversion de la zone industrielle du bassin et l'extension de l'évènement Paris Plage, ce bassin connaît une activité nautique estivale et même en 2016, des épreuves de natation (Pouliquen, 2016). Depuis 2020 la baignade publique y est également possible en été dans des bassins aménagés. Le lac Daumesnil est un lac artificiel de 12 hectares, situé au sud-ouest du bois de Vincennes. Depuis 1866, ce lac fait partie du réseau hydraulique du bois de Vincennes, alimenté aujourd'hui par pompage dans la Seine. Ses îles hébergent une cascade artificielle avec une rotonde romantique signée l'architecte Gabriel Davioud. Outre ses qualités paysagères, le lac est connu pour son canotage. Il fait partie, avec le bassin de la Villette, des cinq projets de baignade estivale élaborés par la Mairie de Paris dans le cadre du plan « Nager à Paris » (Pacary, 2015). Le lac de Noisy-le-Grand, situé au cœur du parc des Mares Dimanches, est un bassin artificiel au sein du quartier récent du Mont d'Est construit pour la gestion des eaux pluviales de la zone. Conçu comme un bassin paysager, il a en réalité comme principale fonction la rétention des eaux de ruissellement avant leur rejet dans la Marne. À l'opposé des autres plans d'eau cités ci-dessus, ce bassin ne possède aucun lien direct ou indirect avec la baignade.

Pour obtenir une vision large et un public varié, il a été opté pour un questionnaire administré sur place, les après-midis des mercredis et des week-ends, en travaillant par quotas basés sur l'âge et le sexe. De septembre à novembre 2015, sur les cinq sites, entre 30 et 50 promeneurs ont été questionnés sur leur opinion concernant la qualité du plan d'eau, l'envie de baignade qu'il suscite et leur volonté de (re)introduire éventuellement la baignade localement.

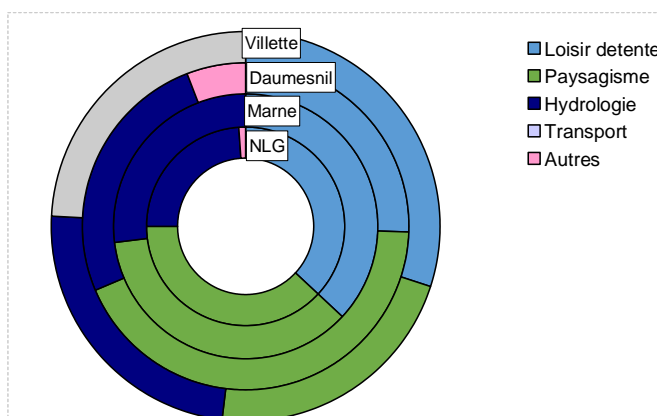
Quand on regarde la population interrogée, on s'aperçoit que le public présent aux abords des plans d'eau ne correspond pas entièrement à la moyenne francilienne (INSEE, 2013b), et qu'il est fortement influencé par la population riveraine. Entre 40 et 50 % des personnes interrogées déclarent venir à pied avec un temps de parcours de moins de 10 minutes, sur un périmètre d'environ 800 mètres. Ce périmètre correspond, pour les bords de Marne et les environs du lac

Daumesnil, à un prix foncier parmi les plus élevés de l'Est parisien (Meilleursagents.com, 2016). Le prix de l'immobilier se reflète ainsi par une population plus âgée, avec une formation au-dessus de la moyenne francilienne. Ceci est particulièrement vrai pour le lac de Daumesnil, mais ne se retrouve pas aux abords du lac de Noisy-le-Grand. Comme les lieux le suggèrent, la majorité des personnes vient pour se détendre et ceci, au moins une fois par semaine.

Ce que nous disent les enquêtes

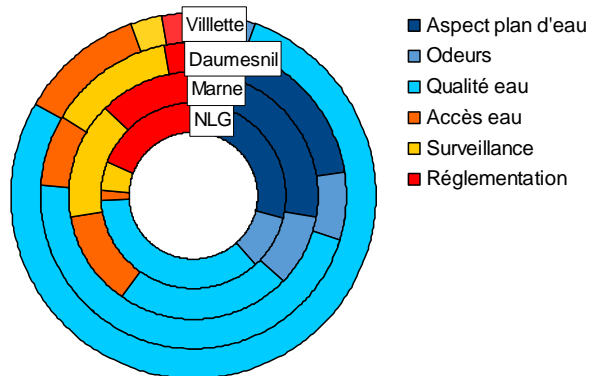
Les plans d'eau possèdent souvent de multiples usages, qui peuvent engendrer des conflits entre eux. La future baignade, par exemple, ne sera pas du goût des pêcheurs ou des promeneurs venant chercher la tranquillité du lieu. Les promeneurs interrogés perçoivent bien la multitude des fonctions, bien que la fonction initiale du plan d'eau n'apparaisse pas toujours comme prépondérante. Ainsi, pour la Villette, les activités nautiques viennent en première place, tandis que c'est l'attrait paysager à Noisy-le-Grand. Pour la Marne, la fonction de transport n'est même pas citée (Figure 57).

Figure 57 : Les fonctions des plans d'eau évoquées par les riverains



Les résultats d'enquête montrent que les plans d'eau, bien que très fréquentés, suscitent très peu d'engouement pour la baignade, aussi bien dans les endroits minéraux comme les quais de la Marne que dans les endroits plus bucoliques comme au bois de Vincennes. Aucun plan d'eau ne recueille plus de 18 % des baigneurs potentiels ! La raison la plus souvent évoquée est le manque de qualité, qu'il s'agisse de l'aspect physique du plan d'eau, de son odeur ou, sous une forme plus abstraite, la qualité de l'eau. Cette cause est bien plus souvent évoquée que l'interdiction réglementaire qui n'a été mentionnée que par un tiers des personnes interrogées (Figure 58). On pourrait émettre l'hypothèse que le désir de baignade ou de nage en eau libre a disparu avec la fermeture des installations de plein air dans les années 1970 et la création de nombreuses piscines couvertes avec une réglementation stricte de la qualité de l'eau. La ville de Paris possède une piscine pour 50 000 habitants et la banlieue parisienne est même mieux dotée avec, pour la plupart des habitants d'Île-de-France une piscine à moins de trois kilomètres (Pinçon-Charlot, Rendu and Pinçon-Charlot, 1982; Guide-piscine.fr, 2016). Évoquer la qualité ne serait ainsi qu'une retranscription de ce sentiment hygiéniste et sécuritaire du désir de « piscine couverte », sentiment qu'on retrouve dans le désir d'équipements de bords de l'eau avec les postes de sécurité, des douches, cités par les riverains. Un autre facteur qui amoindrirait le désir de baignade tient probablement dans sa disparition graduelle de la mémoire collective puisque la moitié de la population interrogée, étant née après 1970, et n'a pas connu de baignade en eau libre dans les plans d'eau franciliens.

Figure 58 : Les facteurs limitant l'envie de baignade. La réglementation se rapporte à l'interdiction de la baignade, tandis que la surveillance concerne l'absence de maîtres-nageurs aux abords de l'eau.



Cependant le désir de rendre ces endroits à la baignade existe. Il est étonnamment plus fort dans les endroits fortement urbanisés comme le centre de Noisy-le-Grand ou le bassin de la Villette, où plus de la moitié des personnes interrogées y serait favorable. Il est absent au bois de Vincennes où la majorité y est opposée. Ce désir pourrait s'expliquer à Noisy-le-Grand, d'une part, par le manque d'infrastructures de loisirs dans les environs proches, la densité élevée d'habitat et la méconnaissance de la fonction principale de rétention des eaux pluviales du bassin. Pour le bassin de la Villette, ce désir est fortement entretenu par les activités nautiques estivales dans le cadre de Paris Plages, plus qu'évocatrices de la baignade. À l'opposé, les promeneurs du lac de Daumesnil mentionnent le caractère naturel et paysager comme le principal point d'attrait, aspect à préserver au détriment des loisirs comme la baignade. Les promeneurs des bords de Marne sont moins réticents aux aménagements pour la baignade, mais ne souhaitent pas y voir venir le « grand brouhaha » de Paris Plages.

Cependant, si l'installation de la baignade estivale était décidée, les riverains pensent que les principaux problèmes à vaincre seraient l'amélioration de la qualité et ensuite la gestion des conflits d'usage, pouvant aller d'une gêne de la navigation (bassin de la Villette, bords de Marne) jusqu'aux nuisances sonores et à la pollution dues à la fréquentation des baigneurs (bords de Marne, lac Daumesnil).

En somme

On peut déduire des résultats ébauchés ci-dessus qu'il est difficile de tirer une conclusion simple d'un désir de baignade qui apparaît fortement influencé par les lieux mêmes et le vécu de chacun. L'absence du désir pourrait éventuellement indiquer une évolution des perceptions, des habitudes et pratiques des riverains au cours du temps. Une grande partie de la population n'a pas connu les bains et les guinguettes de la Marne ou de la Seine et s'est habituée aux dispositifs plus sécurisés des piscines couvertes. Cependant l'envie de baignade en eau libre existe, à condition d'être éveillée par la mise en place des dispositifs garantissant la sécurité du baigneur. Aujourd'hui, cinq ans après cette première enquête, le désir de baignade pourrait être déjà plus fort, impulsé non seulement par les multiples baignades sauvages pendant les canicules estivales de ces dernières années, mais aussi par l'institutionnalisation des baignades dans les cours d'eau comme à la Villette ou dans la Marne. En 2022, cinq points de baignade dans la Marne francilienne pourraient être autorisés³⁰.

³⁰ http://www.eau-seine-normandie.fr/Marnevive_CC_octobre_2019

4.2.3 LE ROLE DU TERRITOIRE DANS LA PERCEPTION DE LA TRAME VERTE ET BLEUE

Martin Seidl et Tristan Bucourt

Références (Seidl and Bucourt, 2020)

Le contexte francilien

Dans le contexte du changement climatique, les collectivités territoriales se préparent à une fréquence plus élevée des phénomènes météorologiques extrêmes, comme les orages et les sécheresses avec un rallongement des périodes de gel et de fortes chaleurs (ONERC, 2018). Ces événements se cumulent avec les enjeux intrinsèques du système urbain tels que l'artificialisation³¹ des sols, l'étalement urbain et les tensions sociales dues aux changements socio-économiques. Ainsi les enjeux des espaces verts urbains, autrefois exclusivement posés pour l'amélioration du cadre de vie (Mathieu, 1996) reçoivent aujourd'hui une attention accrue en tant que moyens d'atténuer les impacts des changements globaux pour les citoyens (Welsh and Mooney, 2014). Depuis le Grenelle de l'environnement (Legifrance, 2009) la biodiversité en ville est devenue un argument centrale de l'aménagement urbain motivant la mise en place des politiques de trames vertes et bleues (TVB). La TVB peut être définie comme un réseau (écologique) constitué d'espaces naturels terrestres et aquatiques en relation les uns avec les autres et formant une « continuité écologique ». En ville, la TVB se traduit par la présence d'éléments naturels observables par chacun de nous, tels les parcs, jardins, arbres d'alignement, ronds-points végétalisés, plans d'eau, etc.

Les politiques de trame verte et bleue mises en place avec un succès mitigé (RF, 2019) se sont limitées à la biodiversité et ont laissé entièrement de côté d'autres fonctions écosystémiques, parfois même plus importantes, telles que la gestion des eaux pluviales et la régénération du cadre de vie (Musy and Collectif, 2014; Seidl and Saifane, 2018). Les territoires, particulièrement les centres urbains denses, connaissent en été des canicules aggravées par l'effet des îlots de chaleur urbains. La ville et notamment son bâti, capte la chaleur en journée et la restitue la nuit, ce qui ne permet pas aux habitants de bénéficier du rafraîchissement nocturne. Les espaces verts offrent de l'ombre et de l'humidité en journée permettant de réduire la diffusion de chaleur la nuit. La qualité de l'atmosphère urbaine est, elle aussi, améliorée par la présence des espaces verts en captant les polluants, humidifiant l'air et produisant de l'oxygène. Par ailleurs, la TVB permet de restaurer le cycle de l'eau en offrant des zones d'infiltration et d'évapotranspiration (Seidl and Barroca, 2016). La restauration du cycle naturel de l'eau par l'aménagement de zones vertes aide à réduire le ruissellement urbain et par conséquent diminuer les risques d'inondation des zones urbaines en aval. Enfin, la TVB améliore le cadre de vie des citoyens en offrant des lieux de repos, de loisirs et de rencontres pour les habitants et en favorisant la proximité avec la nature (Blanc, Cohen and Glatron, 2007). La présence de la nature dans l'espace urbain a un impact à la fois sur la santé physique (Takano, Nakamura and Watanabe, 2002) et psychologique (Fuller *et al.*, 2007). Par ses nombreux services et l'appréciation positive que les habitants portent aux espaces naturels et plans d'eau en ville, la TVB est devenue un objet d'étude multidisciplinaire, désormais incontournable dans l'aménagement urbain d'aujourd'hui.

Des travaux antérieurs (Blanc, Glatron and Schmitt, 2012; Grésillon *et al.*, 2012) montrent que les différentes perceptions de la TVB ne s'expliquent pas uniquement par les caractéristiques socio-économiques des personnes interrogées (âge, sexe, situation socioprofessionnelle, etc.),

³¹ Transformation d'un sol à caractère agricole, naturel ou forestier par des actions d'aménagement, pouvant entraîner son imperméabilisation totale ou partielle.
<https://www.insee.fr/fr/metadonnees/definition/c2190>

mais aussi par la pratique du territoire qu'ils habitent. Nos travaux proposent ainsi d'évaluer la relation entre territoire et perception de la trame verte et bleue en la cartographiant sur des terrains franciliens sensiblement différents dans leur rapport entre minéral et végétal.

L'approche quali-quantitative de l'aménagement et son appropriation par ses habitants

Les sites étudiés. L'étude s'appuie sur trois territoires de l'Est parisien, sélectionnés pour la place marquée faite à la TVB afin d'évaluer le rapport au territoire à travers l'appropriation de la TVB (Glatron, Grésillon and Blanc, 2012). Il s'agit d'un quartier récent à Noisy-le-Grand (93) avec une TVB prononcée destinée en premier lieu à la gestion du ruissellement urbain (CG93, 2010), d'un quartier ancien en rénovation urbaine en bord de Seine à Vitry-sur-Seine (94) et d'un quartier du 12^e arrondissement de Paris (75) sans évolution urbaine notable depuis plus d'un demi-siècle (cf. Figure 1). Noisy-le-Grand et Paris sont les deux opposés en termes de présence de la TVB et d'habitat et seront analysés de manière approfondie.

Noisy-le-Grand est une des plus grandes communes du département de Seine-Saint-Denis avec environ 70 000 habitants, situés à 15 kilomètres à l'est de Paris. Elle est bordée au nord par la rivière Marne dont les berges sont aménagées en promenade. Le quartier de l'étude Clos Saint-Vincent, est situé en hauteur à 15 minutes à pied des berges de la Marne, accolé au centre historique de la ville. Le quartier est essentiellement résidentiel et composé à 90 % de logements collectifs. Selon le recensement de l'INSEE (INSEE, 2013a) en 2012, on décompte 3 924 habitants (5260 hab/km²) essentiellement des jeunes actifs avec un revenu fiscal médian par ménage de 25 000 euros par an. Il s'agit d'un quartier privilégié sur un territoire contrasté où les habitants des zones prioritaires ont un revenu fiscal médian par unité de consommation (UC) de seulement 12 000 euros. Le chômage y est relativement faible avec un taux de 8 %. Le quartier a été réaménagé dans les années 2000 avec des techniques alternatives pour la gestion de l'eau de ruissellement en mettant en valeur l'eau dans la ville. Ainsi l'avenue centrale, Aristide Briand est composée d'un aménagement linéaire qui laisse s'écouler l'eau de pluie sous forme de cascades dans un canal de 5 mètres de large, végétalisée par une dizaine d'espèces. Le mail du Clos Saint-Vincent est un axe piéton entouré de noues et d'arbres, qui se termine sur une place avec un plein d'eau paysager, équipé d'une fontaine et servant comme bassin de stockage des eaux d'orage. Le quartier du Clos Saint-Vincent fait figure de modèle pour les techniques alternatives dans notre étude.

Le quartier étudié à Paris se situe dans le 12^e arrondissement entre la place de la Bastille, la gare de Lyon et la place de la Nation. Il se délimite par des axes routiers traversant avec au nord la rue du Faubourg Saint-Antoine, à l'ouest l'avenue Ledru-Rollin et au sud l'avenue Daumesnil. Le quartier dénombre 3 545 habitants (10 285 hab/km²), les revenus sont importants avec une médiane annuelle de 28 000 euros par ménage. Le taux de chômage est de l'ordre de 10 % tandis que la part de la population étrangère est 12 % (INSEE, 2013a). L'habitat est exclusivement collectif entre 4 et 6 étages, typique du Paris haussmannien. L'espace vert dans le tissu urbain est formalisé principalement par les arbres d'alignement des avenues Ledru-Rollin, Daumesnil et de Prague, soit environ un quart du linéaire. Néanmoins, s'y ajoutent deux îlots verts, constitués au nord par le square Baudelaire et au sud par le jardin Hector-Malot et la promenade de la Coulée verte René-Dumont, formant un corridor vert (Benghida and Benghida, 2017) le long de l'avenue Daumesnil, depuis Bastille jusqu'au bois de Vincennes.

Vitry-sur-Seine est une commune populaire au sud-est de Paris. Notre quartier d'étude est le Port-à-l'Anglais situé au nord de la commune et délimité, à l'est, par la Seine avec des berges partiellement non-aménagées. Le quartier compte 5 724 habitants/km², essentiellement des jeunes actifs, dont 23,6 % d'étrangers. Le taux de chômage est de 20 % et le revenu médian annuel par ménage est de 17 981 euros (INSEE, 2013a). Ainsi, au même titre que la commune, le quartier étudié est plutôt populaire. En bordure de la Seine, le quartier est soumis à un aléa fort de débordement des eaux avec les plus hautes eaux de la crue centennale de 1910 supérieures à 2 mètres par rapport au sol (DRIEE, 2016). La zone est principalement résidentielle avec de l'ancien habitat individuel au sud et de l'habitat neuf, collectif au nord. Le complexe situé au nord est issu d'un programme de rénovation urbaine avec des bâtiments récents, respectant les préconisations du PPRI et une meilleure prise en compte des espaces verts dans l'espace public et privé.

Caractérisation de la perception. Pour comprendre la perception et l'appropriation de la TVB³² par les habitants vivant dans des contextes urbains variés et observer comment le territoire influence leurs représentations et pratiques des groupes représentatifs du contexte social des sites d'études ont été interrogés *in situ* à l'aide d'un questionnaire. Les questions étaient formulées dans le langage courant, évitant des formulations trop scientifiques pour s'assurer d'une bonne compréhension (Lizet, Wolf and Celecia, 1997; Buijs, Pedroli and Luginbühl, 2006; Goeldner-Gianella and A.-I., 2010). L'enquête réalisée se divise en trois parties, la première se composant de questions portant sur la perception de la TVB et la seconde se composant d'une carte participative cherchant à relier l'enquêté aux lieux qui favorisent son cadre de vie, les lieux dont ils souhaiteraient voir améliorée la densité verte, mais également les rues arborées qu'ils ont identifiées dans leur quartier. La partie finale de l'enquête collecte les données socio-économiques des enquêtés.

Sur chaque territoire, entre 30 et 50 habitants sont interrogés à trois endroits différents dans l'après-midi, les journées de la semaine, par différents enquêteurs. Les habitants sont interrogés sur la présence des composantes de la TVB dans le quartier pour connaître, d'une part, leur perception de l'existant et, d'autre part, l'importance qu'ils accordent à ces éléments pour leur cadre de vie. Les questions utilisées sont fermées en utilisant des échelles d'intensité. Le traitement statistique et notamment l'analyse des composantes principales ont été effectués avec le logiciel Sphinx iQ 2 (Ganassali, 2014; Sphinx, 2015).

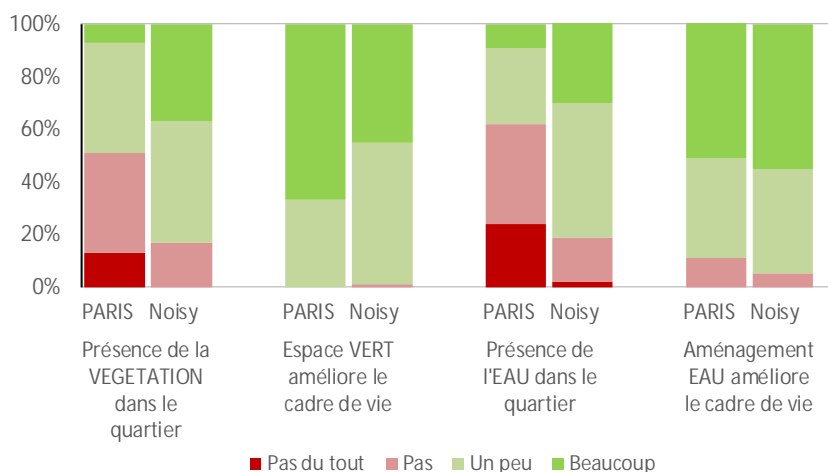
Pour évaluer la pratique du territoire (Friedberg, 1997) il a été demandé aux enquêtés d'identifier sur la carte du quartier leur lieu d'habitation et le trajet privilégié du domicile - lieu de travail. La connaissance des espaces verts était évaluée par le marquage des rues arborées et des parcs du quartier. Afin de visualiser si les espaces verts étaient privilégiés, les habitants devaient également marquer les lieux qu'ils fréquentaient le plus. Au final, l'enquête faisait appel au désir de changement et à la capacité d'aménager en demandant les lieux minéralisés qu'on aimerait voir enrichis par des éléments de la trame verte et bleue.

³² Ici définie comme un ensemble des espaces verts et plans d'eau dans un périmètre urbain donnée

La perception et les pratiques des espaces verts et bleus

Lorsqu'on compare Paris et Noisy-le-Grand sur la présence des éléments verts et bleus (cf. Figure 59), on constate une grande carence à Paris où les deux catégories sont perçues par la moitié des interrogés comme peu présentes, voire absentes. À Noisy-le-Grand ces éléments sont perçus comme présents ou très présents par la majorité des personnes enquêtées (80 %). Sur les deux territoires, la perception des espaces verts est à chaque fois légèrement plus prononcée que celle de l'eau.

Figure 59 : Perception de la TVB à Paris (quartier place d'Aligre) et à Noisy-le-Grand (quartier Clos Saint-Vincent). Réponses standardisées.



Cette absence des éléments naturels à Paris, perçue et, comme on va le voir plus loin, aussi réelle, se traduit par l'importance que les habitants portent à ces éléments. Pour les Parisiens la TVB, perçue comme un ensemble d'espaces verts, a une grande importance et contribue positivement (30 %) jusqu'à très positivement (70 %) à leur cadre de vie. Il semble que les espaces verts sont « indissociables » d'un cadre de vie urbain agréable. La vision de l'eau est moins positive, la majorité l'indique comme importante, voire très importante, pour leurs cadres de vie et 7 % estiment même que la présence de l'eau a une influence négative sur leur cadre de vie. À Noisy-le-Grand, les éléments naturels sont beaucoup plus présents et ressentis ; cependant, malgré cette présence significativement plus élevée à Noisy qu'à Paris, leur importance pour le cadre de vie reste presque la même. Une meilleure proximité de la TVB stimulerait ainsi sa valorisation. À Noisy-le-Grand le cours d'eau est perçu comme un espace de loisirs alors qu'à Vitry-sur-Seine il est perçu comme un axe de transport et une source de danger. Cette différence d'appréciation de la part des habitants reflète probablement la différence de l'aménagement des berges des cours d'eau. À Noisy-le-Grand, la Marne est aménagée en promenade alors qu'à Vitry-sur-Seine, la Seine est utilisée par les industriels et les berges ne sont pas accessibles. À Paris, les berges de Seine ont les deux apparences. Dans les deux cas les interrogés les connaissent malgré leurs absences dans le quartier.

Lien entre les trames vertes et bleues. Les deux territoires peuvent se lire à travers les réponses des enquêtés. Ainsi, Paris se caractérise par une végétation et des espaces en eau peu présents bien que ces éléments contribuent beaucoup au cadre de vie. L'eau de pluie y est ainsi considérée comme un don de la nature. En revanche, Noisy-le-Grand qui se distingue par une végétation très présente et appréciée, la pluie est perçue comme une incommodité, probablement du fait de la mise en eau du bassin de rétention paysager du Jardin des Artistes et de la place Claire Fontaine lors de fortes pluies. Bien que l'eau soit présente et appréciée dans

un cadre paysager, elle incommode quand elle rend plus difficile le trajet domicile-travail, qui est bien plus long à Noisy qu'à Paris. Il est peu probable que la courte mise en eau du bassin de rétention pendant la pluie modifie la perception.

L'analyse en composantes principales (ACP) de l'ensemble des réponses au questionnaire permet de faire ressortir un certain nombre de relations plausibles. Dans la Figure 60 ci-dessous on propose une représentation graphique des liens les plus pertinents. Les questions citées ont pu être répondues avec deux graduations positives et négatives.

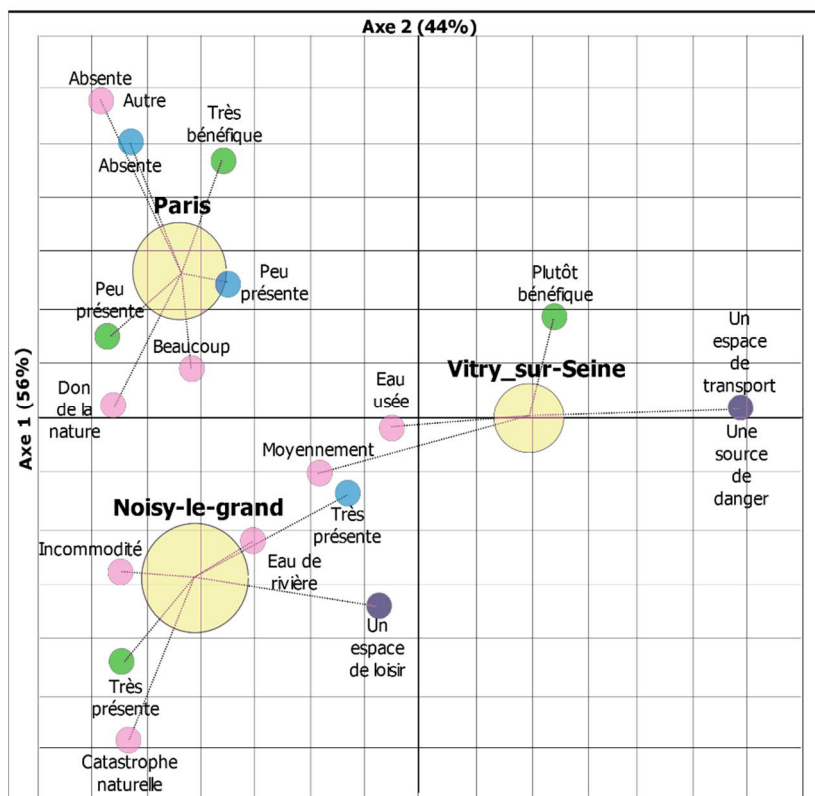


Figure 60 : Analyse multiple des composantes principales de la perception de l'eau et de la TVB sur les trois territoires utilisant les questions suivantes :

- Q2 : Aménagements verts et cadre de vie,
 - Q3 : Présence de végétation (vert),
 - Q5 : Présence de l'eau (bleu),
 - Q6 : Aménagements en eau et cadre de vie,
 - Q7 : Qualité de l'eau de pluie,
 - Q8 : Perception de l'eau de pluie
 - Q9 : Perception de la Seine /la Marne (violet).
- © Tristan Bucourt

Des résultats (Q2 vs Q6), on peut déduire que plus les aménagements verts sont importants pour les personnes interrogées, plus les aménagements en eau le sont également. On voit également (Q2 vs Q8 et Q9) que plus les aménagements verts favorisent le cadre de vie des personnes, plus l'eau de pluie est qualifiée de « don de la nature ». Au contraire, celles pour qui les aménagements verts sont « moyennement » importants pour leur cadre de vie qualifient davantage l'eau comme une « incommodité ». De la même manière, plus les aménagements verts favorisent le cadre de vie, plus le cours d'eau est vu comme « un espace de loisirs ». En revanche les personnes pour qui les aménagements verts ne sont que « moyennement » importants pour leur cadre de vie ont une vision du cours d'eau plus dégradée et perçoivent la Seine ou la Marne comme une infrastructure de transport et non pas comme un espace de loisirs.

Les interrogés qui estiment la végétation très présente dans leurs quartiers (Q3 vs Q5) ont également estimé que l'eau y était très présente. Cette catégorie estime par ailleurs que les aménagements en eau améliorent « beaucoup » leur cadre de vie (Q3 vs Q5 et Q6). De l'autre

côté, les personnes qui estiment l'eau « absente » dans leur quartier considèrent que les aménagements en eau ne contribuent « pas du tout » à leur cadre de vie. Par ailleurs, les habitants estimant l'eau « très présente » dans leur quartier comparent l'eau de pluie à de « l'eau potable ». Par contre, ceux qui estiment l'eau « absente » de leur quartier comparent l'eau de pluie à de « l'eau usée ».

