



Actes des JDHU 2022

Recueil des résumés

Partenaires



Comité d'organisation (INSA Lyon – laboratoire DEEP)

Jean-Luc BERTRAND-KRAJEWSKI

Vincent CHATAIN

Frédéric CHERQUI

Boram KIM

Mathieu LEPOT

Gislain LIPEME-KOUYI

Damien TEDOLDI

Comité de relecture

ABOULOARD Sheila (CD Val de Marne)

AFRIT Bilel (SIAAP)

BERTHIER Emmanuel (CEREMA Île-de-France)

BERTRAND-KRAJEWSKI Jean-Luc (INSA Lyon)

BINET Guillaume (LyRE Eau France Suez)

BRANGER Flora (Inrae Lyon)

CALTRAN Hervé (Lyon Métropole)

CHANCIBAULT Katia (Université Gustave Eiffel - Nantes)

CHATAIN Vincent (INSA Lyon)

CHEBBO Ghassan (ENPC LEESU)

CHERQUI Frédéric (INSA Lyon)

GASPERI Johnny (Université Gustave Eiffel - Nantes)

GROMAIRE Marie-Christine (ENPC LEESU)

KIM Boram (INSA Lyon)

LAREURE Celine (Roannaise de l'Eau)

LEPOT Mathieu (INSA Lyon)

LIPEME KOUYI Gislain (INSA Lyon)

POUZOL Tanguy (AEGIR)

RODRIGUEZ Fabrice (Université Gustave Eiffel – Nantes)

RULLEAU Bénédicte (INRAE Bordeaux)

TEDOLDI Damien (INSA Lyon)

TONDERA Katharina (INRAE Lyon)

VENTURA Alexandre (LyRE Eau France Suez)

WANKO Adrien (ENGEES ICUBE)

WEREY Caty (INRAE-ENGEES GESTE)

WERTEL Jonathan (3D Eau Strasbourg & Paris)

Parrainage des prix des JDHU 2022

Suez

Table des matières

Le recueil des résumés des JDHU 2022 et leur mise en page ont été générés automatiquement par l'outil SciencesConf.org.

Déchiffrage des documents d'urbanisme pour révéler le potentiel d'accueil des solutions fondées sur la nature, Chavez Saray [et al.]	1
Modélisation hydro-climatique de la métropole nantaise : préparation des données d'occupation du sol, Betou Florian [et al.]	6
Apports de la géochimie pour l'évaluation d'un modèle hydrologique distribué en milieu péri-urbain, Grandjouan Olivier [et al.]	11
Comment formuler les objectifs de performances hydrologiques de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales ?, Pons Vincent [et al.]	16
Suivi de facteurs hydrologiques et environnementaux pour optimiser l'exploitation de toitures végétalisées, Choi Hyeseon [et al.]	19
Evapotranspiration d'une toiture végétalisée expérimentale : observations et modélisation, Ouedraogo Ahmeda Assann	23
Les arbres d'alignement comme moyen innovant pour la maîtrise des eaux pluviales en ville : vers l'optimisation des services rendus, Zime Yerima Hayath Manou	27
Analyse quantitative de l'impact des eaux claires parasites sur les déversements en réseau unitaire : cas du déversoir d'orage d'Ecully Valvert., Montoya-Coronado Violeta A. [et al.]	31
Modélisation expérimentale en transitoire des vannes basculantes Deomatic, Manjarres Angel [et al.]	35

Vers un pilotage dynamique des réseaux basé sur la qualité du milieu aquatique dans la métropole lilloise, Ali Said Fayida [et al.]	40
Étude de l'écoulement de microparticules plastique modèles dans une bifurcation, Mostefaoui Okba	44
Catégorisation des imperfections des données pour l'appariement d'objets dans les réseaux d'eaux usées à l'aide de la théorie des croyances, Et-Targuy Omar [et al.]	48
Développement d'une méthode pour la caractérisation de la filtration des polluants dans les sols urbains, Fernandes Gersende [et al.]	52
Caractérisation de macrodéchets et microplastiques au sein d'une noue filtrante en bord de route, Beaurepaire Max [et al.]	56
La gestion des excréments humains par le paradigme de la toilette à chasse d'eau et du tout à l'égout est-il bénéfique pour la santé publique ?, Minier Paul	61
Nouvelles technologies de surveillance pour mieux comprendre la dégradation de la terre et des rivières dans les zones urbaines, Fernanda Sobierajski Gisi Maria [et al.]	65
Prévision des flux d'entrée des stations de traitement des eaux usées utilisant des techniques d'apprentissage automatique, Murati Erisa [et al.]	70
Utilisation de l'intelligence artificielle pour la détection d'anomalies dans les mesures de turbidité, Zidaoui Imane [et al.]	74
Utilisation d'un capteur de fluorescence pour la caractérisation in situ et à haute fréquence de la matière organique dans les eaux, Musabimana Nadège [et al.]	79
Conception et mise en oeuvre d'une station autonome miniaturisée de mesure des précipitations à bas coût, Zhu Qingchuan [et al.]	83
Variabilité méthodologique pour la mesure des indicateurs de contamination de l'eau de surface, Naloufi Manel [et al.]	87

Déchiffrage des documents d'urbanisme pour révéler le potentiel d'accueil des solutions fondées sur la nature

Auteurs : *Chavez S., Molines N., Chancibault K., De Gouvello B.

1. Université de Technologie de Compiègne (UTC) - Unité de Recherche AVENUES, saray.chavez@utc.fr
2. Université de Technologie de Compiègne (UTC) - Unité de Recherche AVENUES, nathalie.molines@utc.fr
3. Université Gustave Eiffel – GERS – Laboratoire Eau & Environnement, katia.chancibault@univ-eiffel.fr
4. Centre Scientifique et Technique du Bâtiment / Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains, bernard.degouvello@leesu.enpc.fr

Résumé court :

Les plans locaux d'urbanisme (PLU) ont désormais la capacité de favoriser la mise en place des solutions fondées sur la nature (SFN) pour adapter la ville aux effets du changement climatique. Toutefois, le code de l'urbanisme n'impose pas un contenu spécifique pour l'adaptation dans les règles des plans. La prise en compte de l'adaptation demeure variable et dépendra des ambitions de la collectivité. Nous développons une méthode d'évaluation ex-ante de l'efficacité des PLU à implanter des SFN, une partie de la méthode conçue est présentée. Elle s'attarde particulièrement aux Orientations d'Aménagement et de Programmation (OAP), pièces clés des PLU, car lignes directrices à l'échelle des projets urbains de petite et de moyenne taille. Cette communication présente les premiers résultats de l'analyse des 231 OAP du PLU métropolitain de Nantes où environ 1000 dispositions sont relatives à l'implantation des SFN. Le protocole établi permet de cartographier les périmètres d'implantation des SFN les plus propices au niveau réglementaire.

Mots clés : adaptation, changement climatique, déterminisme, plan local d'urbanisme, règles

Introduction

Le changement climatique, caractérisé par l'augmentation des températures, perturbe le bilan hydrique et modifie le cycle naturel de l'eau, ce qui entraîne des événements extrêmes de plus en plus nombreux (Breil et al., 2016). Simultanément, le processus d'imperméabilisation des sols contribue au dysfonctionnement hydrique, empêchant l'infiltration de l'eau et entraînant une augmentation du volume de ruissellement, notamment en milieu urbain (Aprea, 2016; Breil et al., 2016). La prolifération des surfaces anthropiques et minérales est également à l'origine de l'îlot de chaleur urbain qui, en périodes caniculaires, provoque l'inconfort thermique des habitants en raison des modifications significatives du bilan énergétique des surfaces (Yu, 2017). La conjugaison de ces événements place la ville dans une situation de vulnérabilité particulière aux risques climatiques auxquelles il est impératif de s'adapter.

Les collectivités considèrent le changement climatique afin d'adapter les villes aux conditions changeantes et agir sur les conséquences (Bertrand & Richard, 2015). Ainsi, pour tenter de mettre en œuvre une gestion durable de l'eau, notamment dans les zones fortement imperméabilisées exposées aux phénomènes microclimatiques, les systèmes de gestion intégrée de l'eau, à l'instar des solutions fondées sur la nature (SFN), sont de plus en plus préconisés pour favoriser l'infiltration des eaux à la parcelle. Les solutions adaptatives, notamment celles basées sur les principes de végétalisation, ont de nombreux effets positifs sur la gestion de l'eau mais aussi sur la régulation du microclimat local (Hiemstra et al., 2017).

Toutefois, la mise en œuvre des SFN est soumise aux règles d'urbanisme adoptées par les autorités locales, le changement climatique met ainsi en avant la relation complexe entre le territoire et la planification urbaine (Thoidou, 2021). En France, le Plan local d'Urbanisme (PLU) est un outil de planification qui fixe les règles d'aménagement et d'utilisation du sol qui s'imposent à toute personne publique ou privée souhaitant réaliser des constructions. Il doit concrétiser les objectifs définis par les

normes supérieures en matière d'adaptation, et traduit le projet politique de la collectivité à l'échelle de la commune ou de l'intercommunalité (PLUi) (Langlois et al., 2020). La loi Accès à l'Urbanisme Rénové (ALUR) de 2014, a introduit la possibilité d'édicter des règles qui relèvent du droit souple, et qui permettent aux PLU d'intégrer des règles qualitatives en mentionnant les objectifs à atteindre, sans imposer de métrique précise (Soler-Couteaux, 2019). Ces transformations confèrent aux PLU la capacité d'intégrer l'obligation et/ou l'incitation à la mise en place des solutions d'adaptation en ville (techniques de gestion de l'eau à la source, présence du végétal, limitation de l'imperméabilisation, caractéristiques paysagères, dé raccordement aux réseaux d'assainissement...) de manière quantitative mais aussi qualitative (Lambert-Habib et al., 2020).