La perception de qualité de l'eau de pluie est influencée par ce qu'évoque l'eau de pluie pour les personnes (Q7 vs Q8). Celles qui ont répondu que l'eau de pluie leur évoquait « un don de la nature » ont majoritairement répondu que la qualité de l'eau de pluie est comparable à de « l'eau potable ». De même, celles qui voient l'eau de pluie comme une incommodité ont une perception de qualité de l'eau comme de « l'eau de rivière » et de « l'eau usée ». Les travaux de recherche (Bressy, 2010; Chocat, 2014) montrent que, du fait de sa « transparence », l'eau de pluie peut être comparée à de l'eau potable à la sortie des toitures, mais elle est à de l'eau usée une fois qu'elle a ruisselé sur la chaussée. Le don de la nature serait ainsi associé à la réutilisation et à l'arrosage et l'incommodité au ruissellement et aux chaussures et vêtements mouillés.

Il semblerait également que la sensibilité aux espaces verts influe également sur la perception des espaces en eau. Les personnes ayant répondu que les espaces verts étaient importants pour leur cadre de vie considèrent l'eau de pluie comme un don de la nature et leur cours d'eau comme un espace de loisirs. Il semblerait en outre que la perception de la présence d'eau dans un quartier sensibilise les habitants à la qualité de l'eau de pluie, considérée comme potable, et qu'elle joue également un rôle sur l'attention portée aux aménagements en eau qu'ils qualifient dès lors de « très importants » pour leur cadre de vie. En revanche, les habitants ne percevant pas l'eau dans leur quartier, estiment que les aménagements urbains intégrant l'eau n'ont que peu d'impacts positifs sur le cadre de vie. Ils considèrent en outre que l'eau de pluie est impropre à la consommation et semblable à de l'eau usée.

La pratique du territoire. Les représentations cartographiques ci-dessus (Figure 61), issues des propositions libres des habitants, nous permettent d'observer la pratique spatiale de chaque habitant et la représentation qu'il se fait de son quartier. Les cartes visualisent la zone la plus appréciée par les interrogés et les points à améliorer.

La cartographie permet d'identifier un certain nombre de points de consensus relatifs au « meilleur cadre de vie » que pour le cadre de vie à améliorer. Ainsi, à Paris, le Jardin Baudelaire est très « connecté » et apprécié par près de 20 % des habitants. Il s'agit d'un square avec des jeux d'enfants et des arbres hauts et larges qui créent une ambiance ombragée en son sein. Ce lieu est le plus cité, d'une part, pour son cadre végétal, unique dans un quartier minéral, mais aussi pour sa fonction sociale. D'autres points verts du quartier cités sont la Coulée verte, un ancien chemin de fer transformé en une promenade verte, et la rue de Prague, la rue la plus verte du quartier avec des alignements de grands arbres de chaque côté. Paradoxalement, la place d'Aligre concentre également l'intérêt de 15 % des personnes interrogées. La place est en grande partie minérale malgré quelques arbres récents et chétifs, mais présente en son centre un ancien marché couvert formant un carrefour économique et social du quartier, ce qui peut expliquer son bon score malgré le manque d'espace vert.

À Noisy-le-Grand, les espaces les plus verts ressortent nettement des autres dans leur contribution au cadre de vie. On retrouve un petit lac (Mares Dimanches) en bordure sud du quartier étudié qui est plébiscité par les habitants en étant le plus cité. Vient ensuite le Jardin

des Artistes qui est le principal espace vert du quartier et qui contient un bassin de rétention enherbé en son centre pour la rétention des eaux pluviales. Enfin, l'avenue Aristide Briand est tout aussi mentionnée par les personnes interrogées que le jardin. Cette avenue contient en son centre une rigole faisant ruisseler de l'eau jusqu'à une fontaine située devant la mairie et longée d'une promenade arborée avec des bancs. Sur ce site d'étude, les espaces verts aménagés par la ville ont été très valorisés dans les réponses des personnes interrogées. Ainsi, peu d'entre elles ont su répondre lorsqu'il leur a été demandé de placer sur la carte un lieu qu'elle souhaiterait améliorer. 10 % mentionnent la place du Marché, une grande place minérale aujourd'hui en travaux, et quelques rues sans végétation à l'exemple de l'avenue du Maréchal Joffre.

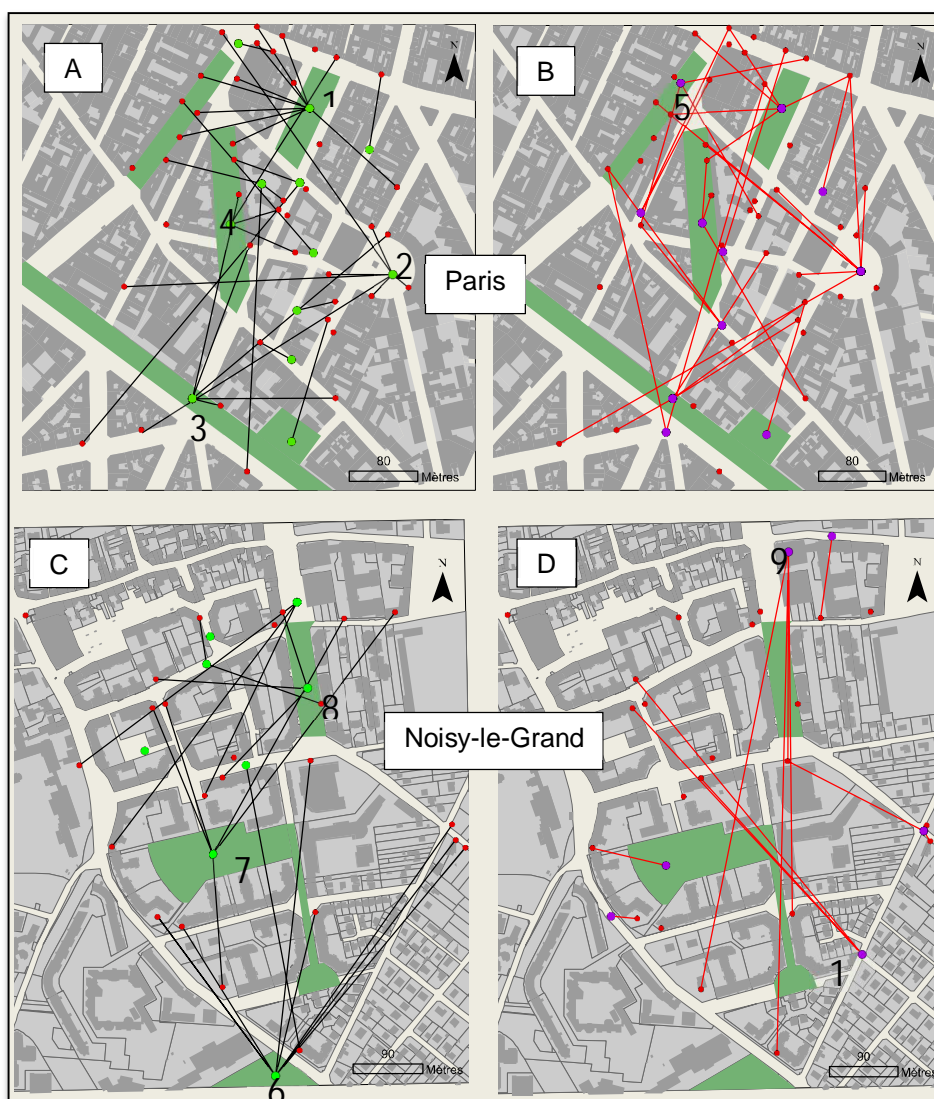


Figure 61. Cartes de perception : (A,C): les lignes noires relient le domicile de l'interrogées personnes interrogées (points rouges) aux points de cadre de vie élevé (points verts) ; (. B,C) les lignes rouges relient le domicile de l'interrogées personnes aux zones à améliorer (points violets). Paris : 1) Jardin Baudelaire, 2) Marché Beauvau (marché d'Aligre), 3) La Coulée verte René-Dumont, 4) Rue de Prague, 5) Avenue Ledru-Rollin. Noisy-le-Grand : 6) Mare aux Canards, 7) Jardin des Artistes, 8) Avenue Aristide Briand, 9) Place du Marché, 10) Avenue Maréchal Joffre. © Tristan Bucourt

Les cartes participatives (Figure 61) ont permis de mettre en exergue des différences notables entre Paris et Noisy-le-Grand faisant écho aux différences relevées lors des enquêtes. À Paris, les lieux contribuant au cadre de vie sont polymorphes : il s'agit de parcs, promenades, rues arborées, mais aussi d'une place plutôt minérale, celle du marché d'Aligre. Ici, les personnes interrogées suggèrent seulement d'améliorer « encore plus » des endroits déjà fréquentés pour le « bon cadre de vie ». Il y a donc une demande de la part des habitants d'améliorer l'existant. En revanche, à Noisy-le-Grand, les lieux valorisés par les habitants sont principalement des aménagements de la TVB. L'existant semble convenir et l'amélioration demandée porte sur des lieux qui ne sont pas encore aménagés.

Proximité et perception. L'analyse des distances entre le lieu d'attache et les espaces verts du quartier donne quelques indices sur leur perception. Plus un habitant est proche du lieu qu'il considère comme un cadre de vie agréable, plus il trouve que la végétation est présente dans son quartier. Cependant, lorsqu'on regarde la relation entre les lieux de domicile et des éléments particuliers de la TVB observés, aucune relation significative ne ressort. En revanche, lorsque les mesures concernent les lieux renseignés par les habitants eux-mêmes comme un bon cadre de vie, une relation significative existe. L'explication la plus plausible est la « différence de poids » que la TVB a dans la définition du « bon » cadre de vie selon la perception de chacun. Certes, pour un certain nombre de personnes, les lieux préférentiels correspondent à des lieux verts et en eau, mais pour d'autres, il s'agit de places minérales ou de petites rues commerçantes dénuées de végétation mais disposant en revanche d'un attrait social. Toutefois, même pour ces habitants privilégiant des lieux minéraux, la végétation « doit » avoir une place importante dans leur quartier. La perception de la végétation est donc autant une variante de la présence réelle de l'élément que d'une satisfaction globale sur l'ambiance et l'aménagement du quartier, ces observations ont déjà relatées dans la littérature (Berry-Chikhaoui *et al.*, 2014)

En conclusion

La trame verte et bleue est souvent posée comme un projet cohérent, construit et structuré, mais il s'agit en réalité d'un ensemble d'espaces verts et de plans d'eau apparus au fur et à mesure de l'urbanisme et que les gestionnaires tentent aujourd'hui de « vendre » sous forme de couloirs « écologiques ». Le maintien de la biodiversité sert de lien pour assembler des morceaux d'espaces verts et de plans d'eau dans une approche territoriale cohérente. Le lien entre le vert et le bleu n'est ainsi manifeste ni dans la construction, ni dans la gestion de ces éléments qui incombent le plus souvent à des services distincts aux compétences différentes. La perception des habitants est ainsi à l'image de l'évolution de la trame.

Notre étude a porté sur des populations proches quant à leur profil socio-économique, mais différentes quant à l'intégration de la trame verte et bleue dans leur espace urbain. La satisfaction procurée par les espaces verts et bleus a été à l'image de leur présence effective sur les territoires, faible à Paris avec 8 % d'espaces verts, soit 2 m²/habitant, et élevée à Noisy-le-Grand avec 17 % d'espaces verts, soit 16 m²/habitant. Cependant, c'est sur la pratique de ces espaces que les visions des populations diffèrent. Les Parisiens ont une vision plus citadine que les Noiséens, indiquant en plus des espaces verts, les rues commerçantes comme des lieux contribuant au bon cadre de vie. On retrouve cette vision citadine dans la perception de l'eau, qui est vue par les Parisiens plus comme une contrainte que comme un point positif. Le rôle de territoire se reflète aussi dans la vision des aménagements possibles, les Parisiens voulant

améliorer davantage les espaces de « bon cadre de vie », tandis que les habitants de Noisy-le-Grand se satisfont de l'existant et souhaitent éventuellement investir de nouveaux lieux. Les résultats des deux territoires montrent que pour les habitants la présence de l'eau peut être moins valorisée que celle du vert dans un tissu urbain : soit elle est perçue négativement, soit elle joue un rôle moins important, même si un petit nombre de personnes y restent attachées. À la différence des espaces végétalisés, la présence de l'eau dans l'aménagement urbain ne va pas toujours de soi. Cependant les attentions au vert et au bleu semblent d'aller de pair : quand on est attentif au vert, on l'est aussi au bleu.

4.2.4 FICHE DE SYNTHÈSE EAU ET LES HABITANTS

PUBLICATIONS

- Seidl, M., et Carre, C. (2016). Les Franciliens et la baignade en eau naturelle, un désir oublié qui peut être réveillé. Revue ESPACES Tourisme et Loisirs, 333, novembre-décembre 2016, pp. 78-82. <https://www.tourisme-espaces.com>
- Seidl, M., & Bucourt, T. (2020). Chap 14. Le rôle du territoire dans la perception de la trame verte et bleue par ses habitants. L'exemple de l'Est parisien. In: *Aménager la ville avec l'eau, pour une meilleure résilience face aux changements globaux* (pp. 267-283). Presses des Ponts et Chaussées. <https://www.presses-des-ponts.fr/notre-librairie/373-amenager-la-ville-avec-leau-pour-une-meilleure-resilience-face-aux-changements-globaux.html>

CONTEXTE

- PÉRIODE : 2008-2013
- CADRE : projets [PICRI Réinventer l'eau en ville](#)
- PARTENAIRES : ENPC, UMLV, Association H2O, Association 4D
- FINANCEMENT : Région Île-de-France, 150 000 euros
- RESPONSABILITÉS : Direction scientifique et administrative du projet, organisation des campagnes d'enquêtes et d'entretiens, analyse et interprétation des données, valorisation des résultats sous forme d'un ouvrage collectif
- ENCADREMENT : Tristan Buccourt, Master 2 GCRN Université Paris Diderot ; Amira Khenassa, Master 2 Géorisques Université Paris-Est Marne-la-Vallée

4.3 Conclusions 4

L'étude du RENP parisien révèle les multiples rôles, parfois contradictoires, qu'endossent la Mairie de Paris et ses directions respectives dans la gestion du réseau d'ENP, passant d'autorité organisatrice à principal usager. Le bilan des besoins en eau de la ville met en lumière l'importance des différents usages de la ville dont une majorité ne nécessite pas la qualité de l'eau potable. Avec des besoins municipaux en eau non potable de l'ordre de 100 L/hab/j, les besoins de la ville sont proches des besoins domestiques établis à 162L/hab/j³³ (CRC IDF, 2017), l'entretien de l'espace public exigeant de fait presque autant de volumes que ceux consommés individuellement par les habitants. La demande est relativement stable. Cependant l'offre diminuera, principalement pour l'eau non potable suite à la redistribution des ressources en amont et pour les deux ressources notamment en été suite à la baisse des précipitations estivales (Soubeyroux, Bernu and Et al., 2020; Hempelmann and Cauchy, 2021). Bien que les précipitations annuelles augmenteront, l'augmentation se fera principalement en hiver. La fréquence des canicules et donc de demande en eau augmentera, comme en témoignent les Restrictions des usages de l'eau en période de sécheresse plus en plus récurrente (SDES and OFB, 2020). Un réseau d'eau non potable comme celui de Paris pourrait ainsi diminuer sa vulnérabilité de la ville et améliorer la résilience en collectant et redistribuant des ressources disponibles telles que l'eau d'exhaure. L'utilisation de ressources secondaires exige cependant l'adaptation du réseau d'eau non potable existant et des usages en fait. Les travaux de recherche sur les enjeux sanitaires de nettoyage urbain montrent que les risques de son utilisation sont restreints et qu'ils pourraient être diminués en adaptant les pratiques. Une meilleure évaluation de risques potentiels de l'utilisation de l'ENP pourrait améliorer son acceptation notamment par le gestionnaire et ouvrir une voie pour l'optimisation du réseau, le citoyen l'a ayant déjà adopté.

Le RENP apporte en outre des économies des ressources aussi des bénéfiques au cadre de vie des citoyens avec ses plans d'eau et des espaces verts bien entretenus. Cependant le cadre de vie ne se restreint pas aux jardins et bassins d'agrément, la trame verte et bleue urbaine, mais dépend du contexte géographique et socio-économique des habitants. L'attachement des hyper urbains à la trame verte et bleue ressort presque aussi fort que leur attachement à d'autres commodités comme les commerces de proximité. Le désir de la nature et des loisirs aquatiques évolue avec le temps et avec la perception des riverains. Une grande partie de la population n'a pas connu les bains et les guinguettes de la Marne ou de la Seine et s'est habituée aux dispositifs plus sécurisés des piscines couvertes. Cependant l'envie de baignade en eau libre existe, et dépend bien plus de la perception de la qualité du plan d'eau de baignade que de la présence de surveillance ou l'existence de réglementation contraignante. Le gestionnaire, législateur devrait ainsi s'efforcer pour être plus à l'écoute des besoins, voire des désirs de la population pour profiter du potentiel que l'eau et les espaces verts en ville offrent. La résilience de la ville et de ses habitants en ressortira renforcée.

³³ Volume distribué sur nombre de personnes desservies, chiffre EDP, 2017.



Puit de relevage des eaux d'exhaure au sous-sol du CNAM à Paris. Martin Seidl 2015.

5 LA PERSPECTIVE, CLOSING THE LOOP

La littérature emploie de différents termes pour s'interroger sur le cycle urbain de l'eau et en général sur le rôle joué par l'eau dans l'espace urbain. On trouve³⁴ ainsi le terme « water sustainable city » devant celui de « water sensitive city » et celui de « water resilient city ». Le premier terme est principalement popularisé par les chercheurs chinois, les deux autres principalement par le monde anglo-saxon. Sur le fond de changement climatique, deux approches se dessinent, une approche fondamentale basée sur l'empreinte de la ville sur son écosystème (Fialkiewicz *et al.*, 2013) au sens de la soutenabilité et une approche fondée sur la résilience urbaine (Meerow, Newell and Stults, 2016). Étant donné que l'eau forme la principale composante du métabolisme urbain (Kennedy, Cuddihy and Engel-Yan, 2007) un large consensus scientifique apparut sur la nécessité d'une approche intégrée de l'eau en ville pour améliorer sa gestion face aux multiples changements.

Le concept qui nous paraît le plus exhaustif est celui de la ville sensible à l'eau (WSUD) (City of Melbourne, 2009; Hoyer *et al.*, 2011; Morgan, 2013; MW, 2013). Il s'agit d'un concept récent (Rogers *et al.*, 2020) qui vise à minimiser les impacts hydrologiques du développement urbain sur son environnement. En pratique, il intègre la gestion des eaux pluviales, de l'approvisionnement en eau souterraine et des eaux usées afin de maintenir le comportement naturel des bassins versants (compenser l'imperméabilisation), protéger la qualité des milieux aquatiques (prévenir la pollution), minimiser les échanges hydriques avec l'environnement naturel (minimiser les prélèvements pour l'eau potable et les rejets des eaux usées) et intégrer l'eau dans le paysage urbain (améliorer le cadre et la qualité de vie).

Ces approches ont été adoptées par l'Organisation des Nations Unies en 2015 sous forme du 11e objectif du développement soutenable « Faire en sorte que les villes et les établissements humains soient ouverts à tous, sûrs, résilients et durables ». L'Association internationale pour l'eau, l'IWA, a par la suite élaboré les principes pour les villes « Eau-Responsables » (IWA and ASTEE, 2016).

On voit ainsi émerger depuis les années 2000 un intérêt général croissant pour l'eau en ville, lié principalement aux changements climatiques, avec l'apparition du concept de la ville éponge, appliqué majoritairement aux questions des inondations urbaines en Asie et introduit récemment en Chine sous l'impulsion des politiques gouvernementales (Yawen *et al.*, 2020). Les inondations récentes de la « ville modèle » (Jing, 2019), montrent cependant que la solution ne peut pas être uniquement technique, mais qu'elle exige également un changement plus profond et structurel des comportements en amont.

Le dernier concept qui nous paraît important mentionner ici, très en lien avec la gestion du ruissellement en amont et le WSUD est la notion des solutions fondées sur la nature. On peut postuler que l'homme n'a jamais rien inventé, mais qu'il a appris à observer la nature et détourner des processus y existant à son avantage voire au-delà. Cependant aujourd'hui il faut évoluer du maître de la nature, décrit par Descartes (Iyongo, 2017) à celui qui lui apporte respect et qui lui accorde ses droits. Les solutions fondées sur la nature (SfN) font couler beaucoup d'encre (UICN, OFB, ONERC ...), principalement dans la lutte contre les inondations et

³⁴ Analyse des références bibliographiques de la base Scopus le 30/1/2022

les îlots de chaleur. UICN (UICN, 2020) va cependant bien au-delà de la trame verte et bleue en mettant en avant les nombreuses fonctions naturelles, dites « écosystémiques ». La construction d'infrastructures bleues-vertes multifonctionnelles apporte de nombreux co-bénéfices pour la collecte et traitement des eaux urbaines, mais aussi pour les espaces paysagers participant à l'amélioration du cadre de vie en ville. Le concept SfN promu depuis 2009 plutôt à l'échelle de territoire peut s'appliquer également en hydrologie urbaine sous la forme des toitures végétalisées, des noues, des pieds d'arbres filtrants ou des filtres plantés, un ensemble de solutions qu'on pourrait caractériser comme biofiltres. Les zones d'épandage de l'ANC ou le sol urbain des friches industrielles pourraient, par leur fonctionnement, rentrer dans la même catégorie. Ces dispositifs ont la capacité de retenir l'eau, de ralentir son écoulement et d'en extraire des particules grossières. Parfois, comme dans le cas du sol de l'ANC, le filtre a la capacité de retenir même des bactéries ou des micropolluants dissous. Le contact prolongé avec l'eau peut cependant engendrer la dissolution de l'existant et conduire au relargage comme dans le cas de toiture végétalisée ou des friches industrielles.

Les deux derniers paragraphes exposeront l'évolution de mes questionnements et la recherche des concepts en hydrologie urbaine avec des possibles voies qui pourraient contribuer à moyen terme à la mise en place des villes plus soucieuses de leurs eaux.

5.1 Le chemin parcouru

Le monde de l'hydrologie urbaine et notamment de l'interaction entre la ville et l'eau est bien résumé par Chocat (Chocat, 1997) et par Carré (Carré and Deutsch, 2015) dans le schème ci-dessous (Figure 62), montrant comment l'urbanisation crée par multiples voies des déséquilibres dans son bassin versant dont elle ne peut pas se passer. Mon parcours de recherche a traversé une grande partie de ces compartiments au travers d'une approche par objets avant d'évoluer vers une approche pluridisciplinaire mélangeant plusieurs objets sociotechniques à de multiples échelles spatiales.

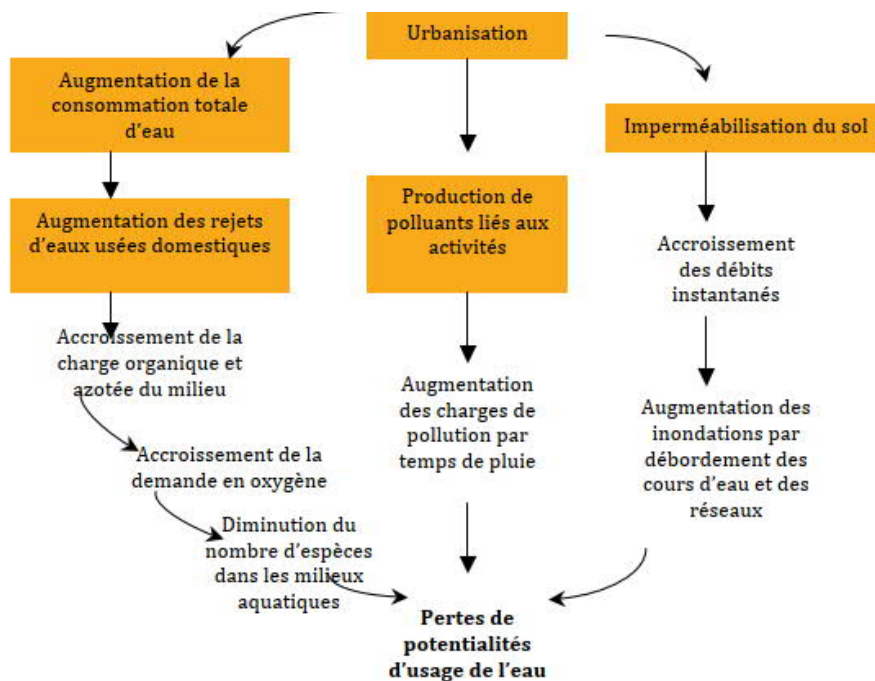


Figure 62 : Les perturbations des petit et grand cycles de l'eau par l'urbanisation (Carré and Deutsch, 2015)

Le temps de mon doctorat, j'ai d'abord perçu les rejets urbains par temps de pluie comme un problème d'impact local éco(toxico)logique et me suis questionné sur les mécanismes au niveau moléculaires et cellulaires sans me soucier des compartiments adjacents. Certes étudier les enjeux de production primaire dans un système hydrologique urbain complexe, partant de l'échelle de l'organisme en allant jusqu'à l'unité fonctionnelle est gratifiant, mais ne reste qu'un petit bout de chemin à l'échelle d'un hydrosystème global et des enjeux planétaires. Mon premier voyage d'études en Amérique latine m'a fait prendre conscience des limites de cette approche à l'échelle plus globale, dans un contexte géographique où l'accès à l'eau et l'assainissement pouvait devenir une préoccupation quotidienne. Étudier l'impact des xénobiotiques paraît justifiable, mais faut-il vraiment savoir quel degré de nocivité aura un produit de synthèse, introduit en quantité importante dans l'environnement, si par principe de sa conception on sait qu'il produira des effets indésirables ? Des pesticides sont même fait pour. Pourquoi ne pas appliquer le principe de précaution aussi à la nature ? Faut-il un statut juridique à la nature³⁵ pour qu'elle reprenne ses droits, ou peut-on y arriver par la formation et transformation de la société ? Cependant, certains nombres des composés sont inhérents au fonctionnement biologique de l'homme comme l'azote et le phosphore et leur échange avec l'environnement est indispensable. Comme on a vu précédemment (§3.2 traiter les eaux usées) l'une des fonctions de l'assainissement est la réduction des charges en nutriments trop importantes. Cette réduction peut avoir lieu par élimination ou par récupération, ce dernier pouvant s'opérer à l'entrée ou à la sortie du cycle urbain de l'eau. Dans mes travaux en Afrique je me suis posé la question de l'efficacité de la récupération a posteriori à la sortie du système, dans l'objectif de contribuer au financement du traitement. L'assainissement est toujours vu comme le parent pauvre de l'approvisionnement, cependant la transformation de déchets en ressource pourrait permettre un rééquilibrage, un euro investi dans l'assainissement ayant un impact positif sur la santé des populations plus important qu'un investissement équivalent dans

³⁵ <https://www.revuedesjuristesdesciencespo.com/index.php/2021/06/08/les-droits-de-la-nature-un-changement-de-paradigme/>

l'approvisionnement. Vingt ans plus tard, notre vision et nos questionnements ont évolué sous l'impact de la démographie, de l'épuisement des ressources naturelles et des savoirs collectifs acquis. La récupération est devenue un enjeu vital, non seulement pour les nutriments, mais aussi pour l'eau. Ce que j'avais perçu comme une logique locale, induit par la nécessité sociogéographique, fait partie aujourd'hui d'un concept global, non seulement sur le plan de cycles des nutriments, mais également de leurs croisements, le water-food-energy nexus (WEF) (Figure 63). Le concept de WEF telle que défini par la FAO (FAO, 2014), où la sécurité hydrique, énergétique et alimentaire sont très liées, parle des équilibres productifs avec des entrants la terre, l'eau, l'énergie, le capital et le travail. Ce concept, me paraît aujourd'hui évident pour le lagunage connecté avec l'agriculture urbaine, qui permet de traiter, recycler et valoriser de nutriments et l'eau avec très peu d'effort énergétique. Les traitements intensifs actuels apparaissent ainsi comme un gaspillage évident des ressources naturelles. Au vu de ce concept, les travaux sur les ressources alternatives et les cycles courts d'eau apparaissent comme un chemin logique, où l'on se pose la question plutôt sur le non-traitement et l'utilisation à l'état brut que sur l'efficacité d'un procédé spécifique. Le questionnement passe du domaine technique au domaine sociotechnique, à l'interaction homme-machine qui ne se fait pas sans adaptations mutuelles. Faut-il vraiment arrêter la machine par précaution et suspendre l'utilisation d'eau non potable pour arrosage urbain ou simplement réapprendre de se nettoyer les mains avant de manger pendant le pique-nique et accepter que le risque zéro n'existe pas ? La concentration de la population et l'avenant des multiples (res)ources rend les réseaux indispensables, mais par là également la réutilisation.

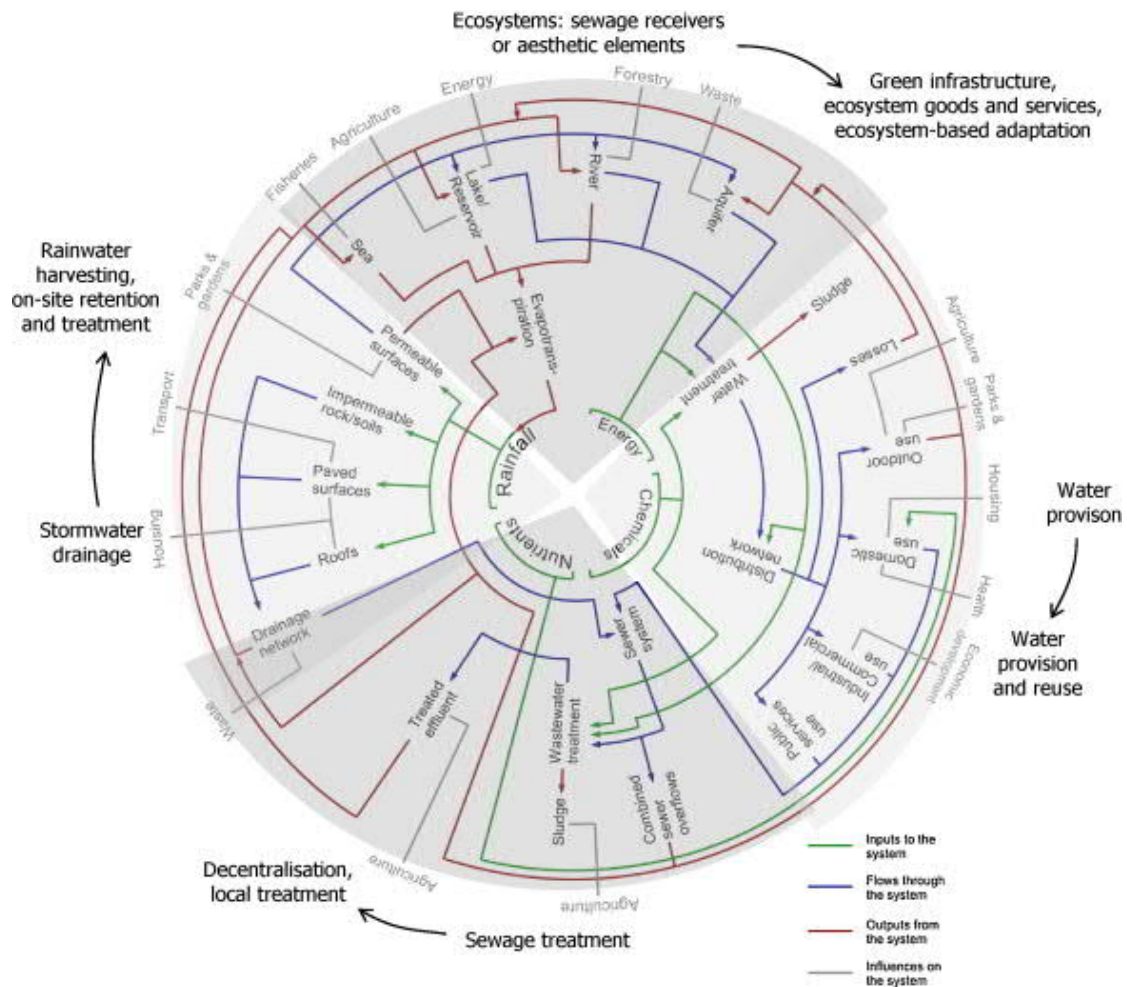


Figure 63 : Les perturbations du petit et du grand cycle de l'eau, vers un changement du paradigme dans la gestion du cycle de l'eau en milieu urbain, conduisant à l'intégration des éléments naturels et techniques. Les flèches montrent les changements dans les approches des quatre secteurs clés de la gestion intégrée des ressources en eau en milieu urbain : approvisionnement en eau, traitement des eaux usées, contrôle des eaux pluviales et gestion des écosystèmes aquatiques (Wagner and Breil, 2013). Schéma (Philip, 2011) basé sur les publications du projet SWITCH (cf §3.1.2).

Le nexus WEF s'applique cependant moins bien au ruissellement urbain. Certes dans une maison individuelle on peut collecter les eaux pluviales pour arroser le potager de son jardin et économiser l'eau et l'énergie, mais en ville il n'y en aurait pas pour tout le monde. Néanmoins on trouvera cette démarche, mais que partiellement, sous forme de lien entre le ruissellement et son traitement amont, qui aura une empreinte énergétique et environnementale plus faible qu'un système de réseau centralisé.

L'approche WSUD, qui inclut les SfN, correspond le mieux à ma démarche actuelle qui repose sur deux thématiques i) la gestion des eaux pluviales en amont avec intégration dans le paysage urbain par biais des ouvrages biofiltrants multifonctionnels et ii) les circuits courts de l'eau aux multiples échelles urbaines (habitat individuel, bâtiment collectif et la ville). Ces thématiques emmènent à côté des questionnements techniques ; des questionnements sur les adaptations individuelles et collectives nécessaires pour la mise en place d'un modèle urbain de l'eau plus durable.

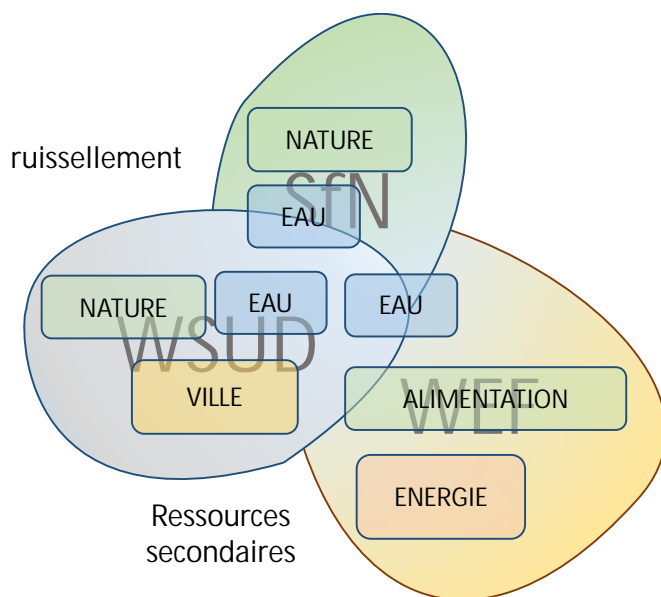


Figure 64 : Croisement des concepts utilisés et positionnement des objets étudiés

Bien que mon évolution n'est pas un chemin rectiligne, mais comporte des allers-retours dans le temps pour refaire la ponctuation et corriger les oublis, les approches locales ont fait place à une vision plus globale, passant de l'échelle de processus à celle d'ouvrage et de la ville, ouvrant un chemin vers les approches de métabolisme urbain (Barles, 2017). Le questionnement initial, purement qualitatif, a été doublé par un questionnement quantitatif nécessaire dans l'approche des différents cycles et flux. Pour mieux comprendre les processus à différentes échelles, la modélisation peut s'avérer un complément utile de l'approche par indices³⁶. La disponibilité des outils numériques adaptés réduit la nécessité de codage et permet des approches exploratoires rapides. Le nerf de la guerre reste cependant l'acquisition de données de qualité et bien que l'accessibilité des capteurs augmente, l'enjeu de leur traitement devient une problématique en soi. De quelles quantités et qualités de données a-t-on besoin, quel traitement faut-il appliquer pour les exploiter ? Faut-il collecter toutes les données ou peut-on mutualiser les acquis ? L'écriture de data papers devient aujourd'hui un must, un gage de qualité, mais des téraoctets des données continuent encore de rouiller sur nos disques durs.

5.2 Le(s) chemin(s) de demain

Ce dernier sous-chapitre nous emmène vers les perspectives de recherche, d'une part des projets en cours de mise en œuvre et d'autre part ceux qu'ils nous restent encore à concevoir. Les lecteurs y découvriront trois projets proposés depuis 2018.

Le premier projet (axe 1), qu'on présente ici comme l'arbre de pluie, une nouvelle technique alternative, possède déjà un terrain expérimental dans la mini-ville de SenseCity et sera rejoint par d'autres terrains, plus opérationnels, en voie de conception. Le deuxième sujet (axe 2) est la suite de la thèse de Claire Trinh (Trinh, 2017) sur le réseau d'eau non potable, qui se heurte aux

³⁶ IQA (Seidl *et al.*, 2008), Hydromorphology index (Seidl and Barroca, 2016), Green intensity index (Seidl and Saifane, 2021)

frilosités politiques de la ville de Paris et qui combine un travail d'optimisation des ressources alternatives avec les enjeux sanitaires du RENP. Le troisième et dernier projet a cristallisé pendant d'innombrables périodes de production des eaux grises, et porte sur l'autosuffisance hydrique d'un habitat individuel.

5.2.1 LA NATURE AU SERVICE DE LA VILLE, L'ARBRE DE PLUIE

Mots clés. Gestion du ruissellement urbain, maîtrise à la source, techniques alternatives, arbre de pluie, étude de conception, espaces verts multifonctionnels, écophysiologie végétale, SfN, WSUD, évaluation des impacts, modélisation des flux.

Certains affirment que l'arbre est un être vivant aux pouvoirs mystiques (Brosse, 1989) et communicants (Wohlleben and Tresca, 2017). Mais l'arbre peut être vu également comme un objet urbain ordinaire servant à attacher son chien, poser son vélo ou même soulager ses besoins... La vision que nous proposons se situe probablement entre ces deux extrêmes : l'arbre comme un espace vert pouvant aider la ville à respirer, se rafraîchir en été et évacuer et traiter ses eaux de ruissellement. En jargon de marketing scientifique, on parle des fonctions écosystémiques et d'une solution d'adaptation fondée sur la nature.

Le projet « L'arbre d'alignement comme moyen innovant pour la maîtrise des eaux pluviales en ville : vers l'optimisation des fonctions rendues » relevant du domaine de l'hydrologie urbaine a eu comme thématique principale la gestion du ruissellement urbain à l'aide d'une nouvelle technique alternative : l'arbre de pluie. L'objectif principal de la thèse est de mieux comprendre le rôle que l'arbre remplit dans le cycle hydrologique et d'optimiser les bénéfices que cette solution offre pour la gestion des eaux pluviales urbaines. Il s'agit, d'une part, de répondre aux questionnements opérationnels et, d'autre part, d'aborder la compréhension des processus pédologiques et écophysiologiques liés au stockage, à l'infiltration, la dépollution et l'évapotranspiration. Comme il a été indiqué, l'arbre rend plusieurs services écosystémiques, notamment celui de réguler le ruissellement urbain.

La solution des arbres de pluie commence à être expérimentée sur le terrain cependant sans réelle méthode bien cadrée et sans outil d'aide à la conception. Les approches pratiquées, principalement empiriques, ne permettent pas une conception optimale pour les fonctions écosystémiques rendues ni pour faciliter l'entretien. Selon le cas d'étude, les maîtres d'ouvrage se posent souvent des questions opérationnelles telles que : Quelle est la surface d'apport optimum pour un arbre ? Quel est l'abattement du ruissellement lors des pluies fréquentes ? Quelle est la part d'infiltration qui pourrait altérer les équilibres hydrologiques fragiles du sous-sol urbain ? Que devient la pollution véhiculée par le ruissellement comme par exemple le salage hivernal ? Quel est l'impact du surplus de ruissellement sur la physiologie de l'arbre ? Comment optimiser le stockage et l'évapotranspiration en fonction du territoire ? Et au final comment mettre en place et gérer ce type d'équipement par les différents services de la ville ? Aujourd'hui les travaux de recherche portant sur la solution des arbres de pluie et les processus associés sont peu nombreux (Berland *et al.*, 2017; Elliott *et al.*, 2018; Grey *et al.*, 2018), et ne permettent pas de proposer des méthodes et outils pour concevoir correctement la solution adaptée à chaque cas d'étude.

Dans le cadre du dispositif Equipex Sense-City (IFSTTAR, 2018) et du programme de recherche d'Observatoire des polluants urbains (OPUR-5), un ensemble expérimental d'arbres de pluie a

été mis en place en 2020 par le LEESU (Seidl *et al.*, 2020). Cet ensemble s'inscrit dans une réflexion globale sur l'espace urbain et l'intégration des infrastructures bleues vertes pour mitiger les effets des changements globaux (Seidl, 2020a). Le travail sera mené principalement à l'échelle de l'arbre, en combinant des observations, des enquêtes et des approches numériques pour pouvoir généraliser les performances à l'échelle de la ville.

La mise en place de cette thèse reflète un désir de matérialiser une réflexion et de dépasser le stade de la conception pour contribuer effectivement à la ville de demain plus verte et plus proche du cycle naturel de l'eau. On devrait s'imaginer des rues ornées des grands arbres, respirant et transpirant, aspirant le ruissellement pollué en le restituant propre à la nappe.

5.2.2 CYCLE COURT DE L'EAU, VERS UN APPROVISIONNEMENT PROTEIFORME

Mots clés : (ré)utilisation, ressources secondaires, alternatives à l'eau potable, eau brute, eau d'exhaure, eau de pluie, eau des piscines, qualité, usages, usagers, utilisation, arrosage, nettoyage, réseau d'eau non potable, Paris, mesure de perception, évaluation des risques, modélisation de flux.

Comme on a pu le voir dans le chapitre 4, la ville a besoin de l'eau pour ses habitants et pour se débarrasser de ses impuretés. La ville est une éponge, qui absorbe de l'eau, la stocke et la rejette là où il y'en a trop. La ville s'alimente de l'eau, des diverses autres substances, consomme de l'énergie et excrète ses déchets ; la ville respire, consomme d'oxygène et produit de CO₂ : la ville est un objet vivant (Todd and Todd, 1994) avec son propre métabolisme (Barles, 2008). La ville reçoit des eaux, les stocke, les transforme et en rejette une grande partie, plus ou moins contaminée. Comme on a vu dans le § 4.1.1 Paris s'alimente en eau des rivières qu'elle utilise sous forme brute pour le nettoyage et l'arrosage. Après arrosage une partie de l'eau s'infiltré et va alimenter les nappes et indirectement les eaux d'exhaure, que la ville pompe et rejette en égouts pour retourner via les STEP à la Seine. On pourrait décrire des cycles comparables pour les eaux de pluie, de piscine, etc. des eaux qui pourraient encore servir et auxquelles le réseau d'eau non potable pourrait aider à redonner une deuxième vie.

Le projet, vers une meilleure utilisation des ressources alternatives à Paris, propose ainsi d'évaluer le potentiel des ressources secondaires, citées ci-dessus, à satisfaire les besoins urbains comme le nettoyage et l'arrosage. D'une part il s'agit de répondre aux questionnements sur la qualité minimale, le lien avec les usages et les risques induits. D'autre part il s'agit de conceptualiser et systémiser des circuits locaux des réutilisations permettant une mise en adéquation quantitative et qualitative de la demande et de l'offre. Comme exemples d'un tel circuit court, on peut citer le remplissage d'un réservoir de chasse avec des eaux d'exhaure extraites localement ou le nettoyage des chaussées avec de l'eau prise dans une bache d'évacuation d'eau de piscine. Pour atteindre le premier objectif, on se servira des outils des SHS et d'évaluation quantitative des risques technologiques et microbiologiques (QMRA)(Pettersson and Ashbolt, 2016). Pour le deuxième objectif, la modélisation type Epanet sera privilégiée. La construction de cas types, avec les services techniques de la ville, permettra leur modélisation et facilitera leur généralisation à l'échelle de la ville.

Les résultats nourriront la réflexion sur le métabolisme urbain de l'eau et la place que l'utilisation des ressources secondaires pourrait avoir dans un territoire donné. La recherche contribuera à mieux définir la relation entre les usages et la qualité requise et à optimiser l'offre et la demande

globale des eaux en milieu urbain. La cartographie des usages et la modélisation des qualités permettront de se questionner sur le cycle urbain de l'eau de la ville et de ses habitants. Enfin l'évaluation des risques permettra de rendre le concept de reuse plus opérationnel en adaptant les usages et par la mise en place d'éventuelles mesures de protection.

Au final notre objectif n'est pas un nième modèle ou concept hydrologique, mais la mise en pratique du concept de reuse pour améliorer l'empreinte de la ville sur ses ressources en eau. Imaginons-nous une piscine parisienne qui récupère de l'eau de pluie sur son toit, l'utilise pour ses bassins, le laisse récupérer par le réseau d'eau non potable pour être reprise par une laveuse pour le nettoyage de la ville.

5.2.3 CYCLE COURT DE L'EAU, MAISON E(AU)TONOME

Mots clés : résilience, habitat individuel, réduction de consommation, recyclage (ré)utilisation, qualité d'eau, usages domestiques de l'eau, traitement simplifié, bio-filtration, bas coûts, séparation des flux, compteurs intelligents, domotique, eaux grises, eau de pluie, changement de pratiques, ouvrage économe en eau, big data, approches sociotechniques innovantes,

L'accès à l'eau dans les habitats est aujourd'hui un acquis dans les pays développés, qu'on ne remet plus en cause. Cependant l'accès adéquat dans les pays de sud défini par OMS (OMS, 2019) comme 20 litres par personne et par jour à moins de 15 minutes de marche, est loin de notre vision de confort. L'accès est conditionné par les infrastructures, le niveau de service, mais aussi la disponibilité des ressources. Avec l'approche *anthropocentriste* et productiviste de la nature, les ressources en eau de qualité s'épuisent. Pour satisfaire la demande, l'homme est obligé soit de perfectionner ses traitements, soit de réduire ses pollutions et/ou sa consommation. Bien que la réduction de l'empreinte environnementale soit la meilleure option une solution intermédiaire existe, celle de faire plus avec autant en réutilisant. Comme on a vu plus haut la transition vers des villes dites "water sensitive" demande non seulement la mise en place de solutions techniques plus économes en eau et en énergie, basées sur la circularité des flux, mais nécessite parallèlement l'adaptation des comportements individuels. Ces modifications peuvent être induites avec par exemple l'affichage instantané des valeurs de consommation (Tiefenbeck, Götte and Et al., 2014) en analogie avec l'autocontrôle de vitesse des déplacements. La confrontation directe avec les résultats de sa propre action pourrait non seulement baisser les volumes consommés, mais également leur charge polluante.

Le projet « Eautonome » propose d'étudier à l'échelle d'un habitat pilote les potentialités et les limites de valorisation des eaux peu polluées issues des usages ménagers, comme par exemple les bains et douches, produisant des eaux de qualité satisfaisante pour d'autres usages, moins exigeants en qualité comme les toilettes ou le linge. L'acquisition des empreintes temporelles des divers usages à l'aide de suivis en continu des flux produits (quantité et qualités), combinés avec un traitement numérique, devra permettre l'optimisation de leur traitement et recyclage.

Le projet devra permettre ainsi de répondre aux questionnements techniques de la collecte et du traitement des données tels que : quelles données sont nécessaires pour identifier avec précision les flux et les moments caractéristiques permettant d'optimiser la réutilisation des eaux ? Quels flux et à quel degré faut-il les traiter pour satisfaire les besoins en eau non potable des ménages ? Quel degré d'autonomie peut-on atteindre avec un système simplifié et à quels

coûts ? Quels sont les effets de la connaissance sur les consommations d'eau et des produits de soin corporel ? Quels sont les facteurs qui modulent ces comportements ? Etc.

Habiter une maison est un choix personnel, un mode de vie avec des contraintes, mais également des libertés en plus, la récente pandémie ne l'a fait que souligner. Sans vouloir proposer une autonomie utopique en eau on s'imagine ici une ébauche d'un habitat circulaire, récupérant l'eau de ses panneaux solaires sur le toit, la traitant avec un mur végétalisé dans son salon avant de l'envoyer dans le lave-linge ou sur le gazon. L'économie circulaire dans l'habitat, une option qui va devenir obligatoire.

RÉFÉRENCES UTILISÉES

A

1. ABCMAC (2009) 'Programa um milhão de Cisternas (P1MC)'.
2. ABNT (2007) 'Aproveitamento de água de chuva de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis – Requisitos'. (ABNT/CEET-00.001.77 2o PROJETO 00.001.77-001), p. 11.
3. AESN (2011) 'La ZAC des Trois Rivières à Stains'.
4. AESN (2018) *Les redevances de l'Agence de l'eau Seine-Normandie 2019-2024*. Available at: <http://www.eau-seine-normandie.fr/les-aides-et-redevances/les-redevances/prelevement-sur-la-ressource-en-eau-activites-industrielles>.
5. AFNOR (1997) 'NF EN 1484. Analyse de l'eau Lignes directrices pour le dosage du carbone organique total (TOC) et carbone organique dissous (COD) -- Water analysis - Guidelines for the determination of total organic carbon (TOC) and dissolved organic carbon (DOC)'. AFNOR. Available at: <http://www.boutique.afnor.org/xml/816967>.
6. AFNOR (2005) *Qualité de l'eau*. 7eme édition. AFNOR. Available at: <https://www.eyrolles.com/BTP/Livre/qualite-de-l-eau-pack-2-volumes-cd--9782121790718/> (Accessed: 18 December 2018).
7. Agilent technologies (2014) 'The Linear Dynamic Range and Limits of Detection of Fluorescein using the Agilent Cary Eclipse Fluorescence Spectrophotometer- Technical Overview'. www.agilent.com.
8. Agudelo-Vera, C.M. *et al.* (2012) 'Harvesting urban resources towards more resilient cities', *Resources, Conservation and Recycling*, 64, pp. 3–12. doi:10.1016/j.resconrec.2012.01.014.
9. Airparif (2012) *Source apportionment of airborne particles in the Ile-de-France region*. Airparif Paris, p. 127. Available at: http://www.airparif.asso.fr/_pdf/publications/rapport-particules-anglais-120829.pdf.
10. Alaerts, G.J., Mahbubar, R. and Kelderman, P. (1996) 'Performance analysis of a full-scale duckweed-covered sewage lagoon', *Water Research*, 30(4), pp. 843–852. doi:10.1016/0043-1354(95)00234-0.
11. Amadou, H. *et al.* (2015) 'Aquatic treatment process coupling waste stabilization ponds with duckweed (*Lemna minor*) and water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in the sahel', *Research Journal of Chemical and Environmental Sciences*, 3(2), pp. 15–21. Available at: <http://www.aelsindia.com/rjcesapril2015/3f.pdf>.
12. Amajjout, Goh, J., and Ormelezi Santos (2016) *Techniques Alternatives pour la gestion des eaux pluviales et perception par les usagers : Quartier du Bord de l'Eau et Cité Paul Bert, Villeneuve-le-Roi*. Rapport de projet multidisciplinaire du master SAGE (sous la dir. de M. Seidl), p. 68.
13. Amato, F., Nava, S., *et al.* (2010) 'A comprehensive assessment of PM emissions from paved roads: Real-world Emission Factors and intense street cleaning trials', *Science of The Total Environment*, 408(20), pp. 4309–4318. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.06.008.
14. Amato, F., Querol, X., *et al.* (2010) 'A review on the effectiveness of street sweeping, washing and dust suppressants as urban PM control methods', *Science of The Total Environment*, 408(16), pp. 3070–3084. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.04.025.
15. An, H.R., Mainelis, G. and Yao, M. (2004) 'Evaluation of a high-volume portable bioaerosol sampler in laboratory and field environments', *Indoor Air*, 14(6), pp. 385–393. doi:10.1111/j.1600-0668.2004.00257.x.

16. ANA and SNIRH (2018) *Atlas Esgotos — Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos*. Available at: <http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/snirh-1/atlas-esgotos> (Accessed: 3 January 2019).
17. Angelakis, A.N., Bontoux, L. and Lazarova, V. (2003) 'Challenges and perspectives for water recycling and reuse in EU countries', *Water Supply*, 3(4), pp. 59–68. doi:10.2166/ws.2003.0046.
18. ANRU (2009) 'Quartier du Bord de l'eau - Cité Paul Bert. Convention pluriannuelle de rénovation urbaine'. Available at: http://www.anru.fr/index.php/fre/content/download/12737/214606/file/094_Villeneuve-le-Roi_Cite_Paul_Bert_680_convention_01-02-2010.pdf (Accessed: 14 September 2015).
19. APHA *et al.* (2012) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22 edition. Washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation.
20. APUR (2010) *Etude sur le devenir du réseau d'eau non potable. Partie 1: Analyse et diagnostic*, p. 149. Available at: 149 p. en ligne sur: <http://www.apur.org/etude/etude-devenir-reseau-eau-non-potable-partie-1-analyse-diagnostic>.
21. APUR (2011) *Etude sur le devenir du réseau d'eau non potable. Partie 2: Rappel et nouvelles pistes de réflexions sur le devenir du réseau d'ENP*. Available at: 107 p. En ligne sur: http://www.apur.org/sites/default/files/documents/APBROAPU524_02.pdf.
22. APUR (2013a) 'Du réseau d'eau non potable à l'optimisation de la ressource en eau – Partie 1 : Cocktail et valorisation de la ressource en eau.' Available at: http://www.apur.org/sites/default/files/documents/reseau_eau_non_potable_partie1.pdf.
23. APUR (2013b) *Du réseau d'eau non potable à l'optimisation de la ressource en eau. Partie 3 : Reconquête des usages de l'ENP*, p. 106. Available at: 106 p. En ligne sur: <http://www.apur.org/etude/reseau-eau-non-potable-optimisation-ressource-eau>.
24. APUR (2013c) *Étude sur le potentiel de végétalisation des toitures terrasses à Paris*. Available at: <https://www.apur.org/fr/nos-travaux/etude-potentiel-vegetalisation-toitures-terrasses-paris> (Accessed: 14 June 2018).
25. Aroeira, R. *et al.* (2010) 'The Municipal Sanitation Plan for the Municipality of Belo Horizonte', *NOVATECH 2010* [Preprint].
26. Aroeira, R. (2012) *O Plano Diretor de Drenagem de Belo Horizonte - Desafios na Implantação do Sistema de Monitoramento Hidrológico e Alerta contra Inundações*. PBH.
27. ARS IDF (2020) 'Avis de l'ARS IdF concernant l'utilisation de l'eau non potable à Paris pour les usages d'arrosage des espaces verts et de nettoyage de la voirie (COVID)'. Agence Régionale de Santé. Available at: https://www.iledefrance.ars.sante.fr/system/files/2020-04/avis-ars-utilisation-eau-non-potable_0.pdf.
28. Ayers, R.S. and Westcot, D.W. (1994) *Water quality for agriculture*. FAO. Sacramento, California, USA (FAO IRRIGATION AND DRAINAGE PAPER 29 Rev. 1). Available at: <http://www.fao.org/3/T0234E/T0234E00.htm#TOC> (Accessed: 27 May 2019).
29. Ayphassorho, H., Besson, A. and Lebental, B. (2014) *Mission d'évaluation de la procédure d'agrément des dispositifs de traitement en assainissement non collectif et sur les prescriptions techniques pour une capacité inférieure ou égale à 20 EH*. CGEDD (Conseil général de l'environnement et du développement durable)-Ministère de la Transition écologique et du développement durable) 009159–01. MEDDE, Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie. Available at: http://cgedd.documentation.developpement-durable.gouv.fr/documents/cgedd/009159-01_rapport.pdf.
30. Baptista, M., BARRAUD, S. and Nascimento, N. (2005) *Técnicas compensatorias em drenagem urbana*. Porto Alegre: ABRH - ASSOCIACAO BRASILEIRA DE RECURSOS HIDRICOS.

B

31. Barbosa, A.E., Fernandes, J.N. and David, L.M. (2012) 'Key issues for sustainable urban stormwater management', *Water Research*, 46(20), pp. 6787–6798. doi:10.1016/j.watres.2012.05.029.
32. Barles, S. (2008) 'Comprendre et maîtriser le métabolisme urbain et l'empreinte environnementale des villes', *Annales des Mines - Responsabilité et environnement*, N° 52(4), p. 21. doi:10.3917/re.052.0021.
33. Barles, S. (2017) 'Écologie territoriale et métabolisme urbain : quelques enjeux de la transition socioécologique', *Revue d'Economie Regionale Urbaine*, (5), pp. 819–836. Available at: <https://www.cairn.info/revue-d-economie-regionale-et-urbaine-2017-5-page-819.htm> (Accessed: 10 February 2022).
34. Baun, A. *et al.* (2008) 'Application of a battery of biotests for toxicity characterization of stormwater', in Thévenot, D.R. (ed.) *DayWater: Adaptive decision support system for integrated urban stormwater control*. IWA Publishers, pp. 207–213. Available at: <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00755617> (Accessed: 22 November 2017).
35. Beauchamps, J. (2006) *Qualité des eaux souterraines. Cours de l'université de Picardie Jules Verne*. Available at: En ligne sur: <https://www.u-picardie.fr/beauchamp/cours.qge/du-8.htm>. Consulté le 30 mars 2017. (Accessed: 30 March 2017).
36. Beck, D.A., Johnson, G.R. and Spolek, G.A. (2011) 'Amending greenroof soil with biochar to affect runoff water quantity and quality', *Environmental Pollution*, 159(8–9), pp. 2111–2118. doi:10.1016/j.envpol.2011.01.022.
37. Benghida, D. and Benghida, S. (2017) 'La créativité dans la réhabilitation urbaine: Le Viaduc des Arts à Paris', *Association Culturelle Franco-Coréenne*, 35(2), pp. 215–243. doi:10.18022/acfco.2017.35.1.008.
38. Berghage, R.D. *et al.* (2009) 'Green Roofs for Stormwater Runoff Control'.
39. Berland, A. *et al.* (2017) 'The role of trees in urban stormwater management', *Landscape and Urban Planning*, 162, pp. 167–177. doi:10.1016/j.landurbplan.2017.02.017.
40. Berndtsson, J.C., Bengtsson, L. and Jinno, K. (2009) 'Runoff water quality from intensive and extensive vegetated roofs', *Ecological Engineering*, 35(3), pp. 369–380. doi:10.1016/j.ecoleng.2008.09.020.
41. Berry-Chikhaoui, I. *et al.* (2014) 'La qualité environnementale au prisme de l'évaluation par les habitants: L'effet de quartz des disparités territoriales', *Méditerranée*, (123), pp. 89–105. doi:10.4000/mediterranee.7402.
42. Bertrand-Krajewski, J.-L. *et al.* (2000) *Mesures en hydrologie urbaine et assainissement*. Tec & Doc.
43. Betelli, L. *et al.* (2013) 'Development and evaluation of a method for the quantification of airborne *Thermoactinomyces vulgaris* by real-time PCR', *Journal of Microbiological Methods*, 92(1), pp. 25–32. doi:10.1016/j.mimet.2012.10.009.
44. Birdwell, J.E. and Valsaraj, K.T. (2010) 'Characterization of dissolved organic matter in fogwater by excitation–emission matrix fluorescence spectroscopy', *Atmospheric Environment*, 44(27), pp. 3246–3253. doi:10.1016/j.atmosenv.2010.05.055.
45. Bitencourt, L. (2015) *O artesanato de taboa (typha cf. dominguensis pers.) e junco (androtrichum trigynum (spreng.) h. pfeiff.) na Guarda do Embaú, Palhoça, SC*. UFSC Centro de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Santa Catarina. Available at: <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/132375> (Accessed: 4 July 2021).
46. Blanc, N., Cohen, M. and Glatron, S. (2007) 'What role does plant landscape play in urban policy?', in Berlan-Darqué, M., Luginbühl, Y., and Terrasson, D. (eds) *From landscape knowledge to landscape management*. Qu'a e, pp. 83–99. Available at: <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00739489>.