Cependant, sans une réflexion aboutie du projet politique, les PLU pourraient représenter des barrières pour et limiter le potentiel d'adaptation du territoire (Melot & Bransieq, 2016). Des études ont constaté d'une part que les mesures d'adaptation qui pourraient contribuer à adapter les villes au changement climatique (CC) ne sont pas toujours déterminées par les contraintes ou les réalités et besoins du territoire (McCormick, 2020). D'autre part, il pourrait exister une marge de manœuvre inhérente aux règles qualitatives, laissée à l'interprétation de l'utilisateur qui peut conduire à une variabilité dans cette mise en œuvre (Hagelstein, 2004; Melot & Bransieq, 2016). Or, comment pouvons-nous évaluer la façon dont le territoire évoluera en fonction des règles adoptées ?

La « modélisation réglementaire » présente un intérêt particulier pour comprendre dans quelle mesure les documents ont la capacité d'adapter la ville aux défis du CC. Plusieurs études ont tenté de modéliser les formes urbaines à partir des documents d'urbanisme (Brasebin et al., 2016). D'autres ont utilisé la réglementation pour évaluer le potentiel du territoire à accueillir des structures de densification (Houssemand, 2020) et pour évaluer les impacts environnementaux des aménagements (Prévoist, 2013). Cependant, l'évaluation de l'efficacité des règles de planification pour l'adaptation au CC n'est pas encore répandue. Ce travail vise une modélisation réglementaire des PLU en développant un outil d'évaluation ex-ante des PLU afin d'en déduire leurs capacités à être un vecteur d'intégration des SFN.

Cas d'application

Nous présenterons une première approche sur la création d'une méthode d'analyse du PLUi afin d'évaluer son potentiel à accueillir des SFN. La zone d'étude est la métropole de Nantes, sixième métropole française. Ce territoire qui a récemment adopté son PLU métropolitain (PLUm), est soumis aux risques climatiques, notamment d'inondation. Pour tester l'approche conçue, nous avons choisi une des pièces constitutives du PLUm, à savoir les Orientations d'Aménagement et de Programmation (OAP), en raison de leur potentiel à émettre des orientations contextualisées aux projets, notamment en termes de qualité environnementale. Les OAP sectorielles sont un outil intégré par la transformation de l'urbanisme réglementaire, elles concernent des secteurs de taille variable (quartiers, secteurs à mettre en valeur, à réhabiliter, à restructurer ou à aménager) et peuvent traiter la mise en valeur de l'environnement, du paysage, du patrimoine, de la lutte contre l'insalubrité, de la promotion de la mixité fonctionnelle, etc. (Hercé, 2017).

Méthode

Tout d'abord, une caractérisation des principales SFN est effectuée afin d'identifier leurs critères physiques d'implantation (par exemple, la taille, la hauteur, les matériaux, la fonction hydrologique, la distance par rapport à la nappe, la pente maximale du toit, etc.). Dans un deuxième temps, une analyse semi-automatisée du contenu des OAP a permis d'identifier les dispositions susceptibles d'imposer, d'encourager ou de restreindre la mise en œuvre des SFN, ainsi que les critères d'implantation mentionnés. **Les dispositions ont été évaluées en fonction de leur déterminisme, pour ce faire, un indice a été construit pour classer la disposition sur la base de sa précision**, plus la disposition est détaillée, plus le niveau de l'indicateur est élevé : niveau 1) fonction hydrologique de la SFN mentionné, niveau 2) solution spécifiée, niveau 3) détails spécifiques donnés pour la mise en place, niveau 3) paramètres de mise en œuvre ou de performance spécifiés.

Sur la base de ces identifications, il est possible de construire un répertoire des correspondances « Dispositions des OAP - SFN ». Puis, dans une troisième phase, la spatialisation des risques et

contraintes du territoire est effectuée (zones à fort ruissellement, la capacité d'infiltration des sols, zones exposées aux risques d'inondation, zones exposées à l'îlot de chaleur urbain,), grâce aux données cartographiques disponibles sur l'Open data de Nantes métropole. Enfin, nous proposons un protocole de croisement des résultats de ces trois étapes au moyen d'une analyse SIG multicritères. Le croisement consistera à mettre en relation les zones à enjeux et les zones d'opportunité réglementaire pour mettre en œuvre les dispositifs SFN. Le potentiel d'accueil des SFN (voir les zones les plus propices) sur le territoire sera identifié en fonction des permissions ou des contraintes de constructibilité données par l'OAP.

Résultats et discussion

D'une part, nous avons constitué un inventaire recueillant 28 types des SFN visant la gestion intégrée des eaux pluviales et le rafraîchissement de l'espace public. Pour chaque solution retenue, nous avons créé une fiche-solution dont le but est de : 1. Comprendre la solution technique identifiée, à travers son fonctionnement, ses caractéristiques et l'objectif (ou fonction hydrologique) auquel elle répond, et d'en donner un exemple d'application. 2. Déterminer les espaces de mise en place potentielle en fonction des limites d'implantation liées au terrain ainsi que les informations utiles pour le phasage de la solution. 3. Créer des critères communs avec le travail sur la réglementation pour affiner la possibilité d'implantation des solutions en fonction des règles en vigueur sur le territoire. 4. Guider le choix de la solution pour les aménageurs en fonction de différents critères (coût, temps de mise en place, durée de vie estimée, etc.), sa fonction hydrologique et leurs critères d'implantation. D'autre part, **nous avons identifié environ 1000 dispositions relatives à l'implantation des SFN dans les 231 OAP sectorielles du PLUm**. Les dispositions ont été classées en « Obligations » et « Recommandations », le résultat est affiché dans la figure 1 qui montre la distribution des niveaux de précision des dispositions relatives aux SFN :

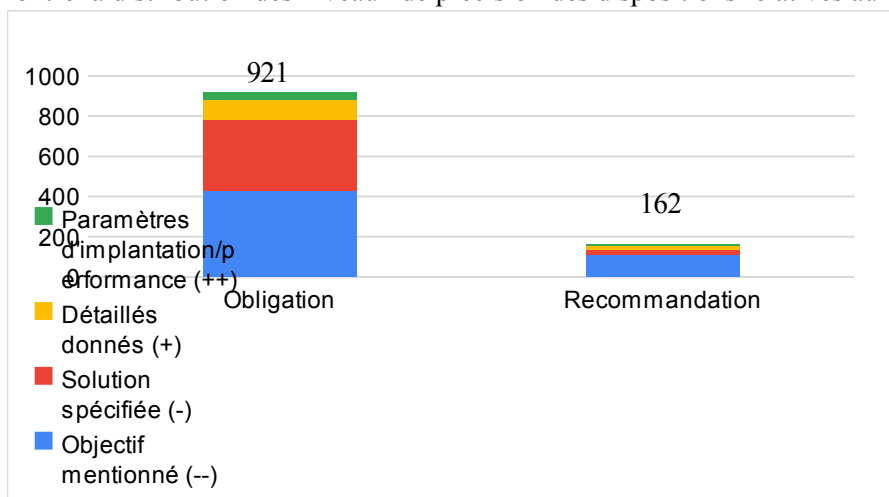


Figure 1: Distribution dans les degrés de précision des dispositions Obligatoires et de Recommandation des OAP

Les zones d'implantation où les SFN sont le plus souvent appelées à être implantées sont les espaces récréatifs, les voies et chemins, les bords de voie, la végétation des espaces entourant les constructions et les espaces communs. Les moins récurrentes sont les toitures, les berges et les façades. En croisant les caractéristiques réglementaires des dispositions et les critères d'implémentation des SFN recueillis dans l'inventaire, nous avons pu identifier le potentiel d'intégration des SFN pour chacune des OAP. Dans les travaux futurs, les enjeux du territoire en matière de gestion de l'eau et de besoin de rafraîchissement seront spatialisés, et une cartographie révélera les espaces les plus favorables à l'intervention par l'implantation des SFN. Le résultat sera représenté par des cartes des périmètres les plus favorables à l'implantation de SFN au niveau réglementaire.

Conclusion

Ces résultats rendent compte de l'intégration des SFN dans les documents d'urbanisme. Ils pourront être utilisés par la collectivité, souhaitant vérifier dans quelle mesure ses documents réglementaires intègrent des solutions d'adaptation au changement climatique. La spatialisation et le croisement avec la réalité physique du territoire permet de vérifier si les dispositions répondent aux besoins (d'infiltration,

d'évapotranspiration, d'écoulement). Les résultats seront finalement utilisés dans un projet de recherche visant à élaborer des scénarios de développement compatibles avec la réglementation. Ils seront ensuite enrichis grâce aux résultats des modélisations hydro-climatiques réalisées dans le cadre de la thèse de Florian Betou (Univ. Eiffel), en temps présent et futur.

Remerciements

Nous tenons à remercier les étudiants de Génie Urbain de l'UTC qui ont suivi l'Atelier projet # 4 « SFN et documents d'urbanisme », dans la période février-juin 2022, et qui ont activement participé à cette recherche. Nous remercions les services d'urbanisme de Nantes Métropole pour leur participation à la réflexion des sujets, pour la mise à disposition des données et leur participation active et continue dans la recherche. Enfin, nous remercions également Madame Marie Christine Gromaire pour ses contributions théoriques et méthodologiques sur les notions hydrologiques.