47. Blanc, N., Glatron, S. and Schmitt, G. (2012) 'Trames vertes urbaines : recherches en sciences humaines et sociales', *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie* [Preprint], (Vol. 3, n° 2). Available at: <https://journals.openedition.org/developpementdurable/9370> (Accessed: 5 February 2022).
48. Boutin, C. and Olivier, L. (2017) *Le suivi in situ des installations d'ANC de 2011 à 2016*. PANANC ly2017-pub00054553_s2-2. INRAE /ONEMA. Available at: <http://www.assainissement-non-collectif.developpement-durable.gouv.fr/etudes-publiques-r146.html>.
49. Bowler, D.E. *et al.* (2010) 'Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence', *Landscape and Urban Planning*, 97(3), pp. 147–155. doi:10.1016/j.landurbplan.2010.05.006.
50. Bressy, A. (2010) *Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines : effets de différents modes de gestion à l'amont*. Thèse de doctorat. Université Paris-Est. Available at: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00582379> (Accessed: 28 October 2014).
51. Bressy, A., Gromaire, M. -C., *et al.* (2012) 'Towards the determination of an optimal scale for stormwater quality management: Micropollutants in a small residential catchment', *Water Research*, 46(20), pp. 6799–6810. doi:10.1016/j.watres.2011.12.017.
52. Bressy, A., Gromaire, M.-C., *et al.* (2012) 'Towards the determination of an optimal scale for stormwater quality management: Micropollutants in a small residential catchment', *Water Research*, 46(20), pp. 6799–6810. doi:10.1016/j.watres.2011.12.017.
53. Brix, H. (1994) 'Functions of Macrophytes in Constructed Wetlands', *Water Science and Technology*, 29(4), pp. 71–78. doi:10.2166/wst.1994.0160.
54. Brosse, J. (1989) *Mythologie des arbres*. Paris: Plon.
55. Buijs, A.E., Pedroli, B. and Luginbühl, Y. (2006) 'From Hiking Through Farmland to Farming in a Leisure Landscape: Changing Social Perceptions of the European Landscape', *Landscape Ecology*, 21(3), pp. 375–389. doi:10.1007/s10980-005-5223-2.
56. Burfoot, D. *et al.* (2003) 'Generation and dispersion of droplets from cleaning equipment used in the chilled food industry', *Journal of Food Engineering*, 58(4), pp. 343–353. doi:10.1016/S0260-8774(02)00397-7.
57. Burfoot, D. and Middleton, K. (2009) 'Effects of operating conditions of high pressure washing on the removal of biofilms from stainless steel surfaces', *Journal of Food Engineering*, 90(3), pp. 350–357. doi:10.1016/j.jfoodeng.2008.07.006.
58. Burian, S.J. and Edwards, F.G. (2002) 'Historical Perspectives of Urban Drainage', in *Global Solutions for Urban Drainage. Ninth International Conference on Urban Drainage (9ICUD)*, Lloyd Center Doubletree Hotel, Portland, Oregon, United States: American Society of Civil Engineers, pp. 1–16. doi:10.1061/40644(2002)284.
59. Campbell, P.G.C. (1995) 'Interactions between trace metals and aquatic organisms: a critique of the Free-ion Activity Model', in Tessier A. and D.R. T. (eds) *IN Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems*. New York: Wiley & Sons, pp. 45–102.
60. Carducci, A. *et al.* (2000) 'Assessing airborne biological hazard from urban wastewater treatment', *Water Research*, 34(4), pp. 1173–1178. doi:10.1016/S0043-1354(99)00264-X.
61. Carré, C. and Deutsch, J.-C. (2015) *L'eau dans la ville: une amie qui nous fait la guerre*. La Tour d'Aigues: Éditions de l'Aube (Bibliothèque des territoires).
62. Carvalho, E. *et al.* (2008) 'Performance of the Coriolis air sampler, a high-volume aerosol-collection system for quantification of airborne spores and pollen grains', *Aerobiologia*, 24, pp. 191–201. doi:10.1007/s10453-008-9098-y.

63. Catoir-Brisson, M.-J. and Jankeviciute, L. (2014) 'Entretien et méthodes visuelles : une démarche de recherche créative en sciences de l'information et de la communication', *Sciences de la société*, (92), pp. 111–127. doi:10.4000/sds.1130.
64. CAUE93 (2009) 'Quartier des 3 rivières à Stains : création d'un quartier mixte d'habitats et d'équipements'.
65. CBHRV (2020) *Poluição ainda desafia Lagoa da Pampulha, CBH Rio das Velhas*. Available at: <http://cbhvelhas.org.br/noticias/poluicao-ainda-desafia-lagoa-da-pampulha/> (Accessed: 6 June 2021).
66. CCLIN and CPIAS (2016) *Surveillance microbiologique de l'environnement dans les établissements de santé Guide de bonnes pratiques*. Available at: https://www.cpias-nouvelle-aquitaine.fr/wp-content/uploads/2015/08/Surv_microbio_environnement.pdf (Accessed: 23 October 2021).
67. CEE (2008) 'Directive 2008/105/CE du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau, modifiant et abrogeant les directives du Conseil 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE, 86/280/CEE et modifiant la directive 2000/60/CE', *Journal officiel de l'Union européenne*, OJ L(L 348, 24 décembre 2008). Available at: <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/105/oj/fra> (Accessed: 22 October 2020).
68. CG93 (2010) 'L'eau pluviale se montre en ville. L'exemple de la ZAC du Clos Saint-Vincent'. Conseil départemental Seine-Saint-Denis.
69. Chang, J., Taylor, P. and Leach, F. (1981) 'Use of the Microtox Assay System for Environmental-Samples', *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 26(2), pp. 150–156. doi:10.1007/BF01622069.
70. Chauveau, J. (2007) *Eaux pluviales et Urbanisme. La concertation lors de l'intégration des techniques alternatives dans le projet de la ZAC du Clos Saint Vincent, à Noisy-le-Grand*. Available at: http://www.latts.fr/sites/default/filesystem/files/memoire_eaux_pluviales_et_urbanisme_0.pdf (Accessed: 7 September 2015).
71. Chauveau, J., Monier, L., and others (2013) 'Analyse critique de l'exploitation des techniques alternatives en partie privative', in *8ème Conférence Internationale de Novatech-Session A8-Perception des Usagers*. Available at: http://www.latts.fr/sites/default/filesystem/files/novatech_2013_-_ta_en_parcelle_privée_-_chauveau-monier.pdf (Accessed: 29 July 2014).
72. Chebbo, G. *et al.* (2001) 'Production and transport of urban wet weather pollution in combined sewer systems: the "Marais" experimental urban catchment in Paris', *Urban Water*, 3(1–2), pp. 3–15. doi:10.1016/S1462-0758(01)00029-2.
73. Chebbo, G. and Bachoc, A. (1992) 'Characterization of Suspended Solids in Urban Wet Weather Discharges', *Water Science and Technology*, 25(8), pp. 171–179. doi:10.2166/wst.1992.0191.
74. Chen, W. *et al.* (2013) 'Reclaimed water: A safe irrigation water source?', *Environmental Development*, 8, pp. 74–83. doi:10.1016/j.envdev.2013.04.003.
75. Chocat, B. (1997) *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement -... - Librairie Eyrolles*. Available at: <https://www.eyrolles.com/BTP/Livre/encyclopedie-de-l-hydrologie-urbaine-et-de-l-assainissement-9782743001261/> (Accessed: 9 February 2022).
76. Chocat, B. (2014) *Les techniques alternatives pour la gestion des eaux pluviales : pollution des eaux pluviales. Notes technique GRAIE*. Lyon, p. 6.
77. Choe, J.S., Bang, K.W. and Lee, J.H. (2002) 'Characterization of surface runoff in urban areas', *Water Science and Technology*, 45(9), pp. 249–254. doi:10.2166/wst.2002.0251.

78. Christensen, A.M., Nakajima, F. and Baun, A. (2006) 'Toxicity of water and sediment in a small urban river (Store Vejleå, Denmark)', *Environmental Pollution*, 144(2), pp. 621–625. doi:10.1016/j.envpol.2006.01.032.
79. Cissé, G. (2005) 'Impact sanitaire de l'utilisation d'eaux polluées en agriculture urbaine. Cas du maraîchage à Ouagadougou (Burkina Faso)'.
80. City of Melbourne (2009) *City of Melbourne WSUD Guidelines Applying the Model WSUD Guidelines An Initiative of the Inner Melbourne Action Plan*. Available at: https://www.melbourne.vic.gov.au/Sustainability/SavingWater/Documents/WSUD_Guidelines.PDF (Accessed: 28 November 2015).
81. Coble, P.G. (1996) 'Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy', *Marine Chemistry*, 51(4), pp. 325–346. doi:10.1016/0304-4203(95)00062-3.
82. Coble, P.G., Schultz, C.A. and Mopper, K. (1993) 'Fluorescence contouring analysis of DOC intercalibration experiment samples: a comparison of techniques', *Marine Chemistry*, 41(1–3), pp. 173–178. doi:10.1016/0304-4203(93)90116-6.
83. CONAMA (2005) 'Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005', 357(2005), p. 23. Available at: <http://conama.mma.gov.br/>.
84. Costa, J.F.D. *et al.* (2014) 'Role of vegetation (*Typha latifolia*) on nutrient removal in a horizontal subsurface-flow constructed wetland treating UASB reactor ? trickling filter effluent', in *Proceedings of 14th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control 2014, Shanghai*. Shanghai: IWA London.
85. Costa, J.F.D. *et al.* (2015) 'Role of vegetation (*Typha latifolia*) on nutrient removal in a horizontal subsurface-flow constructed wetland treating UASB reactor–trickling filter effluent', *Water Science and Technology*, 71(7), pp. 1004–1010. doi:10.2166/wst.2015.055.
86. Costa, J.F.D. *et al.* (2018) 'Avaliação do desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial tratando efluente de reator UASB, com base em quatro anos de monitoramento', *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 23(1), pp. 191–200. doi:10.1590/s1413-4152201890370.
87. Costa, J.F.D., Seidl, M. and Sperling, M. (2017) 'Avaliação do desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial tratando efluente de reator UASB, com base em quatro anos de monitoramento. Performance evaluation of horizontal subsurface flow constructed wetlands in the treatment of UASB reactor effluent, based on four years of monitoring', *Engenharia Sanitária e Ambiental*, XX(2017). Available at: <http://www.scielo.br/cgi-bin/wxis.exe/iah/>.
88. Coutinho, W. (2007) *Emprego da flotação a ar dissolvido no tratamento de cursos d'água - Avaliação de desempenho da estação de tratamento dos correios Ressaca e Sarandi afluentes a represa da Pampulha*. UFMG SMARH.
89. Couture, I. (2006) 'Principaux critères pour évaluer la qualité de l'eau en micro-irrigation', p. 13.
90. CRC IDF (2017) *La régie Eau de Paris – Enquête régionale sur l'alimentation en eau potable de la métropole du Grand Paris – Exercices 2010 et suivants – Observations définitives*. S2-2170386 / VA. Noisiel: Chambre régionale des comptes Île-de-France. Available at: www.ccomptes.fr/fr/crc-ile-de-france.
91. CRRRA *et al.* (2006) 'Pour la gestion des eaux pluviales. Stratégie et solutions techniques.' Conseil régional Rhone Alpes. Available at: http://www.graie.org/graie/graiedoc/doc_telech/PlaqTA.pdf (Accessed: 7 March 2016).
92. CWTS (2020) *VOSviewer - Software tool for constructing and visualizing bibliometric networks - v 1.6.15*. Available at: <https://www.vosviewer.com/> (Accessed: 25 November 2020).

D

93. Czemieli Berndtsson, J. (2010) 'Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: A review', *Ecological Engineering*, 36(4), pp. 351–360. doi:10.1016/j.ecoleng.2009.12.014.
94. Dacharry, M. (1984) 'Spécificité de l'hydrologie urbaine (Specificity of urban hydrology)', *Bulletin de l'Association de géographes français*, 61(500), pp. 99–109. doi:10.3406/bagf.1984.5451.
95. DALIGAULT, A. *et al.* (1998) 'Eaux pluviales et dépollueurs : efficacité et réalité', in. Villeurbanne: GRAIE.
96. De Gouvello, B. (2007) *Récupération et utilisation de l'eau de pluie dans les opérations de construction*. ARENE Île-de-France Centre scientifique et technique du bâtiment.
97. 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*, (76–77), pp. 14–25. doi:10.3917/flux.076.0014.
98. De Gouvello, B. and *et al.* (2012) *TVGEP. Conception de toitures végétalisées pour la gestion des eaux pluviales urbaines. Rapport final. - Temis - Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer*. RGCU rapport final 21767. CSTB /Cerema. Available at: <http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/document.html?id=Temis-0081260&requestId=0&number=18> (Accessed: 22 January 2022).
99. De Paoli, A.C. and von Sperling, M. (2013) 'Evaluation of clogging in planted and unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands: solids accumulation and hydraulic conductivity reduction', *Water Science and Technology*, 67(6), pp. 1345–1352. doi:10.2166/wst.2013.008.
100. Dendievel, A.-M. *et al.* (2020) 'Spatio-temporal assessment of the polychlorinated biphenyl (PCB) sediment contamination in four major French river corridors (1945-2018)', *Earth System Science Data*, 12(2), p. 1153. doi:10.5194/essd-12-1153-2020.
101. Deroubaix, J.-F. *et al.* (2010) *12. Hydrologie urbaine : vers une mondialisation des « bonnes pratiques » locales, L'eau mondialisée*. La Découverte, pp. 237–251. Available at: <https://www.cairn.info/l-eau-mondialisee--9782707154965-page-237.htm> (Accessed: 27 October 2020).
102. Deroubaix, J.-F., Seidl, M. and de Gouvello, B. (2015) *L'utilisation de ressources alternatives à l'eau potable révélatrice d'un nouveau rapport à l'eau en ville. Analyse des controverses autour de la conservation du réseau d'eau non potable Paris*. Available at: <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01214080> (Accessed: 26 January 2021).
103. DESA UFMG (2012) *CEPTS - Centro de pesquisa e treinamento em saneamento - UFMG/COPASA*. Available at: <https://www.youtube.com/watch?v=UxnCdSDetfQ> (Accessed: 16 January 2022).
104. DGCCRF (2009) 'Direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes' http://www.dgccrf.bercy.gouv.fr/documentation/fiches_pratiques/fiches/carafe.htm.
105. Dias, D.F.C. *et al.* (2014) 'Overall performance evaluation of shallow maturation ponds in series treating UASB reactor effluent: Ten years of intensive monitoring of a system in Brazil', *Ecological Engineering*, 71, pp. 206–214. doi:10.1016/j.ecoleng.2014.07.044.
106. DRIEE (2016) *Modification du plan de prévention du risque inondation de la Marne et de la Seine dans le département du Val-de-Marne*. PPRI_de_la_Marne_et_de_la_Seine_a_Vitry-sur-Seine_94. Paris: Direction régionale et interdépartementale de l'environnement et de l'énergie Ile-de-France Unité territoriale de Paris Pôle interdépartemental de Prévention des risques naturels. Available at: http://www.driee.ile-de-france.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/PPRI_de_la_Marne_et_de_la_Seine_a_Vitry-sur-Seine_94_.pdf.
107. Duarte, A.R.B. (2009) 'Histórico da urbanização de Belo Horizonte a partir da década de 70: uma análise das políticas públicas ambientais e de urbanização do município', p. 11. Available at: <http://revistaea.org/artigo.php?idartigo=709>.

108. Ducharne, A. *et al.* (2009) 'Le changement climatique menace-t-il les ressources en eau ? Le cas des bassins de la Seine et de la Somme'.
109. Dudula, J. and Randhir, T.O. (2016) 'Modeling the influence of climate change on watershed systems: Adaptation through targeted practices', *Journal of Hydrology*, 541, pp. 703–713. doi:10.1016/j.jhydrol.2016.07.020.
110. Duhau, I. (2011) 'Les baignades en rivière en Ile-de-France', in. *22èmes Journées Scientifiques de l'Environnement - Reconquête des environnements urbains: les défis du 21ème siècle*. Available at: <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00575116/document> (Accessed: 20 August 2016).
111. EDP (2016) 'Strategie protection de la ressource'. Eau de Paris - Ville de Paris.
112. Elliott, R.M. *et al.* (2018) 'Stormwater infiltration capacity of street tree pits: Quantifying the influence of different design and management strategies in New York City', *Ecological Engineering*, 111, pp. 157–166. doi:10.1016/j.ecoleng.2017.12.003.
113. Emilsson, T. *et al.* (2007) 'Effect of using conventional and controlled release fertiliser on nutrient runoff from various vegetated roof systems', *Ecological Engineering*, 29(3), pp. 260–271. doi:10.1016/j.ecoleng.2006.01.001.
114. Enideo (2021) *Create word clouds – WordItOut*. Enideo Kevin de Groote, registered at Louis Mastplein 37, 2660 Hoboken, Antwerp, Belgium. Enideo's VAT number is BE0502436838. Available at: <https://worditout.com/word-cloud/create> (Accessed: 27 January 2021).
115. Eom, H. *et al.* (2021) 'A simple and rapid algal assay kit to assess toxicity of heavy metal-contaminated water', *Environmental Pollution*, 269, p. 116135. doi:10.1016/j.envpol.2020.116135.
116. Errecalde, O., Seidl, M. and Campbell, P.G.C. (1998) 'Influence of a low molecular weight metabolite (citrate) on the toxicity of cadmium and zinc to the unicellular green alga *Selenastrum Capricornutum*: An exception to the free-ion model', *Water Research*, 32(2), pp. 419–429. doi:10.1016/S0043-1354(97)00282-0.
117. Estèbe, A., Mouchel, J.-M. and Thévenot, D.R. (1998) 'Urban Runoff Impacts on Particulate Metal Concentrations in River Seine', *Water, Air, and Soil Pollution*, 108(1), pp. 83–105. doi:10.1023/A:1005064307862.
118. Eurydice 92 and Chocat, B. (1997) *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement*. Tec & doc-Lavoisier.
119. Even, S. *et al.* (2004) 'Modelling oxygen deficits in the Seine River downstream of combined sewer overflows', *Ecological Modelling*, 173(2–3), pp. 177–196. doi:10.1016/j.ecolmodel.2003.08.019.
120. Everett, G. *et al.* (2015) 'Delivering Green Streets: An exploration of changing perceptions and behaviours over time around bioswales in Portland, Oregon', *Journal of Flood Risk Management*, p. n/a-n/a. doi:10.1111/jfr3.12225.
121. FAO (1989) *Evaluation des Terres pour l'Agriculture Irriguée: Directives*. (Bulletin Pédagogique de la FAO, 55). Available at: <http://www.fao.org/3/S8500F/s8500f00.htm#Contents> (Accessed: 27 May 2019).
122. FAO (2012) *Water Re-Use: Agriculture and Urban Water Management in a Recycling Society*. Land and Water Division. Rome, Italy: FAO. Available at: <https://www.fao.org/documents/card/fr/c/add4d060-b1cc-532f-973c-911ba1788b37/> (Accessed: 22 January 2022).
123. FAO (2014) *The Water-Energy-Food nexus A new approach in support of food security and sustainable agriculture*. bl496e.pdf.
124. Fellman, J.B., Hood, E. and Spencer, R.G.M. (2010) 'Fluorescence spectroscopy opens new windows into dissolved organic matter dynamics in freshwater ecosystems: A review', *Limnology and Oceanography*, 55(6), pp. 2452–2462. doi:10.4319/lo.2010.55.6.2452.

125. Fialkiewicz, W. *et al.* (2013) 'Urban Water Footprint - City Water Management Monitoring and Evaluation System', *Ochrona Srodowiska*, 35(3), pp. 9–12. Available at: <http://www.webofscience.com/wos/woscc/full-record/WOS:000325743300002> (Accessed: 30 January 2022).
126. Flanagan, K. and Gromaire, M.C. (2019) *ROULÉPUR – maîtrise de la contamination des eaux de voirie. Rapport final et synthèse des résultats – Site 3 : Compans*. Agence Française pour la Biodiversité - Agence de l'eau de Seine-Normandie - Ecole des Ponts ParisTech.
127. Fletcher, T.D. *et al.* (2015) 'SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage', *Urban Water Journal*, 12(7), pp. 525–542. doi:10.1080/1573062X.2014.916314.
128. Fletcher, T.D., Andrieu, H. and Hamel, P. (2013) 'Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art', *Advances in Water Resources*, 51, pp. 261–279. doi:10.1016/j.advwatres.2012.09.001.
129. Friedberg, C. (1997) 'Diversité, ordre et unité du vivant dans les savoirs populaires', *Natures Sciences Sociétés*, 5(1), pp. 5–17. doi:10.1051/nss/19970501005.
130. Friese, K. *et al.* (2010) 'Anthropogenic influence on the degradation of an urban lake – The Pampulha reservoir in Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil', *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 40(2), pp. 114–125. doi:10.1016/j.limno.2009.12.001.
131. Fuller, R.A. *et al.* (2007) 'Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity', *Biology Letters*, 3(4), pp. 390–394. doi:10.1098/rsbl.2007.0149.
132. Ganassali, S. (2014) *Enquêtes et analyse de données avec Sphinx : Livre + plateforme interactive eText*. Montreuil: PEARSON EDUCATION.
133. Gasperi, J. *et al.* (2014) 'Micropollutants in urban stormwater: occurrence, concentrations, and atmospheric contributions for a wide range of contaminants in three French catchments', *Environmental Science and Pollution Research*, 21(8), pp. 5267–5281. doi:10.1007/s11356-013-2396-0.
134. Geara-Matta, D. (2012) *Flux et sources des parabènes, du triclosan et du triclocarban en milieux urbains denses : comparaison entre Paris et Beyrouth*. Université Paris Est. Available at: <http://www.theses.fr/2012PEST1129> (Accessed: 21 January 2015).
135. Germaine, M.-A. *et al.* (2019) 'Les objets techniques au prisme du cycle hydrosocial : nouveaux théoriques et empiriques', *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie* [Preprint], (Vol. 10, n°3). doi:10.4000/developpementdurable.16287.
136. Ghisi, E., Montibeller, A. and Schmidt, R.W. (2006) 'Potential for potable water savings by using rainwater: An analysis over 62 cities in southern Brazil', *Building and Environment*, 41(2), pp. 204–210. doi:10.1016/j.buildenv.2005.01.014.
137. Glatron, S., Grésillon, É. and Blanc, N. (2012) 'Les trames vertes pour les citoyens : une appropriation contrastée à Marseille, Paris, Strasbourg', *Développement durable et territoires* [Preprint], (Vol. 3, n° 2). doi:10.4000/developpementdurable.9297.
138. Goeldner-Gianella, L. and A.-I, H.-L. (2010) 'Les enquêtes par questionnaire en géographie de l'environnement', *L'Espace Géographique*, 4, pp. 325–344.
139. Grésillon, É. *et al.* (2012) 'Les trames vertes et bleues habitantes : un cheminement entre pratiques et représentations. L'exemple de la ville de Paris (France)', *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie* [Preprint], (Vol. 3, n° 3). doi:10.4000/developpementdurable.9470.
140. Grey, V. *et al.* (2018) 'Tree pits to help mitigate runoff in dense urban areas', *Journal of Hydrology*, 565, pp. 400–410. doi:10.1016/j.jhydrol.2018.08.038.



141. Gromaire, M.C. *et al.* (1999) 'Characterisation of urban runoff pollution in Paris', *Water Science and Technology*, 39(2), pp. 1–8. doi:10.1016/S0273-1223(99)00002-5.
142. Gromaire, M.-C. *et al.* (2013) 'Impact of extensive green roofs on the quantity and the quality of runoff – first results of a test bench in the Paris region. Incidence de la végétalisation extensive des toitures sur la quantité et la qualité des eaux de ruissellement – premiers résultats d'un banc d'essais en région parisienne', in *Novatech Lyon, France, 23-27 juin 2013*. Available at: <http://www.novatech.graie.org/>.
143. Gromaire, M.-C. *et al.* (2014) 'Organic micropollutants in roof runoff – a study of the emission / retention potential of green roofs', in *ICUD 2014, 13th International Conference on Urban Drainage, Sarawak, Malaysia, 7-12 September 2014*. Available at: <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-01069090>.
144. Gromaire, M.-C. *et al.* (2016) 'ROULÉPUR: Evaluating innovative solutions for the source control of micropollutants associated with road and parking lot runoff', in *NOVATECH 2016*. Lyon, France. Available at: <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-01709392> (Accessed: 26 January 2021).
145. Guardia-Puebla, Y. *et al.* (2019) 'Effect of hydraulic loading rate and vegetation on phytoremediation with artificial wetlands associated to natural swimming pools', *Journal of Water and Land Development*, 40(1), pp. 39–51. doi:10.2478/jwld-2019-0004.
146. Guide-piscine.fr (2016) *Piscines de France, horaires et tarifs des piscines - Guide-piscine.fr*. Available at: <http://www.guide-piscine.fr/guide-des-piscines/> (Accessed: 28 August 2016).
147. Guimarães, M. and Naghettini, M. (1998) 'Análise Regional de Frequência e Distribuição Temporal das Tempestades na Região Metropolitana de Belo Horizonte - RMBH', *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 3(4), pp. 73–88. doi:10.21168/rbrh.v3n4.p73-88.
148. Gunawardana, C. *et al.* (2012) 'Source characterisation of road dust based on chemical and mineralogical composition', *Chemosphere*, 87(2), pp. 163–170. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.12.012.
149. Habets, F. *et al.* (2011) *Impact du changement climatique sur les ressources en eau du bassin versant de la Seine. résultats du projet GICC-RExHySS*. Edition AESN/GICC. (Collection AESN/ GICC, 13).
150. HACH (2015) 'Langelier index in water'.
151. Haman, C. *et al.* (2015) 'Occurrence, fate and behavior of parabens in aquatic environments: A review', *Water Research*, 68, pp. 1–11. doi:10.1016/j.watres.2014.09.030.
152. Heim, S. and Schwarzbauer, J. (2013) 'Pollution history revealed by sedimentary records: a review', *Environmental Chemistry Letters*, 11(3), pp. 255–270. doi:10.1007/s10311-013-0409-3.
153. Hempelmann, N. and Cauchy, A. (2021) *Ville de Paris actualisation du diagnostic de vulnérabilité de Paris aux changements climatiques et à la rarefaction des ressources Cahier 2: les évolutions climatiques à Paris*. Ramboll / Cerfacs / Ville de Paris.
154. Hilliges, R., Schriewer, A. and Helmreich, B. (2013) 'A three-stage treatment system for highly polluted urban road runoff', *Journal of Environmental Management*, 128, pp. 306–312. doi:10.1016/j.jenvman.2013.05.024.
155. Hoyer, J. *et al.* (2011) *Water Sensitive - Urban Design: Principles and Inspiration for Sustainable Stormwater Management in the City of the Future*; Jovis Verlag GmbH ([elaborated in the Context of the Research Project SWITCH - Managing Water for the City of the Future], 018530-W5-1_GEN_MAN_D5.1.5_Manual_on_WSUD).
156. Huguet, A. *et al.* (2009) 'Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary', *Organic Geochemistry*, 40(6), pp. 706–719. doi:10.1016/j.orggeochem.2009.03.002.

157. Huguet, A. *et al.* (2010) 'New insights into the size distribution of fluorescent dissolved organic matter in estuarine waters', *Organic Geochemistry*, 41(6), pp. 595–610. doi:10.1016/j.orggeochem.2010.02.006.
158. Hunt, W.F. *et al.* (2006) 'Choosing the right green roof media for water quality'. Available at: <https://www.osti.gov/etdeweb/biblio/20861959> (Accessed: 11 September 2021).
159. Hurlimann, A.C. and McKay, J.M. (2006) 'What attributes of recycled water make it fit for residential purposes? The Mawson Lakes experience', *Desalination*, 187(1), pp. 167–177. doi:10.1016/j.desal.2005.04.077.
160. IAU and ORS (2010) 'Actualisation et « régionalisation » de l'indicateur de développement humain', 58(2010), p. 4.
161. ICOMOS (2016) *Évaluations des propositions d'inscription des biens culturels et mixtes. Rapport de l'ICOMOS pour le Comité du patrimoine mondial 40e session ordinaire, Istanbul, 10 - 20 juillet 2016 UNESCO WHC-16/40.COM/INF.8B1*. UNESCO.
162. IFSTTAR (2018) 'Sense-City, Tester la ville de demain', *Trajectoire*, 15(juin), pp. 7–10.
163. INSEE (2013a) *Évolution et structure de la population en 2013 | Recensement de la population - Base indicateurs de la fiche synthétique*. Available at: <https://www.insee.fr/fr/statistiques/2044751> (Accessed: 22 August 2018).
164. INSEE (2013b) 'Région d'Île-de-France (11) - Dossier complet'. Available at: http://www.insee.fr/fr/themes/dossier_complet.asp?codgeo=REG-11 (Accessed: 31 August 2016).
165. Iqbal, S. (1999) *Potentials, Possibilities and Limitations for Combined Wastewater Treatment and Animal Feed Production in Developing Countries*. SANDEC Report No. 6/99. EAWAG, p. 91.
166. ISO (1992) 'ISO 9826 :1992-09-15 : Mesure de débit des liquides dans les canaux découverts - Canaux jaugeurs Parshall et SANIIRI'.
167. ISO (2008) 'ISO 20666 : 2008 (fr), Qualité de l'eau — Détermination de la toxicité chronique vis-à-vis de *Brachionus calyciflorus* en 48 h'. Available at: <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:39674:fr> (Accessed: 3 April 2021).
168. ISO (2012) *ISO 8692 : 2012 (fr), Qualité de l'eau — Essai d'inhibition de la croissance des algues d'eau douce avec des algues vertes unicellulaires*. Available at: <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:8692:ed-3:v1:fr> (Accessed: 3 April 2021).
169. IWA and ASTEE (2016) 'Principes de l'IWA destinés aux acteurs urbains pour une vision partagée soutenant l'action pour une eau durable dans des villes résilientes et agréables à vivre les villes "eau-responsables"'. Available at: <https://www.astee.org/production/principes-de-liwa-pour-les-villes-eau-responsables/>.
170. Iyongo, M.B. (2017) *Le rapport de l'Homme à la nature selon Descartes : Métaphysique et Morale*. phdthesis. Normandie Université. Available at: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-03060396> (Accessed: 27 October 2021).
171. Jing, L. (2019) 'Inside China's leading "sponge city": Wuhan's war with water', *The Guardian*, 23 January. Available at: <https://www.theguardian.com/cities/2019/jan/23/inside-chinas-leading-sponge-city-wuhans-war-with-water> (Accessed: 8 February 2022).
172. JOCE (1975) 'Directive du conseil n° 76-160 du 8 décembre 1975 concernant la qualité des eaux de baignade'.
173. Jung, S. *et al.* (2008) 'Temporal evolution of urban wet weather pollution: analysis of PCB and PAH in sediment cores from Lake Bourget, France', *Water Science and Technology*, 57(10), pp. 1503–1510. doi:10.2166/wst.2008.273.
174. Jung, S. (2009) *Impacts des rejets urbains sur les milieux aquatiques. Analyse historique de la contamination urbaine dans les sédiments du lac du Bourget (Savoie, France) et du bassin de Pampulha (Belo Horizonte, Brésil)*. Université Paris-Est / ENPC.

175. Kadlec, R.H. and Wallace, S.D. (2009) *Treatment wetlands*. 2nd ed. Boca Raton, FL: CRC Press.
176. Kafi, M. *et al.* (2008) 'Spatial variability of the characteristics of combined wet weather pollutant loads in Paris', *Water Research*, 42(3), pp. 539–549. doi:10.1016/j.watres.2007.08.008.
177. Kennedy, C., Cuddihy, J. and Engel-Yan, J. (2007) 'The changing metabolism of cities', *Journal of Industrial Ecology*, 11(2), pp. 43–59. doi:10.1162/jie.2007.1107.
178. Keraita, B. *et al.* (2014) *On-farm treatment options for wastewater, greywater and fecal sludge with special reference to West Africa*. International Water Management Institute (IWMI). CGIAR Research Program on Water, Land and Ecosystems (WLE). doi:10.5337/2014.203.
179. Laborie, B. *et al.* (2016) 'Le modèle de prédiction de la qualité de la Seine ProSe: Améliorations apportées par les récents travaux de recherche (Piren-Phase VI)', *Techniques Sciences Méthodes*, (11), pp. 43–66. doi:10.1051/tsm/201611043.
180. Langelier, W.F. (1936) 'The analytical control of anti-corrosion water treatment', *Journal (American Water Works Association)*, 28(10), pp. 1500–1521. Available at: <https://www.jstor.org/stable/41226418> (Accessed: 27 May 2019).
181. Langer, V. *et al.* (2012) 'Rapid quantification of bioaerosols containing *L. pneumophila* by Coriolis® μ air sampler and chemiluminescence antibody microarrays', *Journal of Aerosol Science*, 48, pp. 46–55. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jaerosci.2012.02.001>.
182. Larson, T.E. and Skold, R.V. (1958) *Laboratory Studies Relating Mineral Quality of Water to Corrosion of Steel and Cast Iron*. Champaign, IL: Illinois State Water Survey, pp. 43–46.
183. Lee, H. *et al.* (2007) 'Design of stormwater monitoring programs', *Water Research*, 41(18), pp. 4186–4196. doi:10.1016/j.watres.2007.05.016.
184. Legifrance (2007) 'Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique', *JORF*. NOR: SANP0720201A, p. JORF n° 31 du 06/02/2007 texte numéro 17. Available at: <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000465574> (Accessed: 23 August 2017).
185. Legifrance (2009) 'LOI n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement', *JORF* [Preprint], (2009–967 DEVX0811607L).
186. Lehtoranta, S., Vilpas, R. and Mattila, T.J. (2014) 'Comparison of carbon footprints and eutrophication impacts of rural on-site wastewater treatment plants in Finland', *Journal of Cleaner Production*, 65, pp. 439–446. doi:10.1016/j.jclepro.2013.08.024.
187. LeMonde (2020) 'Des « traces infimes » du SARS-CoV-2 dans l'eau non potable de la ville de Paris', *Le Monde.fr*, 19 April. Available at: https://www.lemonde.fr/sante/article/2020/04/19/des-traces-infimes-du-sars-cov-2-dans-l-eau-non-potable-de-la-ville-de-paris_6037099_1651302.html (Accessed: 5 February 2022).
188. Leone, A. *et al.* (2015) 'Cultivation, Genetic, Ethnopharmacology, Phytochemistry and Pharmacology of *Moringa oleifera* Leaves: An Overview', *International Journal of Molecular Sciences*, 16(12), pp. 12791–12835. doi:10.3390/ijms160612791.
189. Li, C.-S. and Hou, P.-A. (2003) 'Bioaerosol characteristics in hospital clean rooms', *Science of The Total Environment*, 305(1–3), pp. 169–176. doi:10.1016/S0048-9697(02)00500-4.
190. Li, M.-H. *et al.* (2014) 'Comparing Bioretention Designs With and Without an Internal Water Storage Layer for Treating Highway Runoff', *Water Environment Research*, 86(5), pp. 387–397. doi:10.2175/106143013X13789303501920.
191. Liberation (2016) *Anne Hidalgo promet qu'on pourra se baigner dans la Seine après les JO de 2024*, *Libération.fr*. Available at: http://www.liberation.fr/france/2016/05/08/anne-hidalgo-promet-qu-on-pourra-se-baigner-dans-la-seine-apres-les-jo-de-2024_1451210 (Accessed: 25 August 2016).



192. Lienard, A. *et al.* (2004) 'Filtres plantés de roseaux à flux vertical et lagunage naturel en traitement d'eaux usées domestiques en France', p. 13.
193. Lin, F., Chen, X. and Yao, H. (2017) 'Evaluating the Use of Nash-Sutcliffe Efficiency Coefficient in Goodness-of-Fit Measures for Daily Runoff Simulation with SWAT', *Journal of Hydrologic Engineering*, 22(11), p. 05017023. doi:10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001580.
194. Lizet, B., Wolf, A.E. and Celecia, J. (1997) 'Sauvage dans la ville', *JATBA, revue d'ethnobiologie* [Preprint].
195. Lopes da Silveira, A.L. (2002) 'Problems of modern urban drainage in developing countries', *Water science and technology*, 45, pp. 31–40. doi:10.2166/wst.2002.0114.
196. Lucas, T.P.B. *et al.* (2015) 'Impactos hidrometeoricos em Belo Horizonte-MG', *Revista Brasileira de Climatologia*, 16. doi:10.5380/abclima.v16i0.37051.
197. Lundy, L., Revitt, M. and Ellis, B. (2018) 'An impact assessment for urban stormwater use', *Environmental Science and Pollution Research International*, 25(20), pp. 19259–19270. doi:10.1007/s11356-017-0547-4.
198. Mairie de Paris (2011) 'Les canaux en partage: guide à l'usage des collectivités sur les prélèvements et les rejets d'eau dans les canaux. Document réalisé par le Service des Canaux de la Direction des Voieries et Déplacements'.
199. Mairie de Paris (2012) 'Le Livre Bleu'.
200. Mairie de Paris (2015) *Schéma directeur des usages et du réseau d'eau non potable de Paris 2015-2020*, p. 43.
201. Mairie de Paris (2017) *Stratégie de résilience de Paris*. 95335. Mairie de Paris, p. 65. Available at: <https://api-site-cdn.paris.fr/images/95335>.
202. Mairie de Paris and SAFEGE (2012) *Étude des modalités d'extension du réseau public de collecte des eaux d'exhaure en égout*. 12NHU037 CRSR / ARAK.
203. Maltby, L. *et al.* (1995) 'The effects of motorway runoff on freshwater ecosystems: 2. Identifying major toxicants', *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14(6), pp. 1093–1101. doi:<https://doi.org/10.1002/etc.5620140621>.
204. Mamy, L. *et al.* (2015) 'Prediction of the Fate of Organic Compounds in the Environment From Their Molecular Properties: A Review', *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(12), pp. 1277–1377. doi:10.1080/10643389.2014.955627.
205. Marillier, F. (2007) 'Crise énergétique : il n'est pas trop tard pour s'en sortir !', *Nouvelles Fondations*, n° 6(2), pp. 63–69. Available at: <https://www.cairn.info/revue-nouvelles-fondations-2007-2-page-63.htm> (Accessed: 6 June 2021).
206. Marks, J., Martin, B. and Zadoroznyj, M. (2008) 'How Australians order acceptance of recycled water: National baseline data', *Journal of Sociology*, 44(1), pp. 83–99. doi:10.1177/1440783307085844.
207. Marsalek, J. *et al.* (1999) 'Toxicity testing for controlling urban wet-weather pollution: advantages and limitations', *Urban Water*, 1(1), pp. 91–103. doi:10.1016/S1462-0758(99)00006-0.
208. Mathieu, N. (1996) 'Rural et urbain : unité et diversité dans les évolutions des modes d'habiter', in *L'Europe et ses campagnes*. Presses FNSP. Paris, pp. 187–216.
209. Matos, M.P. *et al.* (2017) 'Key factors in the clogging process of horizontal subsurface flow constructed wetlands receiving anaerobically treated sewage', *Ecological Engineering*, 106, pp. 588–596. doi:10.1016/j.ecoleng.2017.06.013.
210. Maytraud, T., Nicolas, E. and Monnier, M. (2016) 'Orientations d'aménagement et gestion de l'eau: un Assistant à Maîtrise d'Ouvrage (AMO) dans le jeu des acteurs', *Stratégie/Strategy-Démarche*



- intégrée & Développement durable/Integrated approach & sustainable development* [Preprint]. Available at: <http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/60339> (Accessed: 26 October 2016).
211. McClymont, K. *et al.* (2020) 'Towards urban resilience through sustainable drainage systems: a multi-objective optimisation problem', *Journal of Environmental Management*, 275, p. 111173. doi:10.1016/j.jenvman.2020.111173.
 212. McKnight, D.M. *et al.* (2001) 'Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity', *Limnology and Oceanography*, 46(1), pp. 38–48. doi:10.4319/lo.2001.46.1.0038.
 213. Meays, C. *et al.* (2013) *Ambient Water Quality Guidelines For Sulphate. Technical Appendix Update*. Water Protection & Sustainability Branch Environmental Sustainability and Strategic Policy Division BC Ministry of Environment, p. 55.
 214. MEDDE (2009) *Guide technique actualisant les règles d'évaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole*. Guide technique. Paris: MEDDE, Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, p. 74. Available at: http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/GuidetechniqueREEE-ESC_30mars2009.pdf (Accessed: 24 March 2015).
 215. MEEM (2016) *Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau) - Eaufrance*. Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer. Available at: <http://www.eaufrance.fr/ressources/documents/guide-technique-relatif-a-l> (Accessed: 4 December 2017).
 216. Meerow, S., Newell, J.P. and Stults, M. (2016) 'Defining urban resilience: A review', *Landscape and Urban Planning*, 147, pp. 38–49. doi:10.1016/j.landurbplan.2015.11.011.
 217. Meilleursagents.com (2016) *Prix immobilier Val-de-Marne (94)*. Available at: <http://www.meilleursagents.com/prix-immobilier/val-de-marne-94/> (Accessed: 1 September 2016).
 218. Mentens, J., Raes, D. and Hermy, M. (2006) 'Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century?', *Landscape and Urban Planning*, 77(3), pp. 217–226. doi:10.1016/j.landurbplan.2005.02.010.
 219. Miller, J.D. *et al.* (2014) 'Assessing the impact of urbanization on storm runoff in a peri-urban catchment using historical change in impervious cover', *Journal of Hydrology*, 515, pp. 59–70. doi:10.1016/j.jhydrol.2014.04.011.
 220. Miyazaki, C.K. and Seidl, Martin (2022) 'Pour un meilleur usage du réseau d'eau non potable à Paris. L'analyse systémique du risque sanitaire de l'arrosage des espaces verts.', in *Journées d'études Urban Risk Lab, 28-29 mars 2022*. Champs-sur-Marne, France.
 221. Mokrani, I., Matkal, I. and Mellal, L. (2014) *Techniques alternatives pour la gestion des eaux pluviales et leur perception par les usagers. Cas du quartier de la promenade des trois rivières à Stains*. Projet multidisciplinaire SGE SAGE, ENPC. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, p. 54.
 222. Molle, P. (2012) 'Les filtres plantés de roseaux : évolution de la recherche et tendances actuelles', *Sciences Eaux & Territoires*, Numéro 9(4), p. 24. doi:10.3917/set.009.0024.
 223. Morel, F.M.M. and Hering, J.G. (1993) *Principles and Applications of Aquatic Chemistry*. John Wiley & Sons.
 224. Morgan, C. (2013) 'Water sensitive urban design in the UK ideas for built environment practitioners'. CIRIA.
 225. Moriasi, D.N. *et al.* (2007) 'Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations', *Trans. ASABE*, 50(3), pp. 885–900. doi:<https://doi.org/10.13031/2013.23153>.

226. Mouchel, J.-M. *et al.* (2020) 'Bathing Activities and Microbiological River Water Quality in the Paris Area: A Long-Term Perspective', in Flipo, N., Labadie, P., and Lestel, L. (eds) *The Seine River Basin*. Cham: Springer International Publishing (The Handbook of Environmental Chemistry), pp. 323–353. doi:10.1007/698_2019_397.
227. Mouchel, J.M., Simon, L. and Maldiney, M.A. (1994) 'Impacts en Seine des rejets urbains de temps de pluie sur les concentrations d'oxygène dissous', *La Houille Blanche*, (1–2), pp. 135–141. doi:10.1051/lhb/1994019.
228. Müller, A. *et al.* (2020) 'The pollution conveyed by urban runoff: A review of sources', *Science of The Total Environment*, 709, p. 136125. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.136125.
229. Musy, M. and Collectif (2014) *Une ville verte - Les rôles du végétal en ville*. Versailles: Quae éditions.
230. MW (2013) *Water sensitive urban design guidelines - South eastern councils*. Melbourne Water.
231. Naah, M. (2013) *Impact du développement urbain du bassin versant de la rivière Mingoa sur le lac municipal de Yaoundé (Cameroun)*. Université Paris Est. Available at: <http://www.theses.fr/2013PEST1131> (Accessed: 21 January 2015).
232. Naah, M., Seidl, M. and Tassin, B. (2013) 'Micropollutants as tracers of urbanization history of the Mingoa river watershed (Yaoundé, Cameroon).', in *Proceedings 14th EuCheMS International Conference on Chemistry and the Environment, ICCE 2013, Barcelona, June 25-28, 2013*. doi:<https://doi.org/10.1007/s11356-014-2756-4>.
233. Nascimento, N. *et al.* (2006) 'Long-term uncertainties and potential risks to urban waters in Belo Horizonte', in *First SWITCH Scientific Meeting University of Birmingham, UK 9-10 Jan 2006*, p. 8.
234. Nascimento, N. *et al.* (2008) 'Integrated Urban Water Management in Belo Horizonte, Brazil', in *Zaragoza Water Expo 2008*.
235. Nascimento, N. *et al.* (2016) 'Green blue infrastructure at metropolitan scale: a water sustainability approach in the Metropolitan Region of Belo Horizonte, Brazil', in <http://odel.irevues.inist.fr/tralogy/index.php?id=243>. NOVATECH 2016. Available at: <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01358037/> (Accessed: 16 December 2016).
236. Nash, J.E. and Sutcliffe, J.V. (1970) 'River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles', *Journal of Hydrology*, 10(3), pp. 282–290. doi:10.1016/0022-1694(70)90255-6.
237. Nasri, B. and Fouché, O. (2019) 'Intermittent flux from a sand filter for household wastewater and integrated solute transfer to the vadose zone', *Environmental Science and Pollution Research*, 26(3), pp. 2167–2183. doi:10.1007/s11356-018-1466-8.
238. Neidhardt, F.C. (ed.) (1996) *Escherichia coli and Salmonella: Cellular and Molecular Biology*. American Society for Microbiology.
239. Nguyen, H.V.-M. and Hur, J. (2011) 'Tracing the sources of refractory dissolved organic matter in a large artificial lake using multiple analytical tools', *Chemosphere*, 85(5), pp. 782–789. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.06.068.
240. Okun, D.A. (1996) 'Water reclamation and nonpotable reuse: an option for meeting urban water supply needs', *Desalination*, 106(1), pp. 205–212. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916496001105> (Accessed: 19 March 2014).
241. Olstadt, J. and Schauer, J.J. (2007) 'A comparison of ten USEPA approved total coliform/E. coli tests.', *Journal of water and health*, 5(2), pp. 267–82.
242. OMS (2006) *Utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères Volume 2: Utilisation des eaux usées en agriculture*. Available at: https://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/gsuweg2/fr/ (Accessed: 27 May 2019).



243. OMS (2012) *Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères Volume II Utilisation des eaux usées en agriculture*. OMS. Available at: http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/gsuweg4/fr/ (Accessed: 2 March 2016).
244. OMS (2019) *Lignes directrices relatives à l'assainissement et à la santé*. Département Santé Publique, Déterminants Sociaux et Environnementaux de la Santé. Organisation mondiale de la Santé. Available at: https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/sanitation-guidelines-executive-summary-fr.pdf (Accessed: 11 February 2022).
245. ONERC (2018) *Les événements météorologiques extrêmes*. La documentation Française.
246. Oster, J.D. and Sposito, G. (1980) 'The Gapon Coefficient and the Exchangeable Sodium Percentage-Sodium Adsorption Ratio Relation 1', *Soil Science Society of America Journal*, 44(2), pp. 258–260. doi:10.2136/sssaj1980.03615995004400020011x.
247. Otto, I. and Atelier de l'Ile (2009) 'Aménagement d'une coulée verte qui gère les eaux pluviales du quartier des Trois Rivières - Stains - site Duco Hoescht (93)'
248. Pacary, C. (2015) *La mairie de Paris dévoile son plan pour construire et rénover des piscines*, *Le Monde.fr*. Available at: http://www.lemonde.fr/sport/article/2015/06/16/piscines-paris-se-jette-a-l-eau_4655440_3242.html (Accessed: 25 August 2016).
249. Paffoni, C. (1994) 'Caractérisation des eaux déversées par temps de pluie à l'usine de Clichy', *La Houille Blanche*, (1–2), pp. 33–38. doi:10.1051/lhb/1994002.
250. Pankhurst, L.J. et al. (2011) 'Understanding and mitigating the challenge of bioaerosol emissions from urban community composting', *Atmospheric Environment*, 45(1), pp. 85–93. doi:10.1016/j.atmosenv.2010.09.044.
251. Panno, A. et al. (2017) 'Nature-based solutions to promote human resilience and wellbeing in cities during increasingly hot summers', *Environmental Research*, 159, pp. 249–256. doi:10.1016/j.envres.2017.08.016.
252. PBH (2016) *Plano Municipal de Saneamento, PMS 2016 - 2019*. Available at: <https://prefeitura.pbh.gov.br/obras-e-infraestrutura/informacoes/publicacoes/plano-de-saneamento> (Accessed: 6 June 2021).
253. PBH SMOBI and PBH Sudecap (2015) 'Política de redução do risco de inundações, em Belo Horizonte Programa de recuperação ambiental de Belo Horizonte – programa Drenurbs'
254. Petterson, S.A. and Ashbolt, N.J. (2002) 'WHO Guidelines for the Safe Use of Wastewater and Excreta in Agriculture Microbial Risk Assessment Section'
255. Petterson, S.R. and Ashbolt, N.J. (2016) 'QMRA and water safety management: review of application in drinking water systems', *Journal of Water and Health*, 14(4), pp. 571–589. doi:10.2166/wh.2016.262.
256. Philip, R. (2011) *SWITCH training kit: integrated urban water management in the city of the future*. Edited by International Council for Local Environmental Initiatives. Freiburg: ICLEI Europ. Secretariat.
257. Phinney, J.T. and Bruland, K.W. (1994) 'Uptake of Lipophilic Organic Cu, Cd, and Pb Complexes in the Coastal Diatom *Thalassiosira weissflogii*', *Environmental Science & Technology*, 28(11), pp. 1781–1790. doi:10.1021/es00060a006.
258. Pinçon-Charlot, M., Rendu, P. and Pinçon-Charlot, M. (1982) 'Distance spatiale, distance sociale aux équipements collectifs en Ile-de-France: des conditions de la pratique aux pratiques', *Revue Française de Sociologie*, 23(4), p. 667. doi:10.2307/3321663.
259. PNUD (2009) *Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil*. Available at: <http://www.pnud.org.br/atlas/>.

260. PNUD (2020) *Rapport sur le développement humain 2020 : La prochaine frontière Le développement humain et l'Anthropocène*. Available at: <http://hdr.undp.org/en/content/human-development-report-2020> (Accessed: 6 June 2021).
261. Pouliquen, F. (2016) *Paris: Dimanche, on se baigne tous à la Villette?*, *20minutes.fr*. Available at: <http://www.20minutes.fr/paris/1912815-20160824-paris-dimanche-baigne-tous-villette> (Accessed: 25 August 2016).
262. Queiroz, M.A.Á. *et al.* (2015) 'Características fermentativas e bromatológicas de silagens de cana-de-açúcar com taboa', *Ciência Rural*, 45, pp. 136–141. doi:10.1590/0103-8478cr20140164.
263. Radix, P. *et al.* (2000) 'Comparison of Four Chronic Toxicity Tests Using Algae, Bacteria, and Invertebrates Assessed with Sixteen Chemicals', *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 47(2), pp. 186–194. doi:10.1006/eesa.2000.1966.
264. Ramier, D. *et al.* (2016) 'Mesurer l'efficacité des techniques alternatives pour la maîtrise des flux polluants: un challenge métrologique. Le cas de quatre dispositifs innovants suivis dans le cadre du projet ROULÉPUR', *Aide à la décision/Decision making-Acquisition de données/Data acquisition* [Preprint].
265. Reddy, K. *et al.* (1993) 'Long-Term Nutrient Accumulation Rates in the Everglades', *Soil Science Society of America Journal*, 57(4), pp. 1147–1155. doi:10.2136/sssaj1993.03615995005700040044x.
266. Resch, M. (2020) *Les territoires d'approvisionnement en eau potable de Paris : du transfert à la préservation des ressources*. phdthesis. Université de Paris. Available at: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-03178393> (Accessed: 6 February 2022).
267. Resck, R.P., Neto, J.F.B. and Coelho, R.M.P. (2007) 'Nova batimetria e avaliação de parâmetros morfométricos da Lagoa da Pampulha (Belo Horizonte, Brasil)', *Revista Geografias*, 3(2), pp. 24–37. Available at: <http://www.igc.ufmg.br/portaldeperiodicos/index.php/geografias/article/view/445> (Accessed: 6 March 2017).
268. Revitt, D.M. *et al.* (2014) 'The sources, impact and management of car park runoff pollution: A review', *Journal of Environmental Management*, 146, pp. 552–567. doi:10.1016/j.jenvman.2014.05.041.
269. RF (2019) 'Décret n° 2019-1400 du 17 décembre 2019 adaptant les orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques', *JORF, NOR : TREL1803795D(JORF n°0295 du 20 décembre 2019)*.
270. Rocha Diniz, F. (2010) *'Eau-urbanisation', une utopie à la Brésilienne. Drainage et aménagement dans la région métropolitaine de Recife*. These de doctorat. Paris 3. Available at: <https://www.theses.fr/2010PA030176> (Accessed: 29 December 2021).
271. Rogers, B.C. *et al.* (2020) 'Water Sensitive Cities Index: A diagnostic tool to assess water sensitivity and guide management actions', *Water Research*, 186, p. 116411. doi:10.1016/j.watres.2020.116411.
272. Rossman, L.A. (2000) *EPANET 2 Users Manual*. Data and Tools EPA/600/R-00/057. Cincinnati, OH: EPA, National Risk Management Laboratory Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency, p. 200. Available at: <https://www.epa.gov/water-research/epanet> (Accessed: 22 May 2019).
273. Rossman, L.A. (2017) *Storm Water Management Model Reference Manual Volume II - Hydraulics*. EPA/600/R-17/111 May 2017. EPA, National Risk Management Laboratory Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency.
274. Roux, J., Seidl, M. and Bousserhine, N. (2020) 'Devenir des micropolluants issus du trafic routier dans un filtre planté de roseaux dédié à la gestion des eaux de ruissellement. importance de l'activité microbienne.', in *Journées d'Hydrologie Urbaine, JDHU 2020, Strassbourg*, p. 3.



275. Rowe, D.B. (2011) 'Green roofs as a means of pollution abatement', *Environmental Pollution*, 159(8), pp. 2100–2110. doi:10.1016/j.envpol.2010.10.029.
276. Sainte, P. (2009) *Contribution des matériaux de couverture à la contamination métallique des eaux de ruissellement*. phdthesis. Université Paris-Est. Available at: <https://pastel.archives-ouvertes.fr/tel-00539932> (Accessed: 25 June 2020).
277. Sainte Robert, P. (2009) *Contribution des matériaux de couverture à la contamination métallique des eaux de ruissellement*. These de doctorat. Paris Est. Available at: <https://www.theses.fr/2009PEST1051> (Accessed: 13 February 2022).
278. Salgot, M., Priestley, G.K. and Folch, M. (2012) 'Golf Course Irrigation with Reclaimed Water in the Mediterranean: A Risk Management Matter', *Water*, 4(2), pp. 389–429. doi:10.3390/w4020389.
279. Schecher, W. and McAvoy, D. (1992) 'MINEQL+: A software environment for chemical equilibrium modeling', *Computers, Environment and Urban Systems*, 16(1), pp. 65–76. doi:10.1016/0198-9715(92)90053-T.
280. Scholes, L. *et al.* (2007) 'Assessment of storm water ecotoxicity using a battery of biotests', in *Highway and Urban Environment*. Springer, Dordrecht (Alliance For Global Sustainability Bookseries), pp. 399–410. doi:10.1007/978-1-4020-6010-6_35.
281. Scott, E., Bloomfield, S.F. and Barlow, C. g. (1984) 'A comparison of contact plate and calcium alginate swab techniques for quantitative assessment of bacteriological contamination of environmental surfaces', *Journal of Applied Bacteriology*, 56(2), pp. 317–320. doi:10.1111/j.1365-2672.1984.tb01353.x.
282. SDES and OFB (2020) *Eau et milieux aquatiques - Les chiffres clés - Édition 2020*. MEDDE, Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie. Available at: <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/eau-et-milieux-aquatiques-les-chiffres-clés-edition-2020-0> (Accessed: 8 February 2022).
283. Seidl, M. (1997) *Caracterisation des rejets urbains de temps de pluie et de leurs impacts sur l'oxygénation de la seine*. PhD Thesis. ENPC Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. Available at: <http://www.theses.fr/1997ENPC9725> (Accessed: 19 March 2014).
284. Seidl, M. *et al.* (1998) 'Organic carbon biodegradability and heterotrophic bacteria along a combined sewer catchment during rain events', *Water Science and Technology*, 37(1), pp. 25–33. doi:10.1016/S0273-1223(97)00752-X.
285. Seidl, M. *et al.* (2005) 'Duckweed - tilapia system : a possible way of ecological sanitation for developing countries', *Water Environmental Series*, (AQUA 2003), pp. 105–110. Available at: https://www.pseau.org/epa/gdda/Actions/Action_A10/2003_Agua2003_SEIDL.pdf (Accessed: 22 November 2017).
286. Seidl, M. *et al.* (2008) 'Integrated quality indicators for urban water management : example of Belo Horizonte', in *XXXI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental*. Santiago, Chile, p. CDRom. Available at: <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00762473> (Accessed: 22 November 2017).
287. Seidl, M. *et al.* (2011) 'Effect of collecting surface and pathway on the quality of rain water to be harvested', in *12nd International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/Brazil, 10-15 September 2011*, p. 7.
288. Seidl, M. *et al.* (2013) 'Effect of substrate depth and rain-event history on the pollutant abatement of green roofs', *Environmental Pollution*, 183, pp. 195–203. doi:10.1016/j.envpol.2013.05.026.
289. Seidl, M., Petrucci, G., *et al.* (2014) 'Assessment of dry and wet weather pollutant fluxes in a small urban watershed of Belo Horizonte (Brazil)', in *ICUD 2014, 13th International Conference on Urban Drainage, Sarawak, Malaysia, 7-12 September 2014*. doi:<https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-01815063>.