Références

- Apreda, C. (2016). Climate change, urban vulnerability and adaptation strategies to pluvial flooding. *UPLanD - Journal of Urban Planning, Landscape & Environmental Design*, 1(1), 233-233. <https://doi.org/10.6092/2531-9906/5040>
- Bertrand, F., & Richard, E. (2015). La délicate existence locale de l'adaptation aux changements climatiques : Avec, sans, ou à côté de l'atténuation. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, Vol. 6, n°3, Article Vol. 6, n°3. <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.11048>
- Brasebin, M., Christophe, S., Jacquinod, F., Vinesse, A., & Mahon, H. (2016). 3D GEOVISUALIZATION & STYLIZATION TO MANAGE COMPREHENSIVE AND PARTICIPATIVE LOCAL URBAN PLANS. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, IV-2/W1, 83-91. <https://doi.org/10.5194/isprs-annals-IV-2-W1-83-2016>
- Breil, P., Lagadec, L.-R., & González-Sosa, E. (2016). Inondation pluviale et développement périurbain. 6.
- Hagelstein, R. (2004). Interaction entre règles et acteurs dans la production de l'espace bâti : Approche de pratiques passées et actuelles du règlement d'urbanisme et du plan d'aménagement. Presses univ. de Louvain.
- Houssemand, J. (2020). Conceptualisation et évaluation d'une typologie de lotissement vertical pour un aménagement urbain durable. [Thèses Université de Bourgogne Franche-Comté <http://www.theses.fr/2020UBFCH001>]
- Hercé, S. (2017). Le PLU(i). Régime juridique, élaboration, évolution, contentieux. (3e éd.). <https://www.lgdj.fr/le-plu-9782281132724.html>
- Hiemstra, J. A., Saaroni, H., & Amorim, J. H. (2017). The Urban Heat Island : Thermal Comfort and the Role of Urban Greening. In D. Pearlmutter, C. Calfapietra, R. Samson, L. O'Brien, S. Krajter Ostoić, G. Sanesi, & R. Alonso del Amo (Éds.), *The Urban Forest : Cultivating Green Infrastructure for People and the Environment* (p. 7-19). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-50280-9_2
- Lambert-Habib, M.-L., Gozé, É., Debrye, L., Demazeux, C., & Doze, É. (2020). Adapter les territoires au changement climatique : Outils juridiques d'urbanisme et d'aménagement. Territorial éditions.
- Langlois, C., Poupinot, P., Schoenmakers, V., Couillens, P., Jeannin, P., MANTZIARAS-CONREAU, L., TAHIER, F., & COMPAGNET, O. (2020). Guide sur les dispositions opposables du PLU. https://www.cohesion-territoires.gouv.fr/sites/default/files/2020-03/Guide_PLU_18_03_20_BD_WEB.pdf
- Mccormick, K. (2020). Villes, nature et innovations, nouvelles orientations. https://lucris.lub.lu.se/ws/portalfiles/portal/83522915/Urban_Nature_Compedium_French_.pdf
- Melot, R., & Bransieq, M. (2016). Règles d'urbanisme et choix politique : Les observations de l'État sur les projets locaux. *Revue d'Economie Regionale Urbaine*, 4, 767-798.
- Prévost, A. (2013). Inférence(s) des documents d'urbanisme sur le territoire : Modélisation multicritère et évaluation durable. Application à la ville de Toulouse [Theses, Université de technologie de Compiègne]. <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-01179367>
- Soler-Couteaux, P. (2019). Le contenu modernisé du PLU/PLUi (p. 12). <https://www.epures.com/images/pdf/planification/11-175-juridique-planif.pdf>
- Thoidou, E. (2021). Spatial Planning and Climate Adaptation : Challenges of Land Protection in a Peri-Urban Area of the Mediterranean City of Thessaloniki. *Sustainability*, 13(8), 1-15.
- Yu, Z., Guo, X., Jørgensen, G., & Vejre, H. (2017). How can urban green spaces be planned for climate adaptation in subtropical cities? *Ecological Indicators*, 82, 152-162. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.002>

Modélisation hydro-climatique de la métropole nantaise : préparation des données d'occupation du sol

Betou F¹, Chancibault K¹, Gaume E¹, Ruas A², Launeau P³, Giraud M³

¹GERS-EE, Univ Gustave Eiffel, F44344 Bouguenais, France, Allée des ponts et chaussées

²COSYS-LISIS, Univ Gustave Eiffel, F-77447 Marne-la-Vallée Cedex 2, Cité Descartes, France, 14-20 Boulevard Newton

³UMR_C6112 LPG, Nantes Université, F-44322 Nantes Cedex 3, France, BP 92208, 2 rue de la Houssinière
florian.betou@univ-eiffel.fr

Résumé court : Le modèle TEB-Hydro, développé pour évaluer les stratégies d'adaptation au changement climatique ou à l'urbanisation, nécessite des données d'entrée géomorphologiques du milieu urbain, dont l'occupation du sol. Mais les bases de données nationales existantes ne sont pas directement adaptées aux besoins du modèle. Une méthodologie a donc été développée, à partir de la BD TOPO®, de la BD OCS GE et de données hyperspectrales, afin de déterminer les données nécessaires à TEB-Hydro. Ainsi, initialement 5,3% de la métropole nantaise ne possède pas de donnée d'occupation du sol, la donnée principalement manquante semblant être les surfaces imperméabilisées non bâties, suivie de la donnée de végétation.

Mots-clés : TEB-Hydro ; données géographiques ; Nantes métropole ; Unité Spatiale de Référence ; Image hyperspectrale.

Introduction

Depuis les années 50, la population mondiale s'est urbanisée, passant d'une majorité rurale (70% en 1950) à une majorité urbaine (55% en 2018) (Nations Unies, 2019). De plus, une hausse du pourcentage de la population mondiale urbaine est à prévoir pour les années à venir : en 2050, 65 % de la population mondiale vivra en ville (Nations Unies, 2019). L'urbanisation associée à une augmentation des zones imperméabilisées altère le cycle de l'eau et le bilan énergétique, favorisant le phénomène d'îlots de chaleur urbains et augmentant la fréquence et l'intensité des crues tout en limitant la recharge des nappes (Fletcher et al., 2013 ; Grimmond, 2007). Par ailleurs, la concentration des hommes et des biens font des villes des zones à forts enjeux, associés à la pression démographique croissante et à l'augmentation de la fréquence des aléas extrêmes en lien avec le changement climatique, font des villes des espaces qui seront de plus en plus vulnérables par le futur.

Face à cette vulnérabilité croissante, les stratégies d'adaptation basées sur des infrastructures vertes et bleues (toitures et façades végétalisées, noues, parcs urbains...) sont préconisées (Gunawardena, 2017). La désimperméabilisation des sols et la végétalisation permettent de se rapprocher des processus naturels, et donc des bilans hydriques et énergétiques des milieux naturels. Ces solutions d'adaptation dites Solutions Fondées sur la Nature influent directement sur le microclimat en réduisant les températures de surface et de l'air sur des zones localisées, par les processus d'évapotranspiration et d'ombrage. Elles influent également sur la gestion des eaux pluviales en facilitant l'infiltration de l'eau et le stockage en surface. Cependant, de nombreuses questions concernant les effets positifs ou négatifs induits par l'association des SFN subsistent (Gunawardena et al, 2017 ; Haghghatafshar et al, 2018), d'autant plus que le déploiement de telles solutions implique une restructuration importante des villes. Ainsi, un outil de recherche (TEB-Hydro, Stavropoulos-Laffaille et al, 2018 ; Stavropoulos-Laffaille, 2019) a été développé au Laboratoire Eau et Environnement (Université Gustave Eiffel), en collaboration avec le CNRM, dans le but d'évaluer la pertinence de différents scénarios d'aménagement des villes quant au confort thermique et à la gestion des eaux pluviales. Cet outil est capable de modéliser les processus hydriques et énergétiques des zones urbaines, en les couplant pas le biais du processus d'évapotranspiration (Lemonsu et al, 2012 ; Redon et al, 2017 ; Stavropoulos-Laffaille, 2021 ; Bernard, 2021). De ce fait,

ce modèle hydro-climatique est un outil d'aide à la décision pour l'évaluation hydroclimatique de scénarios d'aménagement, voire de stratégies d'adaptation au changement climatique.

Cet outil nécessite des données d'entrée géographiques (occupation du sol, réseau hydrographique et d'assainissement, usage des bâtiments ...) et météorologiques (rayonnements, température et humidité de l'air, direction et intensité du vent ...). Il s'appuie sur une grille à mailles régulières dont la résolution est à définir par l'utilisateur. A l'échelle de chaque maille la fraction de bâti, de voirie, de végétation (basse et haute), de sol nu et d'eau doit être renseignée. Actuellement, aucune base de donnée disponible ne renseigne toutes les classes d'occupation du sol nécessaires à TEB-Hydro. Ce papier vise donc à présenter la méthodologie développée pour caractériser toute l'occupation du sol telle qu'attendue par le modèle TEB-Hydro puis à présenter et à discuter les résultats, avant de donner quelques perspectives.

Méthodologie

Le site d'étude est la métropole nantaise. Composée de 24 communes, elle s'étale sur 523 km² et compte environ 650 000 habitants. Elle est majoritairement constituée d'espaces naturels ou agricoles et 30% de sa superficie est urbanisée (<https://metropole.nantes.fr/communes>, consulté en avril 2022). Les températures annuelles moyennes entre 1981 et 2001 se situent entre 8.3 °C et 16.7°C¹. La hauteur moyenne annuelle des précipitations est de 819.5 mm, les jours pluvieux sont fréquents mais de faible intensité. Le réseau d'assainissement est principalement séparatif à l'exception du centre-ville de Nantes qui est équipé d'un réseau unitaire. Le tissu urbain de la métropole est typique des villes européennes (Hidalgo et al., 2019) avec un centre-ville dense, entouré d'une large zone périurbaine résidentielle. Les zones commerciales et d'activités se trouvent le long des axes routiers.

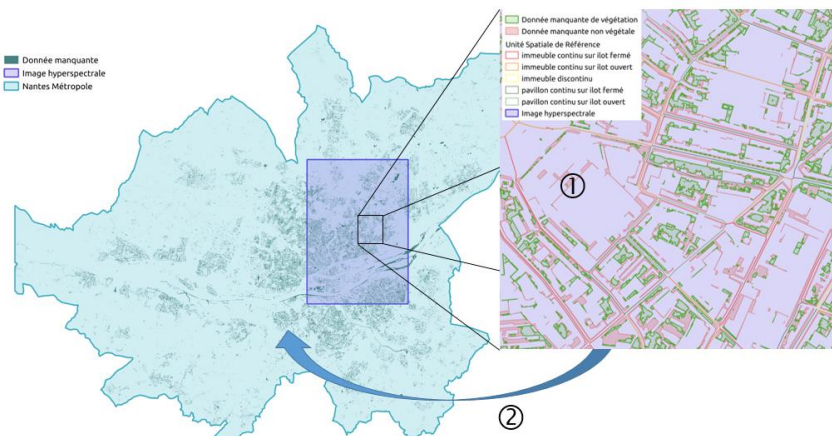
Guézénoc (2020) a mis en évidence la nécessité d'une résolution de la grille, sur laquelle s'appuie TEB-Hydro, inférieure à 200m, pour représenter le réseau d'assainissement, qui constitue une donnée d'entrée du modèle, de façon réaliste avec l'outil TOHR (Chancibault et al, 2019). Dans l'éventualité d'une comparaison des résultats avec le carroyage INSEE, la maille a alors été définie à 100m. Les données géographiques d'occupation du sol nécessaires en entrée de TEB-Hydro sont définies à partir des bases de données en libre accès (BD TOPO®, ECOCIMAP, CORINNE LAND COVER, ...), permettant ainsi de déterminer une méthode applicable à d'autres métropoles françaises.