290. Seidl, M., Gromaire, C., *et al.* (2014) 'The potential incidence of green roofs on urban run-off quality', in *ICUD 2014, 13th International Conference on Urban Drainage, Sarawak, Malaysia, 7-12 September 2014*. Available at: <http://www.13icud2014.com/>.
291. Seidl, M., Caupos, E., *et al.* (2015) 'Élimination des parabènes et du triclosan dans un filtre non drainé de l'assainissement non collectif (ANC)', *Revue des sciences de l'eau*, 28(1), p. 75. doi:10.7202/1030010ar.
292. Seidl, M., Da, G., *et al.* (2015) 'Evaluating exposure of pedestrians to airborne contaminants associated with non-potable water use for pavement cleaning', *Environmental Science and Pollution Research*, (Published on line 02 August 2015), pp. 1–11. doi:10.1007/s11356-015-5062-x.
293. Seidl, M., Da, G., *et al.* (2016) 'Evaluating exposure of pedestrians to airborne contaminants associated with non-potable water use for pavement cleaning', *Environmental Science and Pollution Research*, 23(7), pp. 6091–6101. doi:10.1007/s11356-015-5062-x.
294. Seidl, M., Trinh, C.B.-T., *et al.* (2016) 'Seepage water. A new resource?', in *43 rd IAH Congress. Groundwater and society: 60 years of IAH, September 25 – 29 th 2016, Montpellier France. 43 rd IAH Congress. Groundwater and society: 60 years of IAH.*, Montpellier, France. Available at: <http://www.60iah2016.org/en/> (Accessed: 26 October 2016).
295. Seidl, M., Ramier, D., *et al.* (2016) 'Transfert of pollutants from an on-site waste water treatment to the ground water: a case study.', in *43 rd IAH Congress. Groundwater and society: 60 years of IAH, September 25 – 29 th 2016, Montpellier France. 43 rd IAH Congress. Groundwater and society: 60 years of IAH. September*, Montpellier, France. Available at: <http://www.60iah2016.org/en/> (Accessed: 26 October 2016).
296. Seidl, M., Hadrich, B., *et al.* (2019) 'Impact of urbanisation (trends) on runoff behaviour of Pampulha watersheds (Brazil)', *Environmental Science and Pollution Research* [Preprint]. doi:10.1007/s11356-019-06029-6.
297. Seidl, M., Trinh, B.-T.C., *et al.* (2019) 'Réseau d'eau non potable parisien et valorisation des eaux d'exhaure, entre limites techniques et jeux d'acteurs complexes', *Techniques Sciences Méthodes*, (12), pp. 131–153. doi:10.36904/tsm/201912131.
298. Seidl, M., Paupardin, J., *et al.* (2019) 'Vegetated filters for source control of pollutants associated with road runoff. Case study of Rosny-sous- Bois (France)', in *NOVATECH 2019 Urban Water Planning and technologies for sustainable management*, p. 360.
299. Seidl, M. (2020a) *Aménager la ville avec l'eau, pour une meilleure résilience face aux changements globaux*. Paris: Presses des Ponts et Chaussées. Available at: <https://www.presses-des-ponts.fr/notre-librairie/373-amenager-la-ville-avec-leau-pour-une-meilleure-resilience-face-aux-changements-globaux.html> (Accessed: 27 August 2020).
300. Seidl, M. *et al.* (2020) 'Storm-water tree as way to mitigate climate changes in urban areas', in *Conférence Future Days Future 2 | 3 décembre 2020 Université Gustave Eiffel, Campus de Marne-la-Vallée*. Marne-la-Vallée, France: Université Gustave Eiffel. Available at: <https://www.futuredays.fr/>.
301. Seidl, M. (2020b) 'Techniques alternatives pour la gestion de l'eau de pluie un espace (vert) public à gérer et à s'approprier', in Seidl, M. (ed.) *Aménager la ville avec l'eau, pour une meilleure résilience face aux changements globaux*. Paris: Presses des Ponts et Chaussées, pp. 81–98. Available at: <https://doi.org/10.5281/zenodo.4555194>.
302. Seidl, M. and Barroca, B. (2016) 'Analyse de la gestion de l'eau à l'échelle du quartier: l'approche par l'indice d'hydromorphie urbaine - Urban hydromorphy index as a tool to improve urban water design', in *Novatech 2016, 28 juin - 1er juillet 2016, Lyon, France (FRA)*. Available at: <http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/60369> (Accessed: 12 August 2016).
303. Seidl, M. and Bontempo, V. (2008) 'Assessing social compliance for waste water management in urban areas of Belo Horizonte (Brazil)', in *IWA COnference Sanitation challenge 2008*, p. 9.

304. Seidl, M. and Bucourt, T. (2020) 'Le rôle du territoire dans la perception de la trame verte et bleue par ses habitants. L'exemple de l'Est parisien.', in Seidl, M. (ed.) *Aménager la ville avec l'eau, pour une meilleure résilience face aux changements globaux*. Paris: Presses des Ponts et Chaussées, pp. 267–283. Available at: <https://www.presses-des-ponts.fr/notre-librairie/373-amenager-la-ville-avec-leau-pour-une-meilleure-resilience-face-aux-changements-globaux.html>.
305. Seidl, M. and Carre, C. (2016) 'Les franciliens et la baignade en eau naturelle un désir oublié, qui peut être réveillé', *Revue ESPACES tourisme et loisirs*, 333, novembre-décembre, pp. 78–82. Available at: <https://www.tourisme-espaces.com>.
306. Seidl, M., De Gouvello, B. and Nascimento, N. (2010) 'Perception of rainwater harvesting in public buildings: Comparison between two case studies in France and in Brazil', in *NOVATECH 2010*, p. CDRom. Available at: <http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/35791> (Accessed: 12 August 2016).
307. Seidl, M., Huang, V. and Mouchel, J.-M. (1998) 'Toxicity of combined sewer overflows on river phytoplankton: the role of heavy metals', *Environmental Pollution*, 101(1), pp. 107–116. doi:10.1016/S0269-7491(98)00008-6.
308. Seidl, M., Laouali, S. and Idder, T. (2009) 'Stabilization ponds and macrophytes, to be or not to be?', in *8th IWA specialist group conference on waste stabilization ponds, Belo Horizonte, Brazil April 2009*, p. 8.
309. Seidl, M. and Saifane, M. (2018) 'Urban green: Beyond climate and biodiversity', *Urban Ecosystems* [Preprint], (submitted).
310. Seidl, M. and Saifane, M. (2021) 'A green intensity index to better assess the multiple functions of urban vegetation with an application to Paris metropolitan area', *Environment, Development and Sustainability* [Preprint]. doi:10.1007/s10668-021-01293-4.
311. Seidl, M., Servais, P. and Mouchel, J.-M. (1998) 'Organic matter transport and degradation in the river Seine (France) after a combined sewer overflow', *Water Research*, 32(12), pp. 3569–3580. doi:10.1016/S0043-1354(98)00169-9.
312. Servais, P., Seidl, M. and Mouchel, J.-M. (1999) 'Comparison of Parameters Characterizing Organic Matter in a Combined Sewer During Rainfall Events and Dry Weather', *Water Environment Research*, 71(4), pp. 408–417. doi:10.2175/106143097X122112.
313. Silva, A. (2009) *Controle da poluição difusa de origem pluvial em uma via de tráfego intenso por meio de trincheira de infiltração e vala de retenção*. Mestrado Posgraduação SMARH - UFMG. Universidade Federal de Minas Gerais. Available at: <https://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/655M.PDF>.
314. Silva, A. et al. (2009) 'Experimentos com trincheira de infiltração e vala de retenção', in Righetto (ed.) *Manejo de Águas Pluviais Urbanas*. Brasília: Ministério Ciência e Tecnologia (PROSAB 5, 5), pp. 383–396. Available at: https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosab5_tema_4.pdf.
315. Silva, A. et al. (2010) 'SWITCH in Belo Horizonte, Brazil: infiltration and detention systems for more sustainable stormwater control in Belo Horizonte', *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 9(1), pp. 7–13. doi:10.1007/s11157-010-9196-5.
316. Silva, T. et al. (2014) 'Integrated Modelling of Lake Pampulha: Assessing the Catchment Impact on Cyanobacteria Dynamics in the Lake', in *13th International Conference on Urban Drainage*. Kuching, Malaysia. Available at: <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-01592734> (Accessed: 26 January 2021).
317. Silva-Rodríguez de San Miguel, J.A. (2018) 'Water management in Europe and Latin America', *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 29(2), pp. 348–367. doi:10.1108/MEQ-05-2017-0044.

- I 318. Simkiss, K. and Taylor, M.L. (1995) 'Transport of metals across membranes A', in Tessier, A. and Turner, D.R. (eds) *Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems*. New York: Wiley and Son, pp. 1–44.
319. Skillicorn, P., Spira, W. and Journey, W. (1993) *Duckweed aquaculture: a new aquatic farming system for developing countries*. 1. print. Wasington DC: The World Bank (A World Bank publication).
320. Soubeyroux, J.-M., Bernu, S. and Et al. (2020) *Les nouvelles projections climatiques de référence DRIAS 2020 pour la métropole*. Météo France /CERFACS, p. 98.
321. Souza, J. de (2008) *A expansão urbana de Belo Horizonte e da Região Metropolitana de Belo Horizonte: o caso específico do município de Ribeirão das Neves*. Tese de Doutorado. Available at: <http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/handle/1843/AMSA-7FNJKN?show=full> (Accessed: 2 June 2019).
322. Sphinx (2015) 'Le Sphinx iQ 2. Logiciel pour enquêtes quantitatives et qualitatives. Manuel de référence'. Le Sphinx Développement. Available at: <http://www.lesphinx-developpement.fr/sphinx-logiciels/sphinx-iq-2/> (Accessed: 13 September 2018).
323. Steduto, P., Hsiao, T., and et al. (2012) *Crop yield response to water*. Rome: FAO (FAO irrigation and drainage paper, 66).
324. Steusloff, S. (1998) 'Input and Output of Airborne Aggressive Substances on Green Roofs in Karlsruhe', in Breuste, J., Feldmann, H., and Uhlmann, O. (eds) *Urban Ecology*. Berlin, Heidelberg: Springer, pp. 144–148. doi:10.1007/978-3-642-88583-9_24.
325. Streeter, H.W. and Phelps, E.B. (1925) 'A study of the pollution and natural purification of the Ohio river', *US Public health bulletin*, 146(February 1925), pp. 1–80.
326. SUDECAP PBH (2008) 'Caderno de encargos drenagem, prefeitura de Belo Horizonte'. PBH Sudecap. Available at: https://prefeitura.pbh.gov.br/sites/default/files/noticia/sudecap_capitulo_19.pdf.
327. Suez (2019) *Memento Traitement de l'eau - Méthode de détermination du pHs*. Available at: <https://www.suezwaterhandbook.fr/eau-et-generalites/processus-elementaires-du-genie-physico-chimique-en-traitement-de-l-eau/neutralisation-remineralisation/methodes-de-determination-du-pHs> (Accessed: 30 May 2019).
328. Susca, T., Gaffin, S.R. and Dell'Osso, G.R. (2011) 'Positive effects of vegetation: Urban heat island and green roofs', *Environmental Pollution*, 159(8–9), pp. 2119–2126. doi:10.1016/j.envpol.2011.03.007.
329. Takano, T., Nakamura, K. and Watanabe, M. (2002) 'Urban residential environments and senior citizens' longevity in megacity areas: the importance of walkable green spaces', *Journal of Epidemiology and Community Health*, 56(12), pp. 913–918. doi:10.1136/jech.56.12.913.
330. Tamba, J.G. (2017) 'Crude oil production and economic growth: Evidence from Cameroon', *Energy Sources, Part B: Economics, Planning, and Policy*, 12, pp. 1–7. doi:10.1080/15567249.2015.1101511.
331. Teemusk, A. and Mander, Ü. (2011) 'The Influence of Green Roofs on Runoff Water Quality: A Case Study from Estonia', *Water Resources Management*, 25(14), p. 3699. doi:10.1007/s11269-011-9877-z.
332. Teysseire, R., Corbière, R. and Arnac, A. (2013) *Histoire de la baignade en Seine : les modalités de sa réglementation*. Mémoire, AgroParisTech. AgroParisTech.
333. Thevenot, D. (ed.) (2008) *DayWater: an Adaptive Decision Support System for Urban Stormwater Management*. Available at: <https://iwaponline.com/ebooks/book/60/DayWater-an-Adaptive-Decision-Support-System-for> (Accessed: 13 March 2021).



334. Tiefenbeck, V., Götte, L. and Et al. (2014) *EWZ-Amphiro study on the effectiveness of real-time feedback: the influence of demographics, attitudes, and personality traits*.
335. TMAC (2021) *TriMark Aquaculture Centre*. Available at: <https://www.facebook.com/TrimarkC/> (Accessed: 22 January 2022).
336. Todd, N.J. and Todd, J. (1994) *From Eco-Cities to Living Machines: Principles of Ecological Design*. 2nd edition. Berkeley, Calif: North Atlantic Books.
337. Tomaz, P. (2006) *Poluição Difusa*. SP: Navegareditora. Available at: <https://www.navegareditora.com.br/poluic-o-difusa.html> (Accessed: 24 April 2022).
338. Toubin, M. *et al.* (2013) 'Les conditions de la résilience des services urbains parisiens par l'apprentissage collectif autour des interdépendances', *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* [Preprint], (Volume 13 Numéro 3). doi:10.4000/vertigo.14568.
339. Trinh, B.-T. (2017) *Diversification des ressources du réseau d'eau non potable parisien : contribution à une gestion durable des ressources en eau*. Paris Est. Available at: <http://www.theses.fr/2017PESC1219> (Accessed: 4 September 2018).
340. IUCN (2020) *Standard mondial de l'IUCN pour les solutions fondées sur la nature*. Available at: <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.08.fr>.
341. UNDP (2020a) *Human Development Reports - Brazil*. Available at: <http://hdr.undp.org/en/countries/profiles/BRA> (Accessed: 6 June 2021).
342. UNDP (2020b) *Human Development Reports - France*. Available at: <http://hdr.undp.org/en/countries/profiles/FRA> (Accessed: 6 June 2021).
343. UN-Habitat (2009) *Profil urbain de Yaoundé*. Nairobi: United Nations Human Settlements Programme. Available at: <https://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:OpGY8tigt84J:https://knowledge.uclga.org/IMG/pdf/profilurbaindeyaounde.pdf+&cd=10&hl=fr&ct=clnk&gl=fr&client=firefox-b-d>.
344. Upadhyay, N. *et al.* (2013) 'Characterization of aerosol emissions from wastewater aeration basins', *Journal of the Air & Waste Management Association (1995)*, 63(1), pp. 20–26.
345. US EPA, O. (2014) *Storm Water Management Model (SWMM)*. Available at: <https://www.epa.gov/water-research/storm-water-management-model-swmm> (Accessed: 28 December 2018).
346. USACE (2022) *HEC-RAS River Analysis System. User's Manual Version 6.2*. U.S. Army Corps of Engineers, p. 720. Available at: <https://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ras/>.
347. Valencia, S. *et al.* (2014) 'Evaluation of natural organic matter changes from Lake Hohloh by three-dimensional excitation–emission matrix fluorescence spectroscopy during TiO₂/UV process', *Water Research*, 51, pp. 124–133. doi:10.1016/j.watres.2013.12.019.
348. Van den Bosch, M. and Ode Sang, Å. (2017) 'Urban natural environments as nature-based solutions for improved public health – A systematic review of reviews', *Environmental Research*, 158, pp. 373–384. doi:10.1016/j.envres.2017.05.040.
349. Van Metre, P.C. and Mahler, B.J. (2003) 'The contribution of particles washed from rooftops to contaminant loading to urban streams', *Chemosphere*, 52(10), pp. 1727–1741. doi:10.1016/S0045-6535(03)00454-5.
350. Van Seters, T. *et al.* (2009) 'Evaluation of Green Roofs for Runoff Retention, Runoff Quality, and Leachability', *Water Quality Research Journal*, 44(1), pp. 33–47. doi:10.2166/wqrj.2009.005.
351. Vieira, P. *et al.* (2009) 'Avaliação de fluxo de poluentes em tempo seco e durante eventos de chuva em uma microbacia urbanizada no município de belo horizonte, minas gerais', in Righetto (ed.) *Manejo de Águas Pluviais Urbanas*. Ministerio Ciencia e Tecnologia (PROSAB, 5), pp. 347–369. Available at: https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosab5_tema_4.pdf.



352. Vilpas, R. and Santala, E. (2007) *Comparison of the nutrient removal efficiency of onsite wastewater treatments systems: Applications of conventional sand filters and sequencing batch reactors (SBR)*. (Water Science and Technology 55:109).
353. Vivacqua, M.C.R. (2005) *Qualidade da água do escoamento superficial urbano – Revisão visando o uso local*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.
354. Vymazal, J. (2007) 'Removal of nutrients in various types of constructed wetlands', *Science of The Total Environment*, 380(1), pp. 48–65. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.09.014.
355. Vymazal, J. (2011) 'Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review', *Hydrobiologia*, 674(1), pp. 133–156. doi:10.1007/s10750-011-0738-9.
356. Wagner, I. and Breil, P. (2013) 'The role of ecohydrology in creating more resilient cities', *Ecohydrology & Hydrobiology*, 13(2), pp. 113–134. doi:10.1016/j.ecohyd.2013.06.002.
357. Walsh, C.J. *et al.* (2005) 'The urban stream syndrome : current knowledge and the search for a cure', in.
358. Walsh, C.J., Fletcher, T.D. and Burns, M.J. (2012) 'Urban Stormwater Runoff: A New Class of Environmental Flow Problem', *PLoS ONE*. Edited by J.A. Gilbert, 7(9), p. e45814. doi:10.1371/journal.pone.0045814.
359. Walsh, G.E. (1988) 'Principles of toxicity testing with marine unicellular algae', *Environmental Toxicology and Chemistry*, 7(12), pp. 979–987. doi:https://doi.org/10.1002/etc.5620071204.
360. Wazzani, M. (2015) *Injection des eaux d'exhaure dans le réseau d'eau non potable*. Master 2 Géomatériaux et Environnement, à l'. Université Pari-Est Marne-la-Vallée /stage Ecole des Ponts ParisTech.
361. Wei, Z. *et al.* (2019) 'Electrophilicity index as a critical indicator for the biodegradation of the pharmaceuticals in aerobic activated sludge processes', *Water Research*, 160, pp. 10–17. doi:10.1016/j.watres.2019.05.057.
362. Welsh, J.T. and Mooney, P. (2014) 'The St George Rainway: Building community resilience with green infrastructure', in. *WIT Transactions on the Built Environment*, pp. 289–301. doi:10.2495/UW140251.
363. Wethé, J., Radoux, M. and Tanawa, E. (2003) 'Assainissement des eaux usées et risques socio – sanitaires et environnementaux en zones d'habitat planifié de Yaoundé (Cameroun)', *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* [Preprint], (Volume 4 Numéro 1). doi:10.4000/vertigo.4741.
364. Winpenny, J.T., Heinz, I. and Koo-Oshima, S. (2010) *The wealth of waste: the economics of wastewater use in agriculture*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO water reports, 35).
365. Wohlleben, P. and Tresca, C. (2017) *La Vie secrète des arbres*. Paris: Les Arènes.
366. Wolterbeek, H.Th. *et al.* (1995) 'On the uptake and release of zinc (65Zn) in the growing alga *Selenastrum capricornutum* Printz', *Environmental Pollution*, 88(1), pp. 85–90. doi:10.1016/0269-7491(95)91051-L.
367. Wong, N.H. *et al.* (2003) 'The effects of rooftop garden on energy consumption of a commercial building in Singapore', *Energy and Buildings*, 35(4), pp. 353–364. doi:10.1016/S0378-7788(02)00108-1.
368. WRF (2013) *Dual Water Systems: Characterization and Performance for Distribution of Reclaimed Water*. Available at: En ligne sur: <http://www.waterrf.org/PublicReportLibrary/4333.pdf>. Consulté le 11 février 2017.
369. Wright, M.E. *et al.* (2009) 'Microbial load from animal feces at a recreational beach', *Marine Pollution Bulletin*, 58(11), pp. 1649–1656. doi:10.1016/j.marpolbul.2009.07.003.

370. Yan, W. and Kalay, Y. (2005) 'Simulating Human Behaviour in Built Environments', in. Dordrecht: Springer Netherlands (Computer Aided Architectural Design Futures), pp. 301–310.
371. Yawen, W. *et al.* (2020) 'Towards government mechanisms of sponge city construction in China: insights from developed countries', *Water Policy*, 22(4), pp. 574–590. doi:10.2166/wp.2020.155.
372. Yujie, Q., De Gouvello, B. and Tassin, B. (2016) 'Qualitative characterization of the first-flush phenomenon in roof-harvested rainwater systems', in conference) 2016, L. impact development (ed.) *LID(low impact development conference) 2016*. Beijin, China. Available at: <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01456766> (Accessed: 17 February 2022).
373. Zgheib, S., Moilleron, R. and Chebbo, G. (2012) 'Priority pollutants in urban stormwater: Part 1 – Case of separate storm sewers', *Water Research*, 46(20), pp. 6683–6692. doi:10.1016/j.watres.2011.12.012.
374. Zhang, L. and Li, Y. (2012) 'Dispersion of coughed droplets in a fully-occupied high-speed rail cabin', *Building and Environment*, 47, pp. 58–66. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.03.015.
375. Zsolnay, A. *et al.* (1999) 'Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying', *Chemosphere*, 38(1), pp. 45–50. doi:10.1016/S0045-6535(98)00166-0.

Partie II : NOTICE

Table des matières

1	Curriculum	2
1.1	Diplômes	2
1.2	Parcours	2
2	Activites de recherche.....	3
2.1	Participation aux projets de recherche.....	3
2.2	Formation par la recherche.....	4
2.2.1	Codirection de thèses	4
2.2.2	Encadrement de stages.....	4
2.2.3	Tutorat.....	8
2.2.4	Participation aux jurys de doctorat et de mestrado	9
2.3	Organisation de manifestations scientifiques.....	10
2.4	Autres activités d’animation de la recherche	10
3	Enseignement	11
3.1	Bilan	11
3.2	Cours.....	12
4	Publications & Communications.....	13
4.1	Bilan de la production scientifique.....	13
4.2	Articles et chapitres d’ouvrage.....	13
4.2.1	Articles dans des revues (inter)nationales à comité de lecture	13
4.2.2	Ouvrage* / Chapitres d’ouvrage.....	16
4.3	Communications.....	17
4.3.1	Actes de conférence (inter)nationale	17

1 CURRICULUM

Martin SEIDL

1962, marié, 1 enfant, nationalité néerlandaise

ENPC, École nationale des ponts et chaussées
LEESU, Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains
6-8, avenue Blaise Pascal, 77455 Marne-la-Vallée Cedex 2
+33 164153975, martin.seidl@enpc.fr

[ORCID 0000-0001-7633-6318](https://orcid.org/0000-0001-7633-6318)

<https://cv.archives-ouvertes.fr/martin-seidl>

<http://leesu.univ-paris-est.fr/Seidl-Martin,325>

http://www.researchgate.net/profile/Martin_Seidl2

1.1 Diplômes

- 1999 Maîtrise Science et Technique Édition électronique, Université Paris 8
- 1997 Doctorat Sciences et Techniques de l'environnement, École nationale des ponts et chaussées, CEREVER, Champs-sur-Marne sous la direction de Pierre Servais et Jean-Marie Mouchel
- 1988 Ingénieur Sciences de l'environnement (Milieux & Hygiène), spécialisations Écotoxicologie & Qualité des eaux, Université d'Agronomie (Landbouww Universiteit), Wageningen, Pays-Bas

1.2 Parcours

2015-> Ingénieur des Travaux publics de l'État – École des Ponts ParisTech :
mise en place, pilotage et coordination de projets de recherche

2008-2014 Ingénieur de recherche au LEESU – ENPC :
mise en place, pilotage et coordination de projets de recherche

2007-2008 Chercheur invité – UFMG EHR Brésil :
pilotage et coordination équipe de recherche

2006-2008 Chef de projet – Association H2O (Paris) :
gestion et valorisation des projets de recherche, activités de conseil

2004-2005 Attaché de recherche au CEREVER – ENPC :
mise en place et pilotage des projets de recherche

2001-2003 Ingénieur d'étude au CEREVER – ENGREF :
mise en place, pilotage et coordination des projets de recherche

1998-1999 Master Édition électronique

1993-1997 Doctorat – ENPC

1991-1993 Attaché de recherche – ENPC/UPEC

1990-1991 Service civil, attaché de recherche – DLO Wageningen, Pays-Bas

2 ACTIVITES DE RECHERCHE

2.1 Participation aux projets de recherche

Dates	Projets	Partenaires	Fonctions	Publications	Encadrements
2019->	OPUR5, Arbre de pluie CIFRE Hydrasol	ENPC, VDP, CEREMA	Écriture projet Direction Exécution	<i>Com.58</i> <i>Com.53</i>	<u>PhD.5</u> , <i>Etu.35</i> , <i>Etu.36</i> , <i>Etu.39</i> ,
2018->	Life Adsorb - Traitement EP filtre planté roseaux (CEE Life)	ENPC, VDP, CEREMA, INRAE, Ecobird	Co-direction volet Biodégradation		<u>PhD.4</u> , <i>Etu.37</i>
2016-2020	ROULEPUR - Techniques alternatives IDF (AFB, ONEMA, AESN)	ENPC, CEREMA, VDP, CD93, CD77	Suivi site Rosny/s Bois	<i>Com.54-57</i> <i>Com.52</i>	<i>Etu.27</i>
2015-2017	REFUJ - Revitalisation friches urbaines (Région IDF)	UPEC, ENPC, CD94	Responsable volet Chimie	<i>Art.26</i>	<i>Etu.26</i>
2013-2017	Thèse Réseau d'eau non potable Convention CIFRE Eau de Paris	ENPC, EDP, UPMV	Écriture projet Co-direction Suivi	<i>Art.23</i> <i>Art. 15</i>	<u>PhD.3</u> , <i>Etu.18</i> , <i>Etu.20</i> , <i>Etu.23</i> , <i>Etu.25</i>
2015-2018	Réinventer l'eau en ville (PICRI, Conseil régional d'Île-de-France) (IREX Ville 10 D)	ENPC, UPVM, 4D, H2O	Écriture Coordination Exécution	<i>Ouv.1 Chap.9-11</i> <i>Art.21</i> <i>Art.25</i>	<i>Etu.31</i> , <i>Etu.29</i>
2012-2016	MAPLU Manejo aguas pluviais (programme CTHIDRO, FINEP)	UFMG +5 université Brésil	Co-écriture Coordination Exécution	<i>Art.24</i>	<i>Etu.32</i>
2011-2013	ANCRES - Assainissement non collectif et sol (programme GESSOL, MEDD)	ENPC, CNAM	Responsable volet Chimie	<i>Art.16</i>	<i>Etu.19</i> , <i>Etu.21</i>
2008-2013	Thèse - Cotutelle lac de Yaoundé (UNESCO Habitat)	ENPC Univ. Douala	Co-direction Exécution	<i>Com.27</i>	<u>PhD.1</u>
2010-2014	CAPES Cofecub (mobilité France-Brésil, MAE)	ENPC, UFMG, INSA	Missions ENPC	<i>Com.29</i>	-
2010-2013	TVGEP - Toitures végétalisées, eau de pluie (programme C2D2, MEDD)	ENPC, CEREMA, CSTB, COGEMA	Coordination Suivi chimie	<i>Art.13</i>	<i>Etu.16</i> , <i>Etu.17</i>
2007-2008	SWITCH - Urban waters, Belo Horizonte (Commission européenne, FP5)	UFMG, PBH et IHE	Suivi Valorisation	<i>Art.10</i>	<i>Etu.4</i> , <i>Etu.7</i>
2007-2008	PROSAB - Agua - Aguas pluviais (FINEP)	UFMG +5 université Brésil	Co-direction Suivi	<i>Art22</i> <i>Art18</i> <i>Chap.7-8</i>	<u>PhD.2</u> , <i>Etu.6</i> , <i>Etu.9</i>
2006-2008	Vers la gestion citoyenne de l'eau en IDF (programme PICRI , CRIF)	ENPC, IDFE, UPMC, H2O	Co-écriture Animation	-	2 promotions M2 SGE SAGE
2004-2007	ALFA LaWetnet Agua y Saneamiento (mobilité LA, Commission européenne)	IHE-UNESCO, ENPC Univalle...	Missions ENPC	<i>Art.9</i>	-
2002-2005	DayWater - Ruissellement urbain (Commission européenne, FP5)	ENPC, LCPC Nantes, DTU, Middlesex	Responsable volet Ecotox	<i>Chap.5</i> <i>Chap.6</i>	-
2001-2003	Valorisation des eaux usées par lagunage dans les pays en voie de développement (PsEau/MEDDM/AFD)	ENPC, UAM Niger, EIER Burkina, AquaDev Belgique	Écriture Coordination Suivi pilote	<i>Art.19</i> <i>Art.11</i> <i>Art.8.</i>	Aquadev, UAM

2.2 Formation par la recherche

2.2.1 CODIRECTION DE THESES

- PhD.5 ZIME YERIMA H. (2021->) L'arbre d'alignement comme moyen innovant pour la maîtrise des eaux pluviales en ville : vers l'optimisation des services rendus. Thèse de doctorat Cifre Ecole des Ponts ParisTech /Hydrasol – ED 531 SIE Université Paris-Est. Co-direction avec Marie-Christine Gromaire, ENPC (20 %). <https://www.theses.fr/s304688>
- PhD.4 ROUX J. (2020->) Devenir des micropolluants issus du trafic routier dans un filtre planté de roseaux dédié à la gestion des eaux de ruissellement – Importance de l'activité microbienne. Thèse de doctorat Cifre UPEC / Ville de Paris – ED 531 SIE Université Paris-Est. Co-direction avec Nouredine Bousserhine, UPEC (50 %). <https://www.theses.fr/s239068>
- PhD.3 TRINH B.T. (2017) Diversification des ressources du réseau d'eau non potable parisien : contribution à une gestion durable des ressources en eau. PhD, Thèse de doctorat Cifre Ecole des Ponts ParisTech /Eau de Paris - ED VTT Université Paris-Est. Co-direction avec Gilles Hubert, UMLV (20 %). <http://www.theses.fr/2017PESC1219>
- PhD.2 COSTA (FERREIRA Da) J. (2013) Remoção de poluentes em um sistema de alagados construídos atuando como pós-tratamento de efluente de reator UASB e de filtro biológico percolador. PhD, Doutorado Pós-graduação SMARH - UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais. Co-direction avec Marco Von Sperling, UFMG (50 %). <https://repositorio.ufmg.br/handle/1843/BUOS-9L5QC2>
- PhD.1 NAAH M. (2013) Impact of the urban development of the Mingoa river watershed on the municipal lake of Yaoundé. Thèse cotutelle Ecole des Ponts ParisTech/Université de Douala – ED 531 SIE Université Paris-Est. Co-direction avec Bruno Tassin, ENPC (25 %). <https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00976636>

2.2.2 ENCADREMENT DE STAGES

- Etu.39 CROISSET C. (2021) Évaluation du potentiel de déploiement d'une innovation en matière de gestion des eaux pluviales urbaines – l'arbre de pluie. PFE ingénieur, P2021. École nationale des ponts et chaussées/EPF.
- Etu.38 MIYAZAKI C.K. (2021) Amélioration de la résilience du réseau d'eau non potable parisien à l'aide d'analyse systémique du risque sanitaire, le QMRA. Stage Mestrado. École nationale des ponts et chaussées/UNICAMP, Champs-sur-Marne, France.
- Etu.37 RANCHOUX C. (2021) Mise en place d'un test d'évaluation de la biodégradation des micropolluants organiques dans le filtre planté du Bois de Boulogne à Paris. Master 2 Chimie Parcours Chimie Analytique. École nationale des ponts et chaussées/Sorbonne Université, Champs-sur-Marne, France.
- Etu.36 ZIME-YERIMA H. (2021) Les arbres de pluie pour une meilleure gestion du ruissellement urbain : Rôle du sol et de l'évapotranspiration. Master 2 SGE SAGE.

- Etu.35 ZIME-YERIMA H. (2020) Les arbres de pluie, pour une meilleure gestion du ruissellement urbain. Master 2 Master STPE – Eau de surface, Ressources, Gestion et Aménagement. ENPC/Université Lorraine, Marne-la-Vallée, France.
- Etu.33 AQUINO-FERNANDES B. (2018) Modelagem computacional do balanço hídrico de uma cobertura verde instalada em edificação na área central de Belo Horizonte. Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Ouro Preto Escola de Minas, Departamento de Engenharia Civil, Ouro Preto, Brésil.
- Etu.32 HADRICH B. (2018) Impact de l'urbanisation sur le cycle hydrologique urbain. Modélisation SWMM des débits par temps de pluie Belo Horizonte (Brésil). Master 2 Ingénierie Hydraulique et Géotechnique. École nationale des ponts et chaussées /Polytech Lille, Champs-sur-Marne, France.
- Etu.31 SAIFANE M. (2017) Contribution de la trame verte et bleu à la résilience urbaine. Article soumis, stage doctorat Sorbonne. École nationale des ponts et chaussées/Université de la Sorbonne, Champs-sur-Marne, France.
- Etu.30 TRINH B.T. (2017) Diversification des ressources du réseau d'eau non potable parisien : contribution à une gestion durable des ressources en eau. PhD, Thèse de doctorat, Paris-Est. URL: <http://www.theses.fr/2017PESC1219>
- Etu.29 BELLAHCEM S. (2016) Élaboration d'un outil d'évaluation multicritère de l'état hydromorphologique urbain. Rapport de stage scientifique ingénieur ENPC. École nationale des ponts et chaussées.
- Etu.28 BUCOURT T. (2016) Eau et aménagement en milieu urbain – Gestion de l'eau pluviale. Master II Gestion des Catastrophes et Risques naturels (GCRN). École nationale des ponts et chaussées/Université Paris Diderot, Champs-sur-Marne, France.
- Etu.27 COPANOGLU Y. (2016) Maîtrise à la source des eaux de ruissellement urbain par systèmes de filtration intégrés à la ville : le cas des filtres plantes horizontaux à Rosny-sous-Bois. Master 2 SGE SAGE. École nationale des ponts et chaussées/CD93 DSEA, Rosny et Champs-sur-Marne, France.
- Etu.26 MAZEROLLES R. (2016) Impact des friches industrielles sur la qualité des nappes phréatiques – le cas du site de la Pierre-Fitte à Villeneuve-le-Roi. Master 2 TVRN - Option TOE. École nationale des ponts et chaussées/ESCOM Chimie, Champs-sur-Marne, France.
- Etu.25 VAN DER STEEN J. (2016) Valorisation des eaux d'exhaure de Paris. Master 2 SGE SAGE. École nationale des ponts et chaussées /EDP, Champs-sur-Marne, France.
- Etu.24 KHENASSA A. (2015) Développement d'un guide d'observation participatif et d'un indice hydromorphique du quartier de Port-à-l'Anglais. Master 2 spécialité Géorisques à l'Université Paris-Est Marne-la-Vallée/stage École des Ponts ParisTech, Champs-sur-Marne, France.
- Etu.23 WAZZANI M. (2015) Injection des eaux d'exhaure dans le réseau d'eau non potable. Master 2 Géomatériaux et Environnement, à l'Université Paris-Est Marne-la-Vallée /stage École des Ponts ParisTech.

- Etu.22 AZEVEDO XAVIER THODE B. (2014) Valorisation des eaux d'exhaure à Paris. Diplôme d'ingénieur. École nationale des ponts et chaussées/École des mines d'Alès, Champs-sur-Marne, France.
- Etu.21 ARFI F. (2013) Évaluation de l'impact des dispositifs d'assainissement non collectif sur le sol. Master 2 Chimie des molécules bioactives. Université Paris-Est Créteil/stage École des Ponts ParisTech.
- Etu.20 BAGHLANA A. (2013) Évaluation des enjeux sanitaires et sociotechniques de l'utilisation de l'eau non potable à Paris. Master 2 Biologie Moléculaire et cellulaire Spécialité Microbiologie. UPMC/stage École des Ponts ParisTech, France.
- Etu.19 HERRICHER M. (2012) Évaluation de l'impact des dispositifs d'assainissement non collectif sur le sol. Master 2 SGE SAGE. Université Paris-Est Créteil /stage École des Ponts ParisTech, Champs-sur-Marne, France.
- Etu.18 LAOUALI S. (2012) Évaluation des enjeux sanitaires liés à l'utilisation de l'eau non potable en milieu urbain : le cas de nettoyage et arrosage. Master 2 Recherche Ingénierie Biologique de l'Environnement. Université Paris-Est Créteil /stage École des Ponts ParisTech.
- Etu.17 CHAABAN A.A. (2011) Impact of green roof on the quality of runoff. Column leaching test as tool for characterization. Master Degree research in Hydrosociences M2R Lebanese University. Université Liban/stage École de Ponts ParisTech .
- Etu.16 GHIHLIA L. (2011) Suivi de la qualité de l'eau d'écoulement issue de toitures végétalisées. Mise au point méthodologique pour l'analyse de ces échantillons. Master 2 SGE SAGE. École de Ponts ParisTech, France.
- Etu.15 HOUECANDE O. (2011) De l'exploitation du double réseau parisien à la réutilisation des eaux usées traitées en IDF. Éléments de sondages usages urbains. Master 2 SGE SAGE. École de Ponts ParisTech, Champs-sur-Marne, France.
- Etu.14 NIMES G. (2011) Récupération de l'eau de pluie en Île-de-France. Master 1 Mention Géographie UFR 08. Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne/stage École de Ponts ParisTech.
- Etu.13 BOUIT J. and LEGROUX J. (2010) Estudo transversal de percepção e de benefícios de recuperação de água de chuva Estudo comparativo entre duas escolas municipais e uma horta produtiva. Master 2 ISUR Sciences-Po Rennes/stage UFMG. Universidade Rennes 1, France.
- Etu.12 CHAVES-MORAES D. (2010) Avaliação o desempenho das wetlands verticais plantada e não plantada em dois períodos hidrológicos distintos. Mestrado Posgraduação SMARH - UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil. URL: https://www.smarh.eng.ufmg.br/diss_defesas_listagem.php
- Etu.11 DUQUESNOY S. (2009) Évaluation de la possibilité de récupération et d'utilisation de l'eau de pluie pour une école de Belo Horizonte (Minas Gerais, Brésil). Étude du cas de l'École municipale d'enseignement fondamental Bairro Piratininga. Rapport de stage scientifique ingénieur ENPC. École nationale des ponts et chaussées/UFMG, Belo Horizonte, Brazil.

- Etu.10 LEROY A. (2009) Captation de l'eau de pluie pour irriguer un terrain d'agriculture urbaine. Rapport de stage scientifique ingénieur ENPC. École nationale des ponts et chaussées/UFMG, Belo Horizonte, Brazil.
- Etu.9 SILVA A. (2009) Controle da poluição difusa de origem pluvial em uma via de tráfego intenso por meio de trincheira de infiltração e vala de detenção. Mestrado Posgraduação SMARH - UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil. URL: <https://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/655M.PDF>
- Etu.8 ZHANG Y. (2009) Identification des points critiques sur le parcours de l'eau de pluie sur le bâtiment de l'École nationale des ponts et chaussées. Master 2 SGE SAGE. École de Ponts ParisTech, France.
- Etu.7 KHAROUB A. (2008) Captation et réutilisation des eaux de pluies à Belo Horizonte, Brésil. Rapport de stage scientifique ingénieur ENPC. École nationale des ponts et chaussées /UFMG, Belo Horizonte, Brazil.
- Etu.6 VIEIRA (de CASTRO) P. (2008) Estudo do comportamento de um filtro biológico percolador com laterais abertas aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator uasb. Mestrado Posgraduação SMARH - UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil. URL: <https://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/741D.PDF>
- Etu.5 WYSS F. (2008) Élaboration d'une méthodologie pour évaluer l'aptitude d'un bâtiment à récupérer et utiliser l'eau de pluie à partir du cas concret de l'École des Ponts. Rapport de stage scientifique ingénieur ENPC. École nationale des ponts et chaussées, Champs-sur-Marne, France.
- Etu.4 PERRUCA F. and BOUHMAD K. (2007) Revitalização da bacia de detenção do Vilarinho : entre percepção e participação. Master 2 ISUR Sciences-Po Rennes. Universidade Rennes 1, France.
- Etu.3 ALCON DE LA CRUZ A. (2005) Gestion de l'eau et de l'assainissement. Réhabilitation d'un réseau d'égout pour d'un quartier populaire de La Havane. PFE ingénieur, École des Ponts ParisTech. PFE ENPC CEREVE/INRH La Havane Cuba, Champs-sur-Marne, France.
- Etu.2 GNABOA Z. (2004) Comment traiter les eaux usées domestiques des fosses toutes eaux ? Cas de Yamoussoukro, capitale politique de la Côte d'Ivoire. DEA STE. Université Paris 12 Créteil, France.
- Etu.1 AWAN M.A. (2003) Reuse of wastewater in developing countries (Reuse of textile & leather wastewater for agriculture in Pakistan). DEA Sciences et Techniques de l'Environnement. Université Paris 12 Val-de-Marne/École nationale du génie rural des eaux et des forêts/École nationale des ponts et chaussées.

2.2.3 TUTORAT

- MALEK S. (2020) Quels sont les processus et les voies d'exploitation pour la récupération du phosphore dans les stations d'épuration ? Master 2 Mise. UGE, Marne-la-Vallée, France.
- AQUINO-FERNANDES B. (2018) Modelagem computacional do balanço hídrico de uma cobertura verde instalada em edificação na área central de Belo Horizonte. Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Ouro Preto Escola de Minas, Departamento de Engenharia Civil, Ouro Preto, Brasil.
- AMAJJOUT R. (2016) Schéma Directeur d'Assainissement d'Abidjan : Modélisation hydraulique en temps de pluie. Master 2 SGE SAGE. École nationale des ponts et chaussées/Cabinet Merlin, France.
- AUFFRET C. (2011) Urban water management : Indicateurs de performances technique et économique pour la récupération des eaux de pluie. Rapport de stage scientifique ingénieur ENPC. École nationale des ponts et chaussées/UFMG, Belo Horizonte, Brazil.
- TALLON P. (2010) Évaluation de la possibilité de récupération et utilisation d'eau de pluie par des ménages selon leurs niveaux de revenu et de consommation d'eau potable. Rapport de stage scientifique ingénieur ENPC. Belo Horizonte, Brazil.
- GUISEL X. (2010) Modélisation pluie-débit et de flux polluants d'un petit versant urbain. Rapport de stage scientifique ingénieur ENPC. Belo Horizonte, Brazil.
- CASALTA N. (2007) Étude sur la gestion des déchets dans les ports de plaisance de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Master MISE. UMLV/stage École des Ponts ParisTech.
- LE GLOANIC H. (2007) Mise en place d'une usine de décarbonatation : quel intérêt et quels enjeux ? Application au contexte de Veolia Eau - Région Normandie. Master MISE. UMLV.
- GESLIN C. (2006) Recyclages des matières plastiques industrielles. Master MISE. UMLV.
- LOTH C. (2006) Valorisation déchets thermodurcissable. Master MISE. UMLV.
- WIDED E. (2006) The trickling filter and the post treatment alternative Belo Horizonte, Brazil. Rapport de stage scientifique ENPC. École nationale des ponts et chaussées, Champs-sur-Marne, France.
- LECHEKHAB S.M. (2005) Rôle de la matière organique sur la biodisponibilité du benzo-a-pyrène. Promotion STE 24. ENPC LEESU.

2.2.4 PARTICIPATION AUX JURYS DE DOCTORAT ET DE MESTRADO¹

Doctorat

- SAIFANE M. (2019) Le pilotage de la politique publique de la biodiversité, vers son expérimentation au Liban : transposition des dispositifs français facilitant l'évolution des pratiques en matière de planification urbaine. PhD Thèse de doctorat, Sorbonne université. URL: <https://theses.fr/2019SORUL125>
- TRINH B.T. (2017) Diversification des ressources du réseau d'eau non potable parisien : contribution à une gestion durable des ressources en eau. PhD, Thèse de doctorat, Paris Est. URL: <http://www.theses.fr/2017PESC1219>
- NAAH M. (2013) Impact of the urban development of the Mingoa river watershed on the municipal lake of Yaoundé. PhD Thesis, Université Paris-Est ; Université de Douala. URL: <https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00976636>
- COSTA (FERREIRA da) J. (2013) Remoção de poluentes em um sistema de alagados construídos atuando como pós-tratamento de efluente de reator UASB e de filtro biológico percolador. PhD, Doutorado Posgraduação SMARH - UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais. URL: <https://repositorio.ufmg.br/handle/1843/BUOS-9L5QC2>
- AMIT V. (2011) Efficiency evaluation of water supply and sanitation services in the urban areas of Madhya Pradesh, India. PhD Thesis, submitted for the degree of Doctor of Philosophy in Civil Engineering, Department of Civil Engineering Maulana Azad National Institute of Technology, Bhopal, India.
- LAOUALI M.S. (2003) Épuration des eaux usées par lagunage expérimental en climat tropical : Etude comparative de lagunages à microphytes et à macrophytes – Valorisation des sous-produits. PhD, Thèse d'État es Sciences physiques, Université de Ouagadougou, Ouagadougou, Burkina Faso.

Mestrado

- MIYAZAKI C.K. (2021) Avaliação de risco em sistemas unifamiliares: o caso da fossa séptica biodigestora da Embrapa. Mestrado UNICAMP, UNICAMP Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. URL: <https://www.unicamp.br/unicamp/teses/2021/10/04/avaliacao-de-risco-em-sistemas-unifamiliares-o-caso-da-fossa-septica-biodigestora>
- SILVA A. (2009) Controle da poluição difusa de origem pluvial em uma via de tráfego intenso por meio de trincheira de infiltração e vala de retenção. Mestrado Posgraduação SMARH - UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil. URL: <https://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/655M.PDF>
- VIEIRA (de CASTRO) P. (2008) Estudo do comportamento de um filtro biológico percolador com laterais abertas aplicado ao pós- tratamento de efluente de reator uasb. Mestrado Posgraduação SMARH - UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil. URL: https://www.smarh.eng.ufmg.br/diss_defesas_detalhes.php?aluno=741

¹ Mestrado : diplôme brésilien de 2 ans après le cursus universitaire de base de 4 ans, avant le doctorat

DORNELAS F.L. (2008) Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores uasb. Mestrado Posgraduação SMARH - UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil. URL: https://www.smarh.eng.ufmg.br/diss_defesas_detalhes.php?aluno=512

COUTINHO W. (2007) Emprego da flotação a ar dissolvido no tratamento de cursos d'água - avaliação de desempenho da estação de tratamento dos córregos Ressaca e Sarandi afluentes à represa da Pampulha. Mestrado Posgraduação SMARH - UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil. URL: https://www.smarh.eng.ufmg.br/diss_defesas_detalhes.php?aluno=293

2.3 Organisation de manifestations scientifiques

2019 1^{ères} Rencontres du GDR Polymères et Océans sur les Microplastiques – Créteil (H2O/UPEC/ENPC), exécution financière

2018 8^e Journées doctorales en Hydrologie urbaine (JDHU) – Paris (ENPC/EDP/H2o) <https://jdhu2018.sciencesconf.org/>
Coordination scientifique et technique, exécution financière

2017 La place de l'eau dans l'espace urbain 2 – Les Jeudis du Génie urbain n° 27 (UPEM/ENPC) Coordination dans le cadre du projet PICRI Réinventer l'eau en ville

2016 La place de l'eau dans l'espace urbain – Les Jeudis du Génie urbain n° 24 (UPEM/ENPC) Coordination dans le cadre du projet PICRI Réinventer l'eau en ville

2014 Eau et la participation – Question de sciences et enjeux citoyens (UPEM/ENPC) <https://www.espgg.org/qsec>
Coordination dans le cadre du projet PICRI Réinventer l'eau en ville

2009 World Wide Workshop for Youth Environmental Scientists (WWWYES) Brésil (UFMG/PBH/Fapemig/ENPC/H2O) <https://hal.archives-ouvertes.fr/WWW-YES2009-BRAZIL>
Coordination scientifique et technique, exécution financière

2005-2013 World Wide Workshop for Youth Environmental Scientists (WWWYES) (CD94/UPEC/ENPC/H2o) <https://hal.archives-ouvertes.fr/WWW-YES/>
Coordination technique, exécution financière

2.4 Autres activités d'animation de la recherche

Affiliations (académies, sociétés savantes, comités d'experts...)

- GT Natures urbaines LABEX Urbains
- GT Eaux pluviales ARCEAU Paris
- Co-animateur axe thématique : LEESU « Fonctionnement, résilience et adaptation des systèmes de gestion des eaux urbaines », 2018->
- Co-animateur de l'axe thématique Programme OPUR phase IV « Ressources alternatives à l'eau potable/REUSE », 2012-2018

- Relecteur : Water Science and Technology, Environmental pollution, Environmental Science and Pollution Research, 2010->
- IWA (International Water Association), 2011->
- IAHA/IAH (International Association of Hydrogeologists)
- Astee (Association scientifique et technique pour l'eau et l'environnement)
- ABES (Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental), 2008-2012

Expertise projets de recherche

- ANRT 2020 - Programme Partenariat Région Hauts-de-France, Appel à projet "Résilience Hauts de France", expertise 1 projet
- Innoviris 2019 – Ville de Brussel, participation au comité d'expertise projet Co-create BRUSSEAU
- I-SITE 2018 – NEXT Nantes Excellence Trajectory – Appel à projet IRP 2018 "International Research Partnerships Engineering and Health", expertise 1 projet

Activités administratives et mandats électifs

2018-2022	Membre élu du Comité technique paritaire (CTP) – ENPC
2018-2022	Membre élu de Comité d'hygiène et de sécurité (CHSCT) – ENPC
2016-2018	Membre élu de la Commission enseignement et recherche (CER) – ENPC
2008-2012	Membre élu du Comité contractuel paritaire (CCP) – ENPC
1998->	Vice-président l'association H2O en charge de vulgarisation scientifique

3 ENSEIGNEMENT

3.1 Bilan

L'enseignement et la formation par la recherche (encadrement continu des doctorants et périodique de stages de Master) font partie intégrante de mon parcours de chercheur. J'enseigne dans les formations d'ingénieur dans les Écoles de ParisTech, Mines, Ponts et Agro, et pour les Masters universitaires. Depuis 10 ans j'organise le module sur les enjeux de l'eau dans les pays des Suds pour le Master SGE² Sage et depuis 2020 j'encadre les activités du Projet professionnel multidisciplinaire du Master STA2E³ IBE. Par le passé, j'ai également donné des cours et réalisé des interventions ponctuelles en espagnol (UCV Venezuela) et en portugais (UFMG Brésil), activité je poursuis avec l'École doctorale de l'Université d'Ouro Preto (UFOP) dans le cadre d'une convention avec l'UPEC. L'enseignement inclut également des interventions

² Master Sciences et Génie de l'Environnement (SGE), spécialité M2 Systèmes Aquatiques et Gestion de l'Eau (SAGE). URL : <http://www.master-sge.com/fr/presentation/m2-sage-systemes-aquatiques-et-gestion-de-l-eau>

³Master Sciences et Technologie de l'Agriculture, de l'Alimentation et de l'Environnement (STA2E), parcours Ingénierie biologique pour l'Environnement (IBE). URL : <https://sciences-tech.u-pec.fr/formation/toutes-nos-formations/masters/master-sta2e-parcours-ingenierie-biologique-pour-l-environnement-plaquette>

ponctuelles au sein de groupes scolaires pour des classes d'eau ou au sein de diverses associations, comme l'ASTS ou Les Petit Débrouillards, pour la valorisation de la recherche.

Tableau A : Nombre d'enseignements (classés par type) dispensés annuellement et du nombre d'étudiants encadrés avec la langue pratiquée. (M) Mestrado, diplôme brésilien de 2 ans après l'université ou la formation d'ingénieur, nécessaire pour entreprendre un doctorat

Langue	COURS (h/an)	ENCADREMENT (nombre)			
		Type :	CM/TD/TP	Thèse	Stage
Total	43		5 (+2 M)	39	12
Anglais				2	
Français	9/24/9		3	36	12
Portugais	1		1 (+2 M)	1	

3.2 Cours

- UPEC – Master STA2E IBE, TD Projet professionnel multidisciplinaire PPM (2020->) 24 TD/an
- UPEC & Université Paris Diderot – Master SGE SAGE : Responsable et CM pour module Eau et Pays du Sud (OPED), (2010->), 9 CM/an
- École des Ponts ParisTech – Formation d'ingénieur (2A), TD module Cours approfondissement Eau (2012->), 9 TP /an
- UFOP Brésil – Pos-graduação engenharia civil (2018 ->), Projets Mestrado
- UPEC & Université Paris Diderot – Master SGE SAGE : Projets multidisciplinaires, enseignement lié aux projets PICRI (2013-2018)
- AgroParisTech Master GTESD, CM Hydro-systèmes, (2013-2019)
- Mines ParisTech, Mastère ISIGE, CM Fonctionnement des hydro-systèmes (2005-2008)
- PFE, Formation continue, École nationale des ponts et chaussées (Paris) et Metratch (2003-2015) : « Assainissement urbain: planification, conduite et gestion de projets – cycle international » – CM & TD
- UCV Universidad Central do Venezuela, Ecotoxicologia, TD quatrième année, (2000-2001)

4 PUBLICATIONS & COMMUNICATIONS

4.1 Bilan de la production scientifique

Ma « production » scientifique depuis la thèse, listée ci-dessous, se résume à la participation à l'écriture de 21 articles (Art.6 au Art.26) et 58 communications dont plus que la moitié en tant que premier auteur. La majorité de ces articles est en anglais et une partie en français et en portugais (brésilien).

Tableau B : Production scientifique classé selon type et langue

Types	Articles	Chapitres	Ouvrages	Communications
Total	21	10	1	58
Auteur référent	11	4		32
Anglais	13	3		46
Français	7	6	1	5
Portugais	1	2		7

Q1 [Environmental Pollution](#) (Elsevier – anglais) Q1 SJR 1.95 - H 245 (1 art.)

Q1 [Environmental Science and Pollution Research](#) (Springer - anglais) Q1 – SJR 0.83 – H 132 (3 art.)

Q1 [Environment, Development and Sustainability](#) (Springer - anglais) Q1 – SJR 0.68 – H 62 (1 art.)

Q2 [Water Science and Technology](#) (IWA - anglais) Q2 – SJR 0.45 – H 145 (4 art.)

Q4 [Engenharia Sanitaria e Ambiental](#) (ABES – portugais) Q4 – SJR 0.21 – H 20 (2 art.)

Q4 [Revue des Sciences de l'Eau](#) (INRS - français) Q4 – SJR 0.16 – H 24 (1 art.)

Q4 [Techniques - Sciences - Méthodes](#) (ASTEE - français) Q4 – SJR 0.15 – H 10 (1 art.)

Q4 [Houille Blanche](#) (EDPS – français) Q4 – SJR 0.15 - H 20 (1 art.)

Non répertorié (7 art.)

4.2 Articles et chapitres d'ouvrage

4.2.1 ARTICLES DANS DES REVUES (INTER)NATIONALES A COMITE DE LECTURE

Art.26 SEIDL M, LE ROUX J, MAZEROLLES R and BOUSSERRHINE N (2021) Assessment of leaching risk of trace metals, PAHs and PCBs from a brownfield located in a flooding zone. *Environmental Science and Pollution Research*.
URL: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15491-0>

Art.25 SEIDL M and SAIFANE M (2021) A green intensity index to better assess the multiple functions of urban vegetation with an application to Paris metropolitan area. *Environment, Development and Sustainability*. URL: <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01293-4>

Art.24 SEIDL M, HADRICH B, PALMIER L, PETRUCCI G and NASCIMENTO N (2019) Impact of urbanisation (trends) on runoff behaviour of Pampulha watersheds (Brazil).

Environmental Science and Pollution Research.