Néanmoins, ces bases de données ne sont pas totalement adaptées aux échelles fines en milieu urbain : de nombreuses surfaces (par exemple les jardins ou les cours intérieures) ne sont pas identifiées comme telles à cause de leur taille et peuvent être agrégées aux surfaces voisines (bâtiments, route). L'occupation du sol a été définie à partir des sources de données les plus représentatives : la BD TOPO® pour le bâti et les surfaces en eau et la BD OCS GE pour la végétation, le sol nu et les routes.

Cependant, l'utilisation de deux bases de données « non complémentaires » et avec un degré de précision différent génère, d'une part, des chevauchements et, d'autre part, ne permet pas de couvrir la totalité du territoire. Les chevauchements s'expliquent par la prise en compte de données de bâti récentes issues de la BD TOPO® (maj en 2021) pas encore représentées dans la BD OCS GE du fait d'une mise à jour plus ancienne (2018) ou par la prise en compte des petites surfaces d'eau dans la BD TOPO® non sélectionnées comme telles dans la BD OCS GE (mais intégrée aux surfaces voisines, de végétation par exemple). Dans le but de renseigner 100% de la surface de chaque maille par une couverture de sol, ces recouvrements ont été traités en privilégiant la BD TOPO® car plus précise. Quant aux zones sans donnée, une méthodologie se basant sur les Unités Spatiales de Référence (Bocher et al, 2018) et sur une image hyperspectrale de la zone Nantes-Est a été élaborée pour les compléter. Les USR délimitent des îlots urbains dans lesquels la

¹ <https://meteofrance.com/climat/normales/france/pays-de-la-loire/NANTES-BOUGUENAIS>, consulté en avril 2022

morphologie de la ville est homogène. Il existe 10 types d'USR allant des bâtiments d'activités aux pavillons discontinus (Bocher et al., 2018). L'image spectrale a une résolution d'un mètre et a été traitée par le Laboratoire de Planétologie et Géosciences de Nantes Université, pour identifier les zones de végétation et les zones d'eau. Ainsi, l'objectif était de déterminer les pourcentages moyens manquants de végétation, de route et de sol nu par type d'USR sur l'emprise de l'image hyperspectrale (① sur la figure 1), avant de les attribuer par types d'USR aux vides résiduels sur l'ensemble de la métropole



zones de végétation et les zones d'eau. Ainsi, l'objectif était de déterminer les pourcentages moyens manquants de végétation, de route et de sol nu par type d'USR sur l'emprise de l'image hyperspectrale (① sur la figure 1), avant de les attribuer par types d'USR aux vides résiduels sur l'ensemble de la métropole

Figure 1: définition des données manquantes par analyse de l'image hyperspectrale ① puis par attribution de règle sur la métropole ②

(② sur la figure 1). Etant donné que nous considérons comme référence la BD

TOPO®, il a été décidé de ne pas ajouter d'eau ou de bâtiment (pour lesquelles la précision est métrique). La donnée manquante de végétation a été récupérée grâce à l'intersection de l'image hyperspectrale ne reflétant que la végétation avec les zones de vides, en considérant que de la végétation basse était présente sous la végétation haute. Ensuite, des observations ont été réalisées sur quelques USR par type d'USR afin de quantifier la donnée manquante de route et de sol nu. Les fractions surfaciques ainsi définies sont ensuite moyennées par type d'USR, avant de les attribuer à l'ensemble des vides contenus dans une USR de même type.

Résultats et discussion

Après sélection des bases de données et suppression des chevauchement, 5,3% de l'occupation du sol de la métropole nantaise n'est pas définie. Au regard de l'aire des USR et de la répartition des vides en fonction de la typologie d'USR, plus une USR est grande, mieux elle est représentée et moins importantes sont les variations de surfaces manquantes par rapport à la surface totale de l'USR.

Le tableau 1 présente les fractions moyennes par type d'USR de végétation, de sol nu et de voirie dans les zones non couvertes déterminées suite à l'analyse de l'image hyperspectrale. De façon générale, la donnée manquante est principalement de la voirie. Ceci s'explique par une mauvaise représentation des trottoirs dans les bases de données. La donnée de végétation dans les zones pavillonnaires (pcif, pcio, pd, psc) semble être moins bien représentée que dans les zones urbaines denses

Tableau 1 : fraction moyenne manquante par type d'USR

Typologie	Nombre d'USR sur l'emprise de l'image hyperspectrale (et 94 NA)	Fraction moyenne manquante de végétation	Fraction moyenne manquante de voirie	Fraction moyenne manquante de sol nu
Ba	81	0.2	0.8	0
Bgh	9	0.34	0.64	0
Icif	287	0.14	0.87	0
Icio	270	0.28	0.72	0
Id	93	0.25	0.75	0
Local	8	0.51	0.2	0.29
Pcif	84	0.23	0.77	0
Pcio	186	0.29	0.71	0
Pd	104	0.17	0.83	0
Psc	122	0.27	0.73	0

(bgh, icif, icio, id). Cette donnée manquante correspond à la végétation présente dans les jardins des maisons individuelles. L'USR « NA » correspond quant à elle à toutes les USR non bâties. La donnée manquante de végétation pour cette USR correspond aux berges et zones d'expansion des crues en bord de cours d'eau. Ce manque s'explique par le choix des bases de données : c'est la BD OCS GE qui a été choisie pour la définition de la végétation, hors cette base de donnée intègre les surfaces d'eau intermittentes (i.e la végétation en bord de berges) dans les surfaces hydrographiques. Ainsi, il est à noter qu'à partir de la sélection de bases de données effectuée, les surfaces hydrographiques sont sous-estimées en période hivernale hydrologique. L'USR « local » correspond à des garages, abris ou préau (Bocher et al., 2018). Une forte présence de végétation manquante autour de ce type de bâtiment est acceptable, cependant la valeur du pourcentage est à nuancer avec le faible nombre d'USR « local » analysées. De plus, une valeur de sol nu manquante a été quantifiée seulement pour ce type d'USR. Une étude de sensibilité sur l'occupation des sols pourra être réalisée par la suite dans TEB-Hydro afin d'évaluer la pertinence de cette méthodologie qui a été mise en place pour compléter un manque de donnée qui ne représente finalement qu'une fine portion du territoire d'étude.

Conclusion

Suite à la non cohérence des bases de données d'occupation du sol pour les zones urbaines en lien avec les informations nécessaires au modèle hydro-climatique TEB-Hydro, une méthodologie a été développée pour éliminer les zones de recouvrement et remplir les zones sans information. Après la sélection des deux bases de données pour la définition de l'occupation du sol, les zones où la donnée n'était pas adaptée sont en majorité de la voirie (associée aux trottoirs) en zones urbaines, de la végétation dans les zones pavillonnaires (à l'intérieur des îlots et correspondant aux jardins des maisons individuelles) et la végétation en bords de berges en zones naturelles. La mise en place de cette méthodologie a permis de caractériser l'occupation du sol par USR lorsque la donnée issue des bases des données de l'IGN n'était pas adaptée et de définir les données d'occupation du sol en entrée du modèle TEB-Hydro, nécessaires pour la modélisation de la réponse hydro-climatique de Nantes métropole. Après mise en forme des données de forçage en temps présent, la réponse hydro-microclimatique de Nantes métropole pourra être modélisée et des premières suggestions d'aménagement pourront être formulées. Ces scénarios d'aménagement seront ensuite retravaillés en collaboration avec la thèse de Saray Chavez (2020-2023, projet ManIpUR), ce qui permettra, après étude des documents d'urbanisme, de définir de nouveaux scénarios réglementairement compatibles. Ces derniers seront également simulés dans TEB-Hydro afin d'analyser la pertinence des aménagements dans les zones ciblées par les documents d'urbanisme. La modélisation de la réponse hydro-microclimatique de Nantes métropole sera aussi étudiées sous des conditions climatiques futures, où les forçages météorologiques seront issus des projections climatiques des scénarios climatiques RCP 4.5, 6 ou 8.5. Les scénarios d'aménagement définis précédemment seront ensuite modéliser sous ce nouveau contexte climatique afin d'analyser l'impact du changement climatique sur la réponse hydro-climatique de Nantes Métropole avec et sans aménagements d'adaptation.