URL: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06029-6>

- Art.23 SEIDL M, TRINH B-TC, BRET H, MOULIN L, BARON J and HUBERT G (2019) Réseau d'eau non potable parisien et valorisation des eaux d'exhaure, entre limites techniques et jeux d'acteurs complexes. *Techniques Sciences Méthodes* (12) 131–153. URL: <https://doi.org/10.36904/tsm/201912131>
- Art.22 COSTA JFD, PAOLI AOD, SPERLING MV and SEIDL M (2018) Avaliação do desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial tratando efluente de reator UASB, com base em quatro anos de monitoramento. *Engenharia Sanitaria e Ambiental* 23 (1) 191-200. URL: <https://doi.org/10.1590/s1413-4152201890370>
- Art.21 SEIDL M and CARRE C (2016) Les franciliens et la baignade en eau naturelle un désir oublié, qui peut être réveillé. *Revue ESPACES Tourisme et Loisirs* 333, novembre-décembre 78-82. URL: <https://www.tourisme-espaces.com>
- Art.20 SILVA T, VINÇON-LEITE B, GIANI A, FIGUEREDO CC, PETRUCCI G, LEMAIRE BJ, SPERLING EV, TASSIN B, SEIDL M, KHAC VT, and co-authors (2016) Modelagem da Lagoa da Pampulha: uma ferramenta para avaliar o impacto da bacia hidrográfica na dinâmica do fitoplâncton. *Engenharia Sanitaria e Ambiental Brazilian Association of Sanitary and Environmental Engineering*, 21 (1) 95108. URL: <https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100125692>
- Art.19 AMADOU H, LAOUALI MS, MANZOLA AS and SEIDL M (2015) Aquatic Treatment Process Coupling Waste Stabilization Ponds with Duckweed (*Lemna Minor*) and Water Hyacinth (*Eichhornia Crassipes*) In the Sahel. *Research Journal of Chemical and Environmental Sciences* 3 (2) 15-21. URL: <http://www.aelsindia.com/rjcesapril2015/3f.pdf>
- Art.18 COSTA JFD, MARTINS WLP, SEIDL M and VON SPERLING M (2015) Role of vegetation (*Typha latifolia*) on nutrient removal in a horizontal subsurface-flow constructed wetland treating UASB reactor-trickling filter effluent. *Water Science and Technology* 71 (7) 1004-1010. URL: <https://doi.org/10.2166/wst.2015.055>
- Art.17 LEMAIRE, BRUNO JACQUES, LAUZENT, MATHILDE, TRAN KHAC, VIET, VARRAULT, GILLES, SEIDL, MARTIN and VINÇON-LEITE, BRIGITTE (2015) Effet de la matière organique produite dans les bassins de rétention des eaux pluviales sur la spéciation les éléments traces métalliques. *La Houille Blanche* (3) 37-43. URL: <https://doi.org/10.1051/lhb/20150031>
- Art.16 SEIDL M, CAUPOS E, NASRI B, SAILLÉ C and FOUCHÉ O (2015) Élimination des parabènes et du triclosan dans un filtre non drainé de l'assainissement non collectif (ANC). *Revue des Sciences de l'Eau* 28 (1) 75. URL: <https://doi.org/10.7202/1030010ar>
- Art.15 SEIDL M, DA G, AUSSET P, HAENN S, GÉHIN E and MOULIN L (2015) Evaluating exposure of pedestrians to airborne contaminants associated with non-potable water use for pavement cleaning. *Environmental Science and Pollution Research* (Published on line 02 August 2015) 1-11. URL: <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5062-x>

- Art.14 COSTA JFD, DE PAOLI AC, SEIDL M and VON SPERLING M (2013) Performance and behaviour of planted and unplanted units of a horizontal subsurface flow constructed wetland system treating municipal effluent from a UASB reactor. *Water Science and Technology* 68 (7) 1495-1502. URL: <https://doi.org/10.2166/wst.2013.391>
- Art.13 SEIDL M, GROMAIRE M-C, SAAD M and DE GOUVELLO B (2013) Effect of substrate depth and rain-event history on the pollutant abatement of green roofs. *Environmental Pollution* 183 (Selected Papers from Urban Environmental Pollution 2012) 195-203. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.026>
- Art.12 SILVA T, VINÇON-LEITE B, TRAN KHAC V, SEIDL M and PETRUCCI G (2013) Coupling cyanobacteria dynamics and urban runoff modelling: an integrated approach for a tropical lake in Brazil. URL: <http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/51368>
- Art.11 IDDER T, LAOUALI MS, IDDER A and SEIDL M (2011) Expérience d'épuration des eaux usées urbaines par lagunage sous climat sahélien (Niamey, Niger) et quelques données récentes sur la mise en place de cette technique de traitement sous climat saharien (cuvette de Ouargla, Sahara septentrional Est algérien). *Algerian Journal of Arid Environment "AJAE"* 1 (2) 32-39. URL: <https://www.asjp.cerist.dz/en/article/590>
- Art.10 SILVA A, NASCIMENTO N, SEIDL M and VIEIRA L (2010) SWITCH in Belo Horizonte, Brazil: infiltration and detention systems for more sustainable stormwater control in Belo Horizonte. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 9 (1) 7-13. URL: <https://doi.org/10.1007/s11157-010-9196-5>
- Art.9 SEIDL M (2006) Accès aux services essentiels des ménages à faible revenu, l'exemple de Belo Horizonte, Brésil. *Ville en développement* (72-73 juin-septembre 2006) 6-7.
- Art.8 SEIDL M, IDDER T, LEGMA B, KOULIDIATI J and LAOUALI S (2005) Epuration des eaux usées urbaines par lagunages à microphytes et à macrophytes en région tropicale : la station expérimentale de Niamey - NIGER. *Tribune de l'Eau* 58 (636) 23-28. URL: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2152565>
- Art.7 SEIDL M, LAOUALI MS, IDDER T and MOUCHEL J-M (2005) Duckweed - tilapia system : a possible way of ecological sanitation for developing countries. *Water Environmental Series (AQUA 2003)* 105-110. https://www.pseau.org/epa/gdda/Actions/Action_A10/2003_Agua2003_SEIDL.pdf
- Art.6 EVEN S, POULIN M, MOUCHEL J-M, SEIDL M and SERVAIS P (2004) Modelling oxygen deficits in the Seine River downstream of combined sewer overflows. *Ecological Modelling* 173 (2-3) 177-196. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.08.019>
- Art.5 SERVAIS P, SEIDL M and MOUCHEL J-M (1999) Comparison of Parameters Characterizing Organic Matter in a Combined Sewer During Rainfall Events and Dry Weather. *Water Environment Research* 71 (4) 408-417. URL: <https://doi.org/10.2175/106143097X122112>
- Art.4 ERRECALDE O, SEIDL M and CAMPBELL PGC (1998) Influence of a low molecular weight metabolite (citrate) on the toxicity of cadmium and zinc to the unicellular green alga *Selenastrum Capricornutum*: An exception to the free-ion model. *Water Research* 32 (2) 419-429. URL: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00282-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00282-0)

- Art.3* SEIDL M, HUANG V and MOUCHEL JM (1998) Toxicity of combined sewer overflows on river phytoplankton: the role of heavy metals. *Environmental Pollution* 101 (1) 107-116. URL: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00008-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00008-6)
- Art.2* SEIDL M, SERVAIS P, MARTAUD M, GANDOUIN C and MOUCHEL JM (1998) Organic carbon biodegradability and heterotrophic bacteria along a combined sewer catchment during rain events. *Water Science and Technology* 37 (1) (The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor II Selected Proceedings of the 2nd IAWQ International Conference on The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor) 25-33. URL: [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00752-X](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00752-X)
- Art.1* SEIDL M, SERVAIS P and MOUCHEL JM (1998) Organic matter transport and degradation in the river Seine (France) after a combined sewer overflow. *Water Research* 32 (12) 3569-3580. URL: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00169-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00169-9)

4.2.2 OUVRAGE* / CHAPITRES D'OUVRAGE

- Ouvr.1 SEIDL, Martin, (2020a). Aménager la ville avec l'eau, pour une meilleure résilience face aux changements globaux [en ligne]. Paris : Presses des Ponts et Chaussées. [Consulté le 27 août 2020]. ISBN 978-2-85978-512-3. URL: <https://www.presses-des-ponts.fr/notre-librairie/373-amenager-la-ville-avec-leau-pour-une-meilleure-resilience-face-aux-changements-globaux.html>
- Chap.1 CARRE, Catherine et SEIDL, Martin, (2020). Aménager la ville avec l'eau. In: Aménager la ville avec l'eau, pour une meilleure résilience face aux changements globaux [en ligne]. Paris : Presses des Ponts et Chaussées. pp. 7-14. ISBN 978-2-85978-512-3.
- Chap.10 SEIDL, Martin et BUCOURT, Tristan, (2020). Le rôle du territoire dans la perception de la trame verte et bleue par ses habitants. L'exemple de l'Est parisien. In: SEIDL, Martin (éd.), Aménager la ville avec l'eau, pour une meilleure résilience face aux changements globaux [en ligne]. Paris : Presses des Ponts et Chaussées. pp. 267-283. ISBN 978-2-85978-512-3.
- Chap.9 SEIDL, Martin, (2020b). Techniques alternatives pour la gestion de l'eau de pluie un espace (vert) public à gérer et à s'approprier. In: SEIDL, Martin (éd.), Aménager la ville avec l'eau, pour une meilleure résilience face aux changements globaux [en ligne]. Paris : Presses des Ponts et Chaussées. pp. 81-98. ISBN 978-2-85978-512-3. URL: <https://doi.org/10.5281/zenodo.4555194>
- Chap.8 SILVA, André, VIEIRA, Luciano, NASCIMENTO, Nilo et SEIDL, Martin, (2009). Experimentos com trincheira de infiltração e vala de detenção. In: RIGHETTO (éd.), Manejo de Águas Pluviais Urbanas [en ligne]. Brasília : Ministerio Ciencia e Tecnologia. pp. 383-396. PROSAB 5, 5. ISBN 978-85-7022-162-9. URL: https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosab5_tema_4.pdf
- Chap.7 VIEIRA, Paulo, SEIDL, MARTIN, VON SPERLING, Marcos et NASCIMENTO, Nilo, (2009). Avaliação de fluxo de poluentes em tempo seco e durante eventos de chuva em uma microbacia urbanizada no município de belo horizonte, minas gerais. In: RIGHETTO (éd.), Manejo de Águas Pluviais Urbanas [en ligne]. Ministerio Ciencia e Tecnologia.

pp. 347-369. PROSAB, 5. ISBN 978-85-7022-162-9.

URL: https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosab5_tema_4.pdf

- Chap.6 BAUN, A., SEIDL, Martin, SCHOLE, L., ALDHEIMER, G., ERIKSSON, E., REVITT, M. et MOUCHEL, Jean-Marie, (2008). Application of a battery of biotests for toxicity characterization of stormwater. In: THÉVENOT, D. R. (éd.), DayWater: Adaptive decision support system for integrated urban stormwater control [en ligne]. IWA Publishers. pp. 207-213. [Consulté le 22 novembre 2017]. ISBN 978-1-84339-160-9. URL: <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00755617>
- Chap.5 SCHOLE, L., BAUN, A., SEIDL, M., ERIKSSON, E., REVITT, M. et MOUCHEL, J.M., (2007). Assessment of storm water ecotoxicity using a battery of biotests. In: Highway and Urban Environment [en ligne]. Springer, Dordrecht. pp. 399-410. Alliance For Global Sustainability Bookseries. [Consulté le 22 novembre 2017]. ISBN 978-1-4020-6009-0. URL: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4020-6010-6_35
- Chap.4 LE COZ, Christian et SEIDL, Martin, (2003). La gestion des ressources en eaux. In: Approche par les bassins versants. CNED. Vanves : CNED. pp. 9-68. R7800 T01 003.
- Chap.3 MOUCHEL, Jean-Marie et SEIDL, Martin, (2003). Valorisation des eaux usées par lagunage dans les pays en développement. In: Gestion durable des déchets et de l'assainissement urbain [en ligne]. pS-Eau. Paris : pS-Eau, PDM, MEDDE. pp. 154-155. https://www.pseau.org/outils/ouvrages/pseau_gestion_durable_dechets_assainissement.pdf
- Chap.2 SEIDL, Martin et MOUCHEL, J. M., (2003). Stabilisation ponds for wastewater reuse in developing countries - Action A10. In: Sustainable waste management and urban sanitation programme - Gestion durable des déchets et de l'assainissement urbain [en ligne]. Paris, France : pS-Eau, PDM, MEDDE. pp. 2. URL: <https://www.pseau.org/en/sustainable-waste-management-and-urban-sanitation>
- Chap.1 SEIDL, Martin, (1997). Mesures de la respiration dans les eaux usées. In: Mesures et environnement : Actes des septièmes Journées du diplôme d'études approfondies Sciences et techniques de l'environnement organisées les 23 et 24 mai 1996, à Paris [en ligne]. Presses des Ponts et Chaussées. pp. 33-39. Mesures et environnement. ISBN 978-2-85978-279-5. URL: <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01180156>

4.3 Communications

4.3.1 ACTES DE CONFERENCE (INTER)NATIONALE

- Com.59 ROUX, Julia, SEIDL, Martin et BOUSSERRHINE, Noureddine, 2021. Devenir des micropolluants issus du trafic routier dans un filtre planté de roseaux dédié à la gestion des eaux de ruissellement. Importance de l'activité microbienne. In : JDHU Journées d'hydrologie urbaine [en ligne]. Strassbourg /on_line. 2021. Disponible à l'adresse : <https://jdhu2020.sciencesconf.org/>

- Com.58 SEIDL M, ZIME H, BERTHIER E and TECHER D (2020) Storm-water tree as way to mitigate climate changes in urban areas. In: Conférence Future Days Future 2|3 Décembre 2020 Université Gustave Eiffel, Campus de Marne-La-Vallée, Marne-la-Vallée, France. URL: <https://www.futuredays.fr/>
- Com.57 FLANAGAN K, AH-LEUNG S, BACOT L, BAK A, BARRAUD S, BRANCHU P, CASTEBRUNET H, COSSAIS N and SEIDL M (2019) Le développement d'un guide méthodologique pour l'évaluation des performances des ouvrages de maîtrise à la source des eaux pluviales. In: NOVATECH 2019 Urban Water Planning and Technologies for Sustainable Management.
- Com.56 FLANAGAN K, AH-LEUNG S, BACOT L, BAK A, BARRAUD S, BRANCHU P, CASTEBRUNET H, COSSAIS N, GOUVELLO BD, JOSÉ-FRÉDÉRIC DEROUBAIX, and co-authors (2019) Un guide méthodologique pour l'évaluation des performances des ouvrages de maîtrise à la source des eaux pluviales. In: NOVATECH 2019 Urban Water Planning and technologies for sustainable management. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.16209.68969>
- Com.55 GROMAIRE M-C, BARRAUD S, RODRIGUEZ F, A. B, BRANCHU P, CASTEBRUNET H, KELSEY F, GARNIER R, NEVEU P, PAUPARDIN J, and co-authors (2019) How efficient are SUDS for micropollutant management? Feedback from Matriochkas, MicroMégas and Roulépur projects. In: NOVATECH 2019 Urban Water Planning and Technologies for Sustainable Management, Lyon, France. URL: <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02405505>
- Com.54 NEVEU P, GILLON-RITZ M, TROESCH S, LAMY I, SEIDL M, DEROUBAIX F, GOBERT J, FERRANDEZ J-F, GROMAIRE C and BRANCHU P (2019) Projet Life Adsorb, Optimiser le traitement des eaux du boulevard périphérique parisien. In: NOVATECH 2019 Urban Water Planning and Technologies for Sustainable Management.
- Com.53 SEIDL M (2019) L'arbre de pluie pour la gestion du ruissellement urbain. In: Journée SenseCity le 26 Novembre 2019, Nov 2019, Champs sur Marne, France. URL: <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-02381088>
- Com.52 SEIDL M, PAUPARDIN J, RAMIER D and GROMAIRE M-C (2019) Vegetated filters for source control of pollutants associated with road runoff. Case study of Rosny-sous-Bois (France). In: NOVATECH 2019 Urban Water Planning and Technologies for Sustainable Management.
- Com.51 SEIDL M, HADRICH B, PETRUCCI G, PALMIER L and NASCIMENTO N (2018) Efeitos da urbanização na hidrologia das bacias urbanas da lagoa da Pampulha, Belo Horizonte, MG. In: XII Encontro Nacional De Águas Urbanas, ENAU 2018, 20-21 novembre 2018, Maceio, Brésil, Maceio, Brésil. URL: <https://eventos.abrh.org.br/xivsrhne/#>
- Com.50 SEIDL M, PALMIER L, PETRUCCI G and NASCIMENTO N (2018) Impact of urbanization (trends) on hydrological behaviour of Belo Horizonte watersheds (Brazil). In: 11th International Conference on Urban Drainage Modelling, Palerme, Italy, September 23-26, 2018, Palerme, Italy. URL: <https://www.udm2018.org/>
- Com.49 SEIDL M (2017a) Rain water management at local level. Samples from Parisian metropolis. In: Mezinárodní Konference Počítáme s Vodou 2017 - Hospodaření Se

Srážkovými Vodami:Základní Podmínka Adaptace Na Změnu Klimatu, 16. Kvetna 2017 Praha, Ceska Republika, Prague.

URL: <http://www.pocitamesvodou.cz/konference-pocitame-s-vodou-2017/>

- Com.48 SEIDL M (2017b) Sustainable urban drainage systems and their appropriation by the end-users. In: Proceedings of 14th International Conference on Urban Drainage, Prague, 10-15 September 2017, Prague.
- Com.47 SEIDL M, LE ROUX J, MAZEROLLES R and FOUCHÉ O (2017) Impact of hydraulic conditions on micropollutants mobility in the Carelle brownfield soil (France). In: AquaConSoil 2017, 14th International Conference on Sustainable Use and Management of Soil, Sediment and Water Resources, 26–30 June 2017, Lyon, France. URL: <http://www.aquaconsoil.org>
- Com.46 SEIDL M, PALMIER L and NASCIMENTO N (2017) Impact of urbanization and land use on wet weather discharge of small catchments in Belo Horizonte (Brazil). In: Proceedings of 14th International Conference on Urban Drainage, Prague, September 10-15, 2017.
- Com.45 TRAN KHAC VT, VINÇON-LEITE B, SILVA T, LEMAIRE B, VARRAULT G, SEIDL M and NASCIMENTO N (2017) Environmental drivers of trace-metal bioavailability in an urban tropical lake, Lake Pampulha, Brazil. In: 14th IWA/IAHR International Conference on Urban Drainage (ICUD). URL: <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-01692213>
- Com.44 GROMAIRE M-C, BAK A, BRANCHU P, BRESSY A, BRUZZONE S, BUDZINSKI H, CAUPOS E, GOUVELLO D, DEROUBAIX J-F, DESHAYES S, and co-authors (2016) ROULÉPUR: Evaluating innovative solutions for the source control of micropollutants associated with road and parking lot runoff. In: NOVATECH 2016, Lyon, France. URL: <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-01709392>
- Com.43 RAMIER D, CAUPOS E, BRANCHU P, DUBOIS P, FLANAGAN K, NEVEU P, PAUPARDIN J, RATOVELOMANANA T, SAAD M, THOMAS E, and co-authors (2016) Mesurer l'efficacité des techniques alternatives pour la maîtrise des flux polluants : un challenge métrologique. Le cas de quatre dispositifs innovants suivis dans le cadre du projet ROULÉPUR. In: Novatech 2016, 28 juin-1er juillet 2016, Lyon, France (FRA). URL: <http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/60490>
- Com.42 SEIDL M (2016) Perception des franciliens de leurs plans d'eau. Ou en est-on avec le désir de la baignade ? In: Colloque Rivières et Métropoles Européennes : Invention, Développement et Perspectives d'un Espace de (Re)Conquête : Tourisme, Loisirs, Patrimoine(s), 1 et 2 juillet 2016, Paris. URL: <http://www.univ-paris1.fr/it/unites-de-recherche/eirest/manifestations-scientifiques/rivieres-metropoles-europeennes/>
- Com.41 SEIDL M and BARROCA B (2016) Analyse de la gestion de l'eau à l'échelle du quartier : l'approche par l'indice d'hydromorphie urbaine - Urban hydromorphy index as a tool to improve urban water design. In: Novatech 2016, 28 juin - 1er juillet 2016, Lyon, France (FRA). URL: <http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/60369>
- Com.40 SEIDL M, DA G, AUSSET P and GÉHIN E (2016) Contribution of wet pavement cleaning to airborne particle composition of Paris: SEM approach. In: Congress Energy and

Environment Knowledge Week - E2kW, 28th & 29th October 2016 Paris.

URL: <http://congresse2kw.uclm.es/>

- Com.39 SEIDL M, RAMIER D, NASRI B and FOUCHÉ O (2016) Transfert of pollutants from an on-site waste water treatment to the ground water: a case study. In: 43 Rd IAH Congress. Groundwater and Society: 60 Years of IAH, September 25 -- 29 Th 2016, Montpellier France, Montpellier, France. URL: <http://www.60iah2016.org/en/>
- Com.38 SEIDL M, TRINH CB-T, HUBERT G, BARROCA B and MOULIN L (2016) Seepage water. A new resource? In: 43 Rd IAH Congress. Groundwater and Society: 60 Years of IAH, September 25-29, 2016, Montpellier France, Montpellier, France. URL: <http://www.60iah2016.org/en/>
- Com.37 TRAN KHAC V, VINÇON-LEITE B, SILVA T, LEMAIRE B, SEIDL M and NASCIMENTO N (2016) Speciation of trace metals in an urban tropical lake, Lake Pampulha, Brazil. In: Novatech 2016, 28 Juin - 1er Juillet 2016, Lyon, France (FRA). URL: <http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/60446>
- Com.36 SEIDL M, BARROCA B and MAYTRAUD T (2015) Urban hydro morphology index as tool to improve living environment and the city resilience towards climate change. In: 1st International Conference on Water, Megacities and Global Change 2015 December 1st - 4th 2015 at UNESCO HQ - Paris – France, Paris.
- Com.35 SEIDL M, DA G, GÉHIN E and AUSSET P (2015) Comparative SEM analysis of airborne particles generated during wet pavement cleaning. In: European Aerosol Conference, (EAC 2015), Milan (Italy) September 6-11, 2015, Milan, Italy.
- Com.34 TRINH CB-T, SEIDL M and HUBERT G (2015) Decision support model for a sustainable supply of the Parisian non-potable water service. Consequences of the diversification of non-potable water resources on the Parisian territory. In: Proceedings of International Conference on Water, Megacities and Global Change – Conférence internationale Eau, Mégapoles et Changement global, UNESCO HQ, Paris, December 1-4, 2015.
- Com.33 COSTA JFD, MARTINS WLP, SEIDL M and VON SPERLING M (2014) Role of vegetation (*Typha latifolia*) on nutrient removal in a horizontal subsurface-flow constructed wetland treating UASB reactor? trickling filter effluent. In: Proceedings of 14th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control 2014, Shanghai, Shanghai.
- Com.32 GROMAIRE M-C, LAMPREA-BRETAUDEAU K, SEIDL M and MIRANDE-BRET C (2014) Organic micropollutants in roof runoff – a study of the emission / retention potential of green roofs. In: ICUD 2014, 13th International Conference on Urban Drainage, Sarawak, Malaysia, 7-12 September 2014. URL: <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-01069090>
- Com.31 SEIDL M, MIRANDE-BRET C, SAAD M and GROMAIRE M-C (2014) The potential incidence of green roofs on urban run-off quality. In: ICUD 2014, 13th International Conference on Urban Drainage, Sarawak, Malaysia, 7-12 September 2014. URL: <http://www.13icud2014.com/>

- Com.30 SEIDL M, PETRUCCI G, LORGEUX C and NASCIMENTO N (2014) Assessment of dry and wet weather pollutant fluxes in a small urban watershed of Belo Horizonte (Brazil). In: ICUD 2014, 13th International Conference on Urban Drainage, Sarawak, Malaysia, 7-12 September 2014. <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-01815063>
- Com.29 SILVA T, VINÇON-LEITE B, LEMAIRE BJ, GIANI A, FIGUEREDO CC, KHAC VT, SPERLING EV, PETRUCCI G, RODRIGUES BHM, VIANA PS, and co-authors (2014) Integrated Modelling of Lake Pampulha: Assessing the Catchment Impact on Cyanobacteria Dynamics in the Lake. In: 13th International Conference on Urban Drainage, Kuching, Malaysia. URL: <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-01592734>
- Com.28 GROMAIRE M-C, RAMIER D, SEIDL M, BERTHIER E, SAAD M and DE GOUELLO B (2013) Impact of extensive green roofs on the quantity and the quality of runoff – first results of a test bench in the Paris region. Incidence de la végétalisation extensive des toitures sur la quantité et la qualité des eaux de ruissellement – premiers résultats d'un banc d'essais en région parisienne. In: Novatech Lyon, France, 23-27 juin 2013. URL: <http://www.novatech.graie.org/>
- Com.27 NAAH Marielle, SEIDL M and TASSIN B (2013) Micropollutants as tracers of urbanization history of the Mingoa river watershed (Yaoundé, Cameroon). In: Proceedings 14th EuCheMS International Conference on Chemistry and the Environment, ICCE 2013, Barcelona, June 25-28, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2756-4>
- Com.26 NASRI Behzad, FOUCHÉ O, SAILLÉ C, RAMIER D and SEIDL M (2013) Design and realisation of a pilot site for monitoring Infiltrated soil water under a real on-site treatment system; evaluation of soil functions. In: 13th edition of the World Wide Workshop for Young Environmental Scientists (WWW-YES-2013) – Urban waters: resource or risks? URL: <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00843163/document>
- Com.25 SEIDL M and DA G (2013) Evaluation des risques des bio-aérosols générés par nettoyage humide en milieu urbain. In: Actes 2^e Journée d'Étude du Pôle Santé & Société. URL: <http://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00985033>
- Com.24 SEIDL M, GROMAIRE M-C, SAAD M and MIRANDE-BRET C (2013) Can green roofs improve the run-off water quality? In: World Green Infrastructure Congress, 9 - 3 September 2013, Nantes France.
- Com.23 SEIDL M, TRINH CB-T, IMBERT D and HUBERT G (2013) Dual water supply system as a way to better resources utilization. The case of Paris. In: Proceedings of the 7th IWA Specialist Conference. URL: <http://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00985091>
- Com.22 GROMAIRE M-C, DE GOUELLO B, VERSINI P, BERTHIER E, RAMIER D and SEIDL M (2012) TVGEP : conception des toitures végétalisées pour la gestion des eaux pluviales urbaines. In: 2^e Rencontres Toitures Végétalisées, La Rochelle, France. URL: <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00806159>
- Com.21 MORAES D, VASCONCELLOS G, COTA R, SEIDL M and VON SPERLING M (2012) Desempenho de wetlands verticais com alimentação em pulso para o tratamento de esgotos sanitários brutos. In: XXXIII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria

- y Ambiental, Salvador, Brazil. URL: <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00805952>
- Com.20 NAAH M, SEIDL M and TASSIN B (2012) Micropoluentes emergentes como traçadores de urbanização : o caso de Yaounde. In: IX Encontro Nacional de Aguas Urbanas, Belo Horizonte, Brazil. URL: <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00806132>
- Com.19 NASRI B, FOUCHÉ O, SAILLÉ C, FORQUET N, SEIDL M and DE LAURE E (2012) Field monitoring and sampling of infiltrated soil water under on-site treatment systems. Poster communication. In: Proc. 4th International Congress of Soil Science Societies (ECSSS), Bari, Italy. URL: <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00806131>
- Com.18 SEIDL M (2012) Table ronde : La mixité des usages à l'échelle locale. In: Published: 15^e Journées Scientifiques de l'environnement - Usages de l'eau: Synergies et Conflits. URL: <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00681556>
- Com.17 SOUZA-SEIDL R and SEIDL M (2012) Lutte pour l'eau et la terre des communautés Quilombo au Brésil. In: Forum Alternatif Mondial de l'Eau, Marseille, France. URL: <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00806116>
- Com.16 SILVA T, VINÇON-LEITE B, TASSIN B, PETRUCCI G, SEIDL M, LEMAIRE B and NASCIMENTO N (2011) An integrated approach for urban water modelling, linking a watershed hydrological model and a cyanobacteria dynamics model in urban lakes. In: Proceedings 12th International Conference on Urban Drainage - ICUD 2011. URL: <https://hal-sde.archives-ouvertes.fr/hal-00674610/>
- Com.15 SEIDL M, DE GOUELLO B and NASCIMENTO N (2010) Perception of rainwater harvesting in public buildings: Comparison between two case studies in France and in Brazil. In: NOVATECH 2010. URL: <http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/35791>
- Com.14 SILVA A, NASCIMENTO N, SEIDL M and VIEIRA L (2010) Infiltration and detention systems for stormwater control in Belo Horizonte: assessment of demo performance and perspectives for use. In: NOVATECH 2010. URL: <http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/35813>
- Com.13 NASCIMENTO N, SEIDL M, SILVA A and VIEIRA L (2009) Infiltration and detention systems for stormwater control: an assessment of performance 2009__nascimento_etal_2009_33iahr_vancouver_09082009.pdf. In: 33rd IAHR Congress: Water Engineering for a Sustainable Environment August 9-14, 2009, Vancouver Canada, Session TS12, Vancouver.
- Com.12 SEIDL M, LAOUALI S and IDDER T (2009) Stabilization ponds and macrophytes, to be or not to be? In: 8th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, Belo Horizonte, Brazil April 2009.
- Com.11 SILVA A, NASCIMENTO N de O, SEIDL M and VIEIRA L (2009) Caracterização do escoamento urbano de origem viária e remoção de seus poluentes por meio de técnicas compensatórias. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos ABRH, 22 a 26 de novembro de 2009 Campo Grande, MS Brazil.

- Com.10 VIEIRA P de C, SPERLING MV, SEIDL M and NASCIMENTO N (2009) Avaliação da distribuição da massa poluente durante eventos chuvosos em um córrego urbano no município de Belo Horizonte. In: 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental 20 a 25 de setembro de 2009, Recife/PE.
- Com.9 SEIDL M and BONTEMPO V (2008) Assessing social compliance for waste water management in urban areas of Belo Horizonte (Brazil). In: IWA Conference Sanitation Challenge 2008.
- Com.8 SEIDL M, CASTRO P, LAUFFER J, NASCIMENTO N and VON SPERLING M (2008) Integrated quality indicators for urban water management : example of Belo Horizonte. In: XXXI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental, Santiago, Chile. URL: <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00762473>
- Com.7 SEIDL M, CASTRO P, NASCIMENTO N and VON SPERLING M (2008) Instream treatment facility for creek revitalization, Belo Horizonte (Brazil): setup and pollutant load. In: 11th International Conference on Urban Drainage, Edimbourg, United Kingdom. URL: <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00762472>
- Com.6 SEIDL M, LOUALI S and IDDER T (2008) Waste water as a resource for sustainable sanitation in West Africa: an example of integrated treatment. In: IWA Conference Sanitation Challenge 2008, Wageningen, Netherlands. URL: <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00742332>
- Com.5 SEIDL M, PERUCCA F, BOUHMAD K, KNAUER S, BONTEMPO V and NASCIMENTO N de O (2007) Social compliance for urban water management in Belo Horizonte (Brazil) – methodological contribution. In: LatinoSan 2007, November 10-16, 2007, Cali Colombia.
- Com.4 SEIDL M (2006) Enjeux et pratiques de l'assainissement en Afrique sub-saharienne. In: Journées Scientifiques de l'Environnement 2006 : Le Citoyen, La Ville et l'Environnement, Créteil, France. URL: <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00154774>
- Com.3 SEIDL M, LAOUALI MS and MOUCHEL J-M (2004) Duckweed ponds for sustainable sanitation in developing countries. In: Proceedings 6th International Conference on Waste Stabilisation Ponds, September 26-30, 2004, Avignon France.
- Com.2 SEIDL M, LAOUALI MS, IDDER T and MOUCHEL J-M (2003) Duckweed - tilapia system : a possible way of ecological sanitation for developing countries. In: IWA Conference AGUA 2003 September 29-October 3, 2003, Cartagena de Indias, Colombia Multiple uses of water for life & sustainable development, Cartagena de Indias, Colombia. https://www.pseau.org/epa/gdda/Actions/Action_A10/2003_Agua2003_SEIDL.pdf
- Com.1 MAIGA AH, WETHE J, SEIDL M and MOUCHEL J-M (2002) Valorisation des sous-produits de l'épuration par lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre : Analyse comparative des pratiques dans six pays au Sud du Sahara. In: 5th Inter-Regional Conference on Water and Environment: Envirowater 2002 EIER -ETSHER/ Ouagadougou, 5-8 novembre 2002.