Références

- Bernard E. 2021. réponse hydro-climatique de paris et sa petite couronne. ED SDU2E - Sciences de l'Univers, de l'Environnement et de l'Espace, Université de Toulouse
- Bocher E, Petit G, Bernard J, Palominos S. 2018. A geoprocessing framework to compute urban indicators: The MApUCE tools chain. *Urban Climate*, 24 (2018) 153–174
- Chancibault K, Mosset A, Lotfi Z, Beauvais C, Shobair S, Ourrai S, Linca JC, Rabier A, Nathalie Vernin N, Oget M, Belin MM, Azimi S, Bethouart F, Bedrane A, Lehoucq C, Roux C, Rocher V, Joannis C, Chebbo G. 2019. Rapport de synthèse PIREN-Seine, phase VII (2015-2019). Vol. 3 : Hydrologie urbaine : Reproduire le cycle de l'eau (petit et grand) à l'échelle de Paris et sa petite couronne

- de Munck C, Lemonsu A, Bouzouidja R, Masson V, and Claverie R. 2013. The GREENROOF module (v7.3) for modelling green roof hydrological and energetic performances within TEB. *Geoscientific Model Development* 6, 1941–1960. DOI: 10.5194/gmd-6-1941-2013
- Fletcher, T.; Andrieu, H. & 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, 261 – 279.
- Grimmond, S., 2007. Urbanization and global environmental change: local effects of urban warming *Geographical Journal*, Blackwell Publishing Ltd, 173, 83-88.
- Guézenoc A, 2020. Analyse hydrologique du réseau de drainage de la zone sud de la métropole nantaise pour une meilleure gestion des eaux pluviales. CNAM
- Gunawardena, K., Wells, M. & Kershaw, T. , 2017. Utilising green and bluespace to mitigate urban heat island intensity *Science of The Total Environment*, 584, 1040 – 1055.
- Haghighatafshar, S., la Cour Jansen, J., Aspegren, H., Jönsson, K., 2018. Conceptualization and Schematization of Mesoscale Sustainable Drainage Systems: A Full-Scale Study. *Water* 10, 1041. doi:10.3390/w10081041
- Hidalgo J, Dumas G, Masson V, Petit G, Bechteld B, Bocher E, Foley M, Schoetter R, Mills G. 2019. Comparison between local climate zones maps derived from administrative datasets and satellite observations. *Urban Climate* 27 (2019) 64–89
- Lemonsu A, Masson V, Shashua-Bar L, Erell E and Pearlmutter D. 2012. Inclusion of vegetation in the Town Energy Balance model for modelling urban green areas. *Geoscientific Model Development* 5, 1377–1393. DOI: 10.5194/gmd-5-1377-2012
- Nations Unies- Department of Economic and Social Affairs World Urbanization Prospects: The 2018 Revision (ST/ESA/SER.A/420). United Nations, 2019
- Redon, E. C.; Lemonsu, A.; Masson, V.; Morille, B. & Musy, M., 2017. Implementation of street trees within the solar radiative exchange parameterization of TEB in SURFEX v8.0 *Geoscientific Model Development*, 10, 385-411.
- Stavropoulos-Laffaille, X.; Chancibault, K.; Brun, J.-M.; Lemonsu, A.; Masson, V.; Boone, A. & Andrieu, H., 2018. Improvements to the hydrological processes of the Town Energy Balance model (TEB-Veg, SURFEX v7.3) for urban modelling and impact assessment *Geoscientific Model Development*, 11, 4175-4194
- Stavropoulos-Laffaille, X., 2019. Pour une analyse des impacts du changement climatique sur l'hydrologie urbaine : Modélisation hydro-microclimatique de deux bassins versants expérimentaux de l'agglomération nantaise. ED Sciences pour l'Ingénieur, Centrale Nantes - Université Bretagne Loire
- Stavropoulos-Laffaille X, Chancibault K, Andrieu H, Lemonsu A, Calmet I, Keravec P, Masson V. 2021. Coupling detailed urban energy and water budgets with TEB-Hydro model: Towards an assessment tool for nature based solution performances. *Urban Climate* 39

Apports de la géochimie pour l'évaluation d'un modèle hydrologique distribué en milieu péri-urbain

Grandjouan O*, Branger F., Masson M.

1. INRAE, UR Riverly, Centre de Lyon-Villeurbanne, F-69625, Villeurbanne, France, olivier.grandjouan@inrae.fr

2. INRAE, UR Riverly, Centre de Lyon-Villeurbanne, F-69625, Villeurbanne, France, flora.branger@inrae.fr

3. INRAE, UR Riverly, Centre de Lyon-Villeurbanne, F-69625, Villeurbanne, France, matthieu.masson@inrae.fr

* auteur correspondant

Résumé court : Les modèles hydrologiques distribués sont des outils prometteurs pour décomposer le débit d'un bassin versant péri-urbain en différentes contributions, mais sont confrontés à des difficultés dans la validation des résultats. Les modèles de mélange géochimiques apparaissent comme efficaces pour valider les résultats d'un modèle hydrologique à partir de données de terrain. À partir des empreintes géochimiques des différentes sources (compartiments hydrologiques, occupations ou usage de sols) et du mélange des eaux prélevées à l'exutoire, il est possible de calculer la contribution des sources à l'écoulement total en appliquant un modèle de mélange. Cette méthode est appliquée au bassin versant du Ratier dans l'ouest Lyonnais, afin d'évaluer les résultats du modèle hydrologique distribué J2000P. Les résultats préliminaires ont permis de différencier deux composantes souterraines principales, mais également d'ouvrir sur la possibilité de décomposer le ruissellement de surface et de subsurface en de plus nombreuses sources grâce à la diversité des occupations et usages des sols du bassin péri-urbain.

Mots-clés : décomposition du débit ; modèle de mélange ; sources de contamination ; occupation des sols ; modélisation distribuée

Introduction

Les chemins de l'eau peuvent être largement modifiés en milieu péri-urbain. La diversité des paysages (naturel, agricole, urbain) et la présence de nombreux éléments anthropiques (réseau d'assainissement, surfaces imperméables...) ont un impact important sur les processus hydrologiques (Jacobson, 2011). La modélisation des écoulements au sein de ces bassins peut alors s'avérer complexe à mettre en place.

Les modèles hydrologiques distribués apparaissent comme des outils prometteurs pour représenter les différents chemins de l'eau et composantes hydrologiques (surface, subsurface, souterrain par exemple) dans un tel contexte (Fuamba *et al.*, 2019). Ils ont cependant une structure complexe et font appel à de nombreux paramètres, qui rendent leur calibration et validation délicates (Beven, 2006). Au final, un débit total correctement modélisé à l'exutoire ne suffit pas à établir que le modèle donne "les bonnes réponses pour les bonnes raisons" (Kirchner, 2006).

Différentes sources peuvent apporter une contribution hydrologique au débit total. Ces sources peuvent être caractérisées par des compartiments hydrologiques (souterrain, subsurface, surface) ou des occupations ou des usages de sols particuliers (forêt, urbain, agricole...). Elles peuvent apporter une contribution diffuse (pâturage, culture...) ou ponctuelle (surverses de réseau d'assainissement). Il est aujourd'hui admis que la composition physico-chimique des eaux peut apporter des informations pertinentes sur la décomposition de l'écoulement total (Birkel & Soulsby, 2015). L'utilisation de ces données à travers des modèles de mélange est une méthode couramment utilisée pour estimer les contributions de différentes sources (Ladouche *et al.*, 2001). Cette approche permet d'estimer une décomposition spatiale du débit observé à partir des paramètres géochimiques mesurés sur le terrain.

Aujourd'hui, cette approche par empreinte géochimique n'a pas été mise en regard avec les modèles hydrologiques distribués, alors qu'elle présente un réel potentiel dans l'évaluation de ces modèles. L'objectif de cette étude est de développer une méthode d'évaluation d'un modèle hydrologique distribué à partir de

données géochimiques issues de prélèvements d'eaux de surface. Cette méthode s'articule selon les étapes suivantes :

1. Implémenter un module de décomposition spatiale des débits dans un modèle hydrologique distribué, permettant de garder en mémoire l'origine de l'eau et de connaître les contributions spécifiques des sources identifiées au volume total ;
2. Identifier les sources et construire des empreintes géochimiques propres aux différentes sources identifiées sur le bassin ;
3. Appliquer un modèle de mélange pour estimer la contribution de ces sources à l'écoulement total, pour de prélèvements issus du mélange des eaux à l'exutoire;
4. Évaluer les résultats du modèle hydrologique distribué par comparaison des contributions simulées avec les contributions calculées à partir des modèles de mélanges géochimiques.

La méthodologie est appliquée au bassin versant du Ratier, sous-bassin de l'Yzeron qui est un site de l'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine (OTHU), et au modèle hydrologique distribué J2000P, développé à INRAE Riverly.

Matériel et méthodes

Le bassin versant du Ratier est situé dans l'ouest Lyonnais et s'étend sur une superficie d'environ 19,8 km². La géologie du bassin est quasi-uniforme avec des gneiss sur l'ensemble de la surface à l'exception d'un dépôt de colluvion à l'exutoire du bassin, marqué par la présence d'un aquifère local. L'occupation de sol est hétérogène et représentative d'un milieu péri-urbain (forestier, agricole, urbain).

Les données géochimiques disponibles sur ce bassin sont issues d'un suivi mensuel de qualité des eaux entre 2017 et 2019 comprenant des analyses en paramètres majeurs, métaux dissous et paramètres microbiens, pour les stations du Mercier, un affluent du Ratier, et de St-Genis, à l'exutoire du bassin. Actuellement, des campagnes supplémentaires de prélèvement lors d'évènements hydrologiques sont en cours sur ces deux stations, ainsi que des prélèvements des eaux provenant des sources identifiées.

Le modèle hydrologique distribué J2000P (Labbas, 2015) est un modèle adapté aux bassins versants péri-urbains qui prend en compte les éléments anthropiques tels que les réseaux d'assainissement, les déversoirs d'orage et les surfaces imperméables. Dans l'objectif de connaître la contribution d'une source à l'écoulement total, un module de décomposition spatiale des débits a été mis en place, permettant de conserver en mémoire l'origine spatiale des eaux en tout point du réseau hydrographique et à chaque pas de temps. Le module a été testé dans différentes conditions (débit constant ou variable, traçage d'un ou de plusieurs sous-bassins simultanément) et implémenté dans le modèle J2000P.

La première étape pour l'évaluation de ce modèle consiste en l'identification des sources présentes sur le bassin. Des prélèvements d'eau représentatifs de ces sources sont effectués, ainsi que des prélèvements en aval du bassin afin d'échantillonner le mélange des eaux lors d'évènements hydrologiques contrastés. Les paramètres majeurs, métaux dissous et paramètres microbiens sont analysés pour l'ensemble des échantillons. Au moment de l'écriture de ce résumé, les prélèvements des sources et des évènements restent en cours. Les résultats présentés portent donc seulement sur les données issues du suivi mensuel des stations du Mercier et de St-Genis.

A partir de ces données, une étude des variations des concentrations en ions majeurs et métaux dissous est établie afin d'identifier les principales sources contribuant au débit. Une analyse de corrélation est appliquée pour regrouper les paramètres aux comportements similaires. Des indicateurs sont calculés (débit à la veille, cumuls de pluie, indice de précipitation antérieure...) et catégorisés (faible, intermédiaire, fort) afin de relier les concentrations à la dynamique hydro-météorologique du bassin grâce à une analyse en composante principale (ACP). Les tendances observées sur l'ACP sont vérifiées avec des tests non paramétriques de Kruskal-Wallis. Des concentrations théoriques sont assignées à chaque source pour les éléments les plus représentatifs. A partir de ces concentrations, un modèle de mélange (package R *nmls*) est appliqué afin de décomposer le débit total et d'estimer la contribution des sources identifiées. Cette méthode se base sur le principe de conservation des débits et des espèces chimiques.

Les résultats obtenus par le modèle de mélange sont comparés aux résultats simulés par le modèle J2000P pour les jours correspondant aux prélèvements mensuels.

Résultats et discussion

Variation des concentrations selon les indicateurs hydro-météorologiques

L'analyse de corrélation met en avant un groupe de paramètres majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- et SO_4^{2-}) et de métaux dissous (Ba, Li, Mo, Sr et U) corrélés positivement et significativement entre eux. L'ACP indique une opposition entre ce groupe de paramètres et l'indicateur de débit à la veille du prélèvement (figure 1), avec des concentrations significativement supérieures lorsque le débit à la veille du prélèvement est faible. En supposant que la concentration du débit à l'étiage est représentatif de la concentration des eaux souterraines, ce groupe de paramètres peut être considéré comme représentatif de la nappe. A l'inverse les concentrations en COD, Cr, Cu et Ni semblent être plus élevées avec des conditions humides sur le bassin. Ces paramètres peuvent être assimilés à un écoulement de subsurface. Les prélèvements n'ayant pas été effectué durant des évènements pluvieux, la composante d'écoulement de surface rapide est considéré comme absente de l'analyse.

Variation des concentrations selon les sites de prélèvement

Les échelles de concentrations diffèrent pourtant entre la station du Mercier et celle du Ratier à St-Genis. En ne considérant que les échantillons pour lesquels le débit de la veille est faible (donc les plus représentatifs de la composante souterraine), les concentrations en Ca^{2+} , HCO_3^- , Mg^{2+} , Sr, Ba et Li sont significativement supérieures à St-Genis par rapport au Mercier. Ce contraste s'observe particulièrement pour Li dont les concentrations pour ces prélèvements sont de l'ordre de 15 $\mu\text{g/L}$ à St-Genis contre moins de 1 $\mu\text{g/L}$ au Mercier. Les eaux souterraines sont donc marquées par deux profils géochimiques différents, liés au contraste géologique entre les gneiss et les colluvions présents directement en amont de la station de St-Genis.

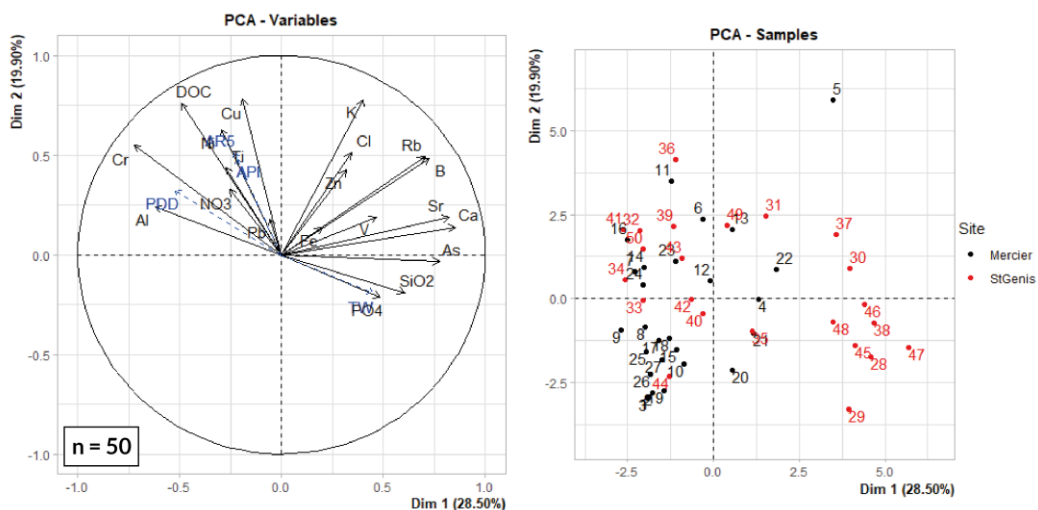


Figure 1. Résultats de l'ACP. *PDD* : débit à la veille du prélèvement, *AR5* : Cumul de pluie sur 5 jours, *API* : indice de précipitation antérieure, *TW* : température journalière moyenne de l'eau

Application d'un modèle de mélange pour décomposer le débit total

L'analyse des données mensuelles permet de décomposer le débit à l'exutoire en 3 sources : l'aquifère des colluvions (marqué par des fortes concentrations en Li), la composante souterraine des gneiss (marquée par Ca^{2+} , Sr...) et les eaux de subsurface (marquées par COD, Cu...). Un modèle de mélange est appliqué pour décomposer le débit selon ces trois contributions. Ces résultats sont comparés aux simulations effectuées à partir du modèle hydrologique J2000P et du module de décomposition spatiale des débits (figure 2). Pour cette simulation, le volume suivi par le module de décomposition spatiale correspond à celui provenant du brin de rivière drainant l'aquifère des colluvions. Le modèle J2000P semble surestimer fortement la contribution de la composante souterraine comparé au modèle de mélange géochimique. Ces résultats illustrent l'incapacité actuelle du modèle à représenter correctement les processus hydrologiques sur le bassin. Les observations tirées de cette méthode par modèle de mélange vont permettre d'améliorer les sorties du modèle J2000P.

Conclusion et perspectives

Cette approche géochimique appliquée aux prélèvements mensuels permet d'abord d'identifier les paramètres représentatifs de la composante souterraine. L'analyse site par site montre deux signatures géochimiques différentes, représentatives des deux formations géologiques du bassin. Le débit peut être décomposé en trois sources : l'aquifère des colluvions, l'eau souterraine présente dans les gneiss et la subsurface. Les résultats du modèle de mélange montrent des différences significatives avec les résultats obtenus grâce au module de décomposition spatiale des débits implémenté dans le modèle J2000P.

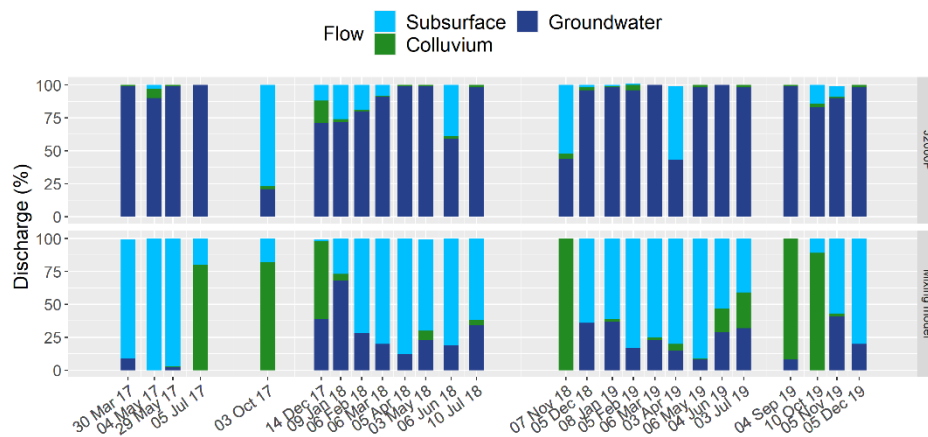


Figure 2. Résultats du modèle de mélange appliqué aux prélèvements mensuels et comparaison avec les résultats du modèle J2000P incluant le module de décomposition spatiale des débits.

Afin de décomposer l'origine des eaux de subsurface dans la suite de la thèse, des données supplémentaires vont être nécessaires pour construire des empreintes géochimiques et biochimiques plus précises. Les prélèvements des sources ainsi que les prélèvements sur événements vont permettre de mieux représenter les sources de contaminations urbaines et agricoles dans la réponse hydrologique du Ratier, en particulier grâce aux paramètres microbiologiques et à la composition de la matière organique qui sont des paramètres de choix pour distinguer les sources anthropiques. A partir de ces données, les résultats obtenus grâce au module de décomposition spatiale de J2000P seront évalués et pourront permettre de mettre en avant les processus hydrologiques qui ne sont pas correctement représentés dans le modèle. Les paramètres seront optimisés en conséquence afin de caler au mieux le modèle hydrologique distribué.

Remerciements

Mes remerciements vont au Laboratoire de Chimie des Milieux Aquatiques (INRAE – Riverly) pour les analyses, à Mickaël Lagouy pour le travail de terrain, à tous les participants du projet ANR CHYPSTER et AERMC-ZABR IDESOC ainsi qu'à l'école universitaire H2O'Lyon pour le co-financement de cette thèse.

Références

- Beven K. (2006). A manifesto for the equifinality thesis. *Journal of Hydrology*, 320, 18-36. doi : 10.1016/j.jhydrol.2005.07.007
- Birkel C. & Soulsby C. (2015). Advancing tracer-aided rainfall–runoff modelling: a review of progress, problems and unrealised potential. *Hydrological Processes*, 29, 5227– 5240. doi: 10.1002/hyp.10594.
- Fuamba M., Branger F.; Braud I.; Batchabani E.; Sanzana P.; Sarrazin B. & Jankowsky S. (2009). Value of distributed water level and soil moisture data in the evaluation of a distributed hydrological model: Application to the PUMMA model in the Mercier catchment (6.6km²) in France. *Journal of Hydrology*, 569, 753-770. doi: 10.1016/j.jhydrol.2018.12.035
- Jacobson C. R. (2011). Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments: A review. *Journal of Environmental Management*, 92, 1438-1448. doi: 10.1016/j.jenvman.2011.01.018
- Kirchner J. W. (2006). Getting the right answers for the right reasons: Linking measurements, analyses, and models to advance the science of hydrology. *Water Resources Research*, 42, W03S04. doi:10.1029/2005WR004362.

- Labbas M. (2015). Modélisation hydrologique de bassins versants périurbains et influence de l'occupation du sol et de la gestion des eaux pluviales : Application au bassin de l'Yzeron (130km²). PhD thesis, Sciences de la Terre. Université Grenoble Alpes, France, 388 p. NNT : 2015GREAU006.
- Ladouche B., Probst A., Viville D., Idir S., Baqué D., Loubet M., Probst J.-L. & Bariac T. (2001). Hydrograph separation using isotopic, chemical and hydrological approaches (Strengbach catchment, France). *Journal of Hydrology*, 242, 255-274. doi: 10.1016/S0022-1694(00)00391-7.

Comment formuler les objectifs de performances hydrologiques de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales ?

V. Pons^{*,**^}, T.M. Muthanna^{*}, J.-L. Bertrand-Krajewski^{**}

^{*} Department of Civil and Environmental Engineering, Norwegian University of Science and Technology (NTNU), N-7491 Trondheim, Norway

^{**} Université de Lyon, INSA Lyon, DEEP, EA7429, 11 rue de la Physique, F-69621 Villeurbanne cedex, France

[^]Auteur correspondant : vincent.pons@ntnu.no

Résumé

Afin d'atteindre des objectifs de performance hydrologique donnés pour les techniques alternatives de gestion des eaux pluviales, il est nécessaire de les définir de manière adaptée et de formuler des seuils de performance hydrologiques couplés à des méthodes de dimensionnement pertinentes, en analysant le fonctionnement des techniques alternative aux échelles locale et globale. Dans un premier temps, une approche locale récemment développée (nommée HIDES) est appliquée afin d'évaluer les méthodes classiques de dimensionnement basées sur les indicateurs de performance définis par la Métropole de Lyon (France) et la ville de Trondheim (Norvège). Les dimensionnements évalués se révèlent i) peu fiables en raison de la prise en compte limitée des conditions initiales, et ii) peu représentatifs en raison de l'utilisation d'un nombre limité d'événements pluvieux. Dans un second temps, l'analyse globale, à l'échelle du bassin versant urbain, montre que le phasage de l'implémentation des techniques alternatives permet de prioriser des zones critiques au sein d'un bassin versant et doit donc être favorisé par rapport à la formulation de règles globales.

Mots clés

Adaptation au changement climatique, gestion des eaux pluviales, modélisation numérique, techniques alternatives.

Introduction

Un changement de paradigme conduit de nombreuses métropoles européennes à règlementer la mise en œuvre de techniques alternatives (TA) de gestion des eaux pluviales à la source, notamment sur les bâtiments nouvellement construits (par exemple Lyon Métropole, 2019). Ce changement de pratiques pose la question du dimensionnement des TA. Ce travail étudie, au moyen d'exemples sur Lyon et Trondheim, les limitations des approches actuelles de dimensionnement des TA et de priorisation de leur implémentation. En particulier, il aborde les questions suivantes : i) comment quantifier les performances des TA à l'échelle locale de l'ouvrage, ii) quelles leçons tirer de simulations à l'échelle globale du bassin versant urbain en termes de phasage des implémentations des TA ?

Méthodes

Règlementations : La réglementation de la Métropole de Lyon (Métropole de Lyon, 2019, articles 12 et 13) prévoit, dans le cas général, la gestion totale à la source des 15 premiers millimètres de pluie pour les événements les plus fréquents, et sans débordement jusqu'à une période de retour de 30 ans, ainsi que le statut dérogatoire du rejet d'eaux pluviales dans le réseau public. De manière similaire, la réglementation de la ville de Trondheim (Trondheim Kommune, 2015) indique en particulier que le débit déversé dans le réseau d'eau pluviale doit être régulé jusqu'à une période de retour de 20 ans.

Analyse locale : L'approche HIDES (détaillée dans Pons *et al.*, 2022) est utilisée pour l'analyse locale des critères de performance des TA. Elle consiste en i) une simulation continue pour l'analyse des performances sous pluies faibles à fortes, et ii) une simulation événementielle par un échantillonnage intensif d'événements pluvieux forts à extrêmes en utilisant une méthode de descente d'échelle. Ces simulations permettent de quantifier la probabilité d'atteindre un objectif de performance fixé, la fréquence de dépassement d'une valeur seuil, et l'étude du comportement de la TA dans son domaine de défaillance hydrologique. Cette approche requiert, au niveau local, un modèle de descente d'échelle calé, les courbes intensité durée fréquence et des séries de pluie et température à pas de temps journalier.

Analyse globale : L'exemple d'une simulation à l'échelle d'un bassin versant urbain à Trondheim (Le Floch *et al.*, 2022) est utilisé pour l'analyse globale : on s'intéresse au débit et volume à l'exutoire du bassin, et un scénario d'urbanisation à 90 % est appliqué. Différents scénarios d'implémentations géographiques des TA sur le bassin versant sont ensuite analysés : en amont, en aval, en extrême-aval, sur la branche droite du réseau, sur la branche gauche, et enfin de manière homogène.

Résultats et discussion

Avec un échantillonnage de pluies extrêmes, les résultats montrent que s'il est possible, en fonction des TA, des réglementations et du climat, de satisfaire les indicateurs de performance (cas du débit maximal en sortie de TA) dans la majorité des cas, cela ne permet pas de les garantir de manière absolue. La Figure 1(a) montre, avec la méthode HIDES, que la probabilité d'atteindre l'objectif de performance du dimensionnement d'une TA (ici un débit à l'exutoire maximal de 0.33 mm/min) est seulement d'environ 60 %. Il est également possible d'étudier le comportement de la solution étudiée dans son domaine de défaillance. En particulier, l'utilisation d'un faible nombre de hyétogrammes ne fournit pas une image précise du comportement de la TA sous pluie extrême. Les simulations de l'approche HIDES permettent de réviser les critères et les dimensionnements pour garantir une probabilité donnée d'obtention des performances hydrologiques attendues pour les TA.

La Figure 1(b) montre qu'à l'échelle d'un bassin versant urbain le positionnement géographique des TA influe peu sur le volume sortant total, qui est global. En revanche il influence le débit maximal, qui est local. Cela signifie, entre autres, que les TA sont plus efficaces lorsqu'elles sont implémentées en priorité à proximité de zones plus vulnérables potentiellement définies et identifiées par une municipalité (par ex. conditionnée par la présence d'écoles). La conséquence directe de ces observations est qu'une stratégie d'implémentation systématique de TA sur les nouveaux bâtiments n'est pas nécessairement aussi efficace qu'une implémentation délocalisée vers les zones vulnérables prioritaires. Une réglementation pertinente devrait donc inclure cette notion de phasage priorisant les zones vulnérables.

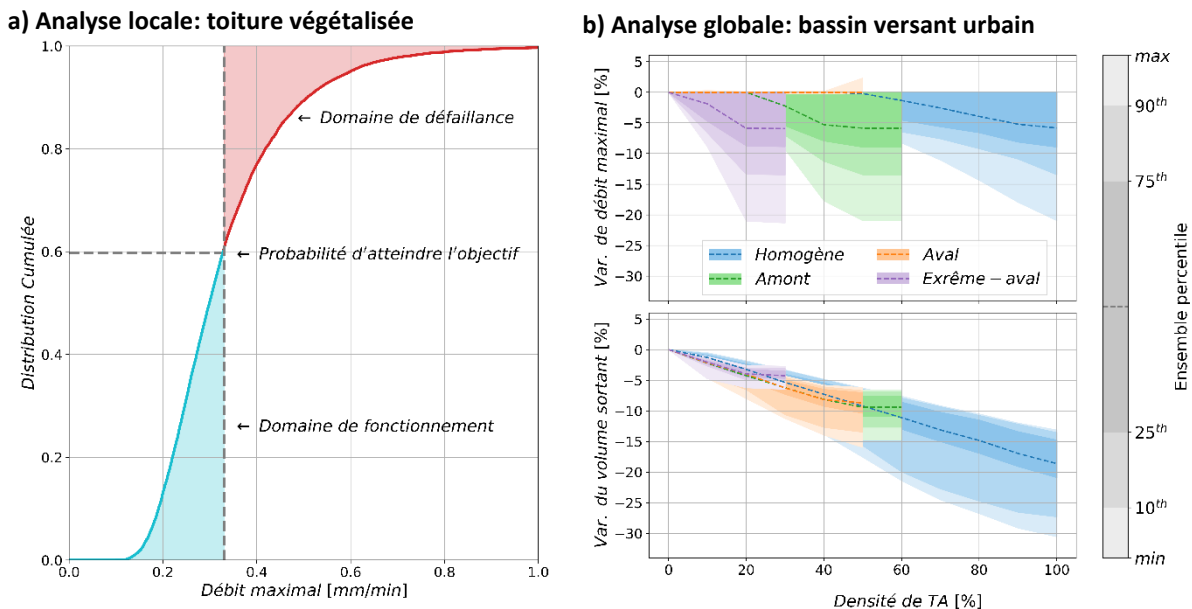


Figure 1: (a) Distribution cumulée du débit de pointe à l'exutoire d'une TA dimensionnée pour une période de retour de 20 ans avec l'approche HIDES ; (b) Variation des indicateurs de débit maximal et de volume sortant en fonction de la densité des TA sur le bassin versant et de la stratégie d'implémentation des TA.

Conclusion

Cette étude montre, à l'échelle d'une TA locale, que les critères et méthodes de dimensionnement classiques manquent de pertinence et qu'il est nécessaire de reformuler les indicateurs de performance en termes probabilistes, accompagnés d'une étude du domaine de défaillance. À l'échelle globale du bassin versant urbain, le phasage de l'implémentation des TA par zones prioritaires semble permettre une action plus efficace sur les zones vulnérables : la réglementation devrait refléter cette réalité hydrologique plutôt que de concerner uniquement les constructions et zones d'urbanisation nouvelles.

Remerciements : Cette étude a été réalisée au sein du Klima2050 Centre for Research-based Innovation (SFI) et financée par le Conseil de Recherche de Norvège. Elle a été partiellement réalisée au sein de l'OTHU et grâce au soutien de l'EUR H2O'Lyon (ANR-17-EURE-0018) de l'Université de Lyon (UdL) dans le cadre du programme "Investissements d'Avenir" géré par l'Agence Nationale de la Recherche (ANR).

Références

- Lyon Métropole (2019). *Règlement du service public de l'assainissement collectif*. Disponible sur : https://www.grandlyon.com/fileadmin/user_upload/media/pdf/eau/assainissement/reglement-assainissement-collectif.pdf (consulté le 25 avril 2022).
- Le Floch, N., Pons, V., Abdalla, E., Alfredsen, K. (2022). Spatial and cumulative effects of Low Impact Development implementation scenarios. [Accepted 04/07/22 – *Journal of Hydrology*]
- Trondheim Kommune (2015). *VA-norm. Vedlegg 5. Beregning av overvannsmengde Dimensjonering av ledning og fordryningsvolum [Water and Wastewater Norm. Attachment 5. Calculation of stormwater flows. Design of pipes and detention basins]*. Disponible sur : <https://www.va-norm.no/trondheim/> (consulté le 25 avril 2022).
- Pons, V., Muthanna, T. M., Sivertsen, E., & Bertrand-Krajewski, J.-L. (2022). Revising green roof design methods with downscaling model of

Suivi de facteurs hydrologiques et environnementaux pour optimiser l'exploitation de toitures végétalisées

CHOI H.¹, KRØYER JOHNSEN K.¹, VACHERIE S.¹, GRIMARD J.-C.²
and BERTRAND-KRAJEWSKI J.-L.^{1*}

1 Université de Lyon - INSA Lyon, DEEP, EA 7429, 11 rue de la Physique, F-69621 Villeurbanne cedex, France, e-mails : hyeseon.choi@insa-lyon.fr, kkjo18@student.aau.dk, stephane.vacherie@insa-lyon.fr, jean-luc.bertrand-krajewski@insa-lyon.fr

3 LE PRIEURÉ VEGETAL i.D, 2 Pl. de l'Église, 41160 Moisy, France,
e-mail : jeanchristophe.grimard@vegetalid.com

* auteur correspondant

Résumé : L'expansion et le développement urbains ont entraîné divers problèmes environnementaux. L'utilisation d'infrastructures vertes apparaît comme l'une des approches les plus pertinentes pour résoudre les problèmes environnementaux dans les zones urbaines. Plus précisément, la stratégie de végétalisation des toits à faible consommation d'énergie peut être appliquée aux infrastructures urbaines existantes pour promouvoir les services écosystémiques essentiels. Le travail présenté a pour objectif d'évaluer les facteurs hydrologiques et environnementaux affectant la performance des toitures végétalisées, en effectuant un suivi métrologique de long terme sur différents prototypes installés sur la plateforme GROOF (Green ROOF experimental Facility) de l'INSA Lyon, afin de déterminer les conditions de fonctionnement optimales des toitures végétalisées et maximiser leurs performances hydrologiques en termes de gestion des eaux pluviales et d'évaluer leurs bénéfices environnementaux.

Mots-clés : Eaux pluviales urbaines ; Métrologie ; Performance hydrologique ; Stress hydrique.

Introduction

La modification des sols et l'expansion urbaine ont des conséquences directes sur la pollution de l'eau, l'augmentation de la température urbaine et les effets du changement climatique. En outre, l'altération des paysages naturels a entraîné divers problèmes en lien avec l'eau, tels que les inondations urbaines, la distorsion du cycle de l'eau et l'assèchement des rivières et des ruisseaux. Afin de gérer le stress hydrique croissant dans les zones urbaines, les techniques de développement à faible impact (LID) sont de plus en plus appliquées. Les technologies LID visent à résoudre divers problèmes environnementaux en restaurant les services écosystémiques perdus ou dégradés dans le processus de développement urbain (Dietz, 2007 ; Pour *et al.*, 2020). La toiture végétalisée est un type de technologie LID qui nécessite des ressources énergétiques minimales. Elle contribue à la circulation d'eau et d'énergie au sein de l'écosystème grâce à ses composants végétaux. Les systèmes de toitures végétalisées présentent plusieurs avantages tels que la réduction du ruissellement, la prévention des inondations, l'atténuation de l'effet d'îlot de chaleur urbain (Imran *et al.*, 2018) et la purification de l'air (Shafique *et al.*, 2018 ; VanWoert *et al.*, 2005). Les toitures végétalisées doivent cependant être suivies en continu pour maximiser leurs performances. Plusieurs facteurs, notamment la charge du toit, l'étanchéité, l'irrigation et la fertilisation, et le choix des espèces végétales, doivent être pris en compte dans la mise en œuvre d'une stratégie de végétalisation des toits. Cette étude a pour objectif d'évaluer les facteurs hydrologiques et environnementaux affectant la performance des toitures végétalisées, et de formuler une stratégie d'exploitation optimale en tenant compte de la fonction de circulation de l'eau dans le sol et les plantes.

Matériel et méthodes

Quatre prototypes de toitures végétalisées (Figure 1) ont été installés sur la plateforme GROOF (Green ROOF experimental Facility) de l'INSA Lyon. Les prototypes ont chacun une surface de 9 m² (3m x 3 m) et

sont composés d'une couche de drainage, d'une couche filtrante, d'un milieu de culture (substrat) et d'une couche de végétation. Ils sont équipés de toitures végétalisées pré-cultivées de type HYDROPACK (Le Prieuré®). Les prototypes 1 à 3 se différencient uniquement par l'épaisseur du substrat : 6 cm, 12 cm et 24 cm respectivement. Le prototype 4 est similaire au prototype 2 avec en plus un dispositif d'irrigation et trois panneaux solaires inclinés placés au-dessus de la végétation. Chaque prototype est installé sur un bac support pré-instrumenté : i) deux augets basculants de 10 mL (3029, Précis Mécanique®) et de 1 litre en cascade pour mesurer les débits évacués par les toitures, ii) quatre jauges de contrainte (SB14, Flintec®) par bac (une jauge par pied) pour mesurer en continu la masse des prototypes et l'évapotranspiration. Les prototypes sont également équipés de plusieurs capteurs de teneur en eau à différentes profondeurs dans le substrat. Afin de mesurer les conditions météorologiques, le site expérimental est doté d'une station constituée d'un thermomètre (CS215, Campbell Scientific®), d'un hygromètre (CS215, Campbell Scientific®), d'un anémoscope (03002, Campbell Scientific®), d'un anémomètre (03002, Campbell Scientific®), d'un pyranomètre (CS300, Campbell Scientific®), d'un pluviomètre à auget (3029, Précis Mécanique®), d'un pluviomètre à pesée (OTT pluvio²L, OTT HydroMet®) et d'un évaporomètre simplifié (sonde VEGAPULS WL61, VEGA®). Les deux pluviomètres sont utilisés à titre de comparaison / validation croisée, et servent également de références pour des capteurs météorologiques low-cost testés dans le cadre d'un autre projet (Zhu *et al.*, 2021). La station météorologique a été mise en place en 2021 et fournit des données en continu au pas de temps de 1 minute depuis janvier 2022. Des caméras thermiques sont en place sur un mât pour le suivi des températures de surface des prototypes. Enfin, une caméra hyperspectrale portable (SOC710) sur la gamme 377.29-1037.86 nm est utilisée pour évaluer régulièrement (pas de temps de 1 à 3 jours) l'état hydrique de la végétation.

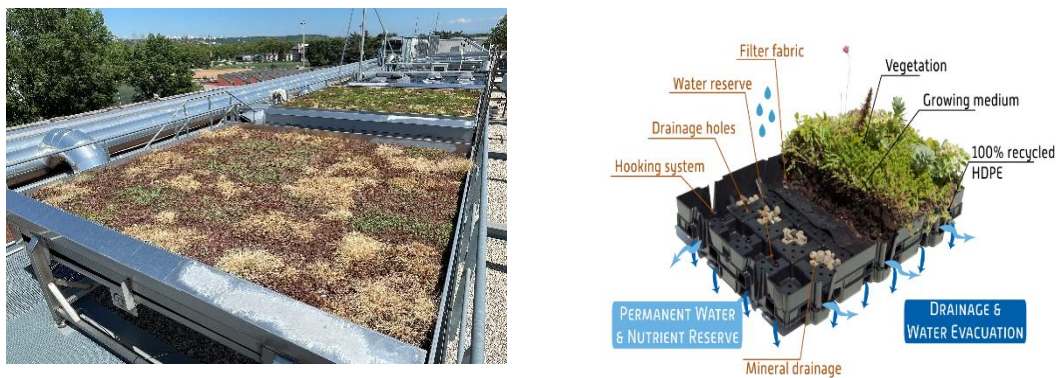


Figure 1. Vue de deux des quatre prototypes de toitures végétalisées installés sur la plateforme GROOF.

Résultats et discussion

La Figure 2 montre un exemple de données mesurées de mai 2021 à mars 2022 par deux capteurs de la station météorologique : le rayonnement solaire et la température de l'air, utilisés pour le calcul de l'évapotranspiration potentielle par la formule de Penman-Monteith. Comme attendu, le rayonnement solaire a montré une tendance à la baisse après le mois d'août, et la température a montré une tendance à la baisse de septembre à mi-janvier. L'analyse des données météorologiques est fondamentale pour comprendre la croissance et l'activité de la végétation, et aussi pour évaluer l'effet de réduction des polluants en lien avec les changements de la taille des pores du sol selon la température et l'activité des micro-organismes du sol.

La caméra hyperspectrale a fait l'objet de premiers tests à partir de mai 2022. Les mesurages ont été effectués avec un angle de 60 degrés par rapport à la direction de la lumière. La Figure 3 montre les spectres de réflectance de la végétation mesurés le 03 mai 2022. Au-delà de la forme générale du spectre, nous avons calculé un indice fondé sur la réflectance à deux longueurs d'onde spécifiques : l'indice de bande d'eau (WBI), correspondant au ratio des réflectances R_{970}/R_{900} à 970 et 900 nm. Au-delà de ce premier test, l'étalonnage des capteurs et une période de stabilisation des plantes après installation sur la plateforme GROOF sont essentiels pour le suivi en continu à venir sur une année entière.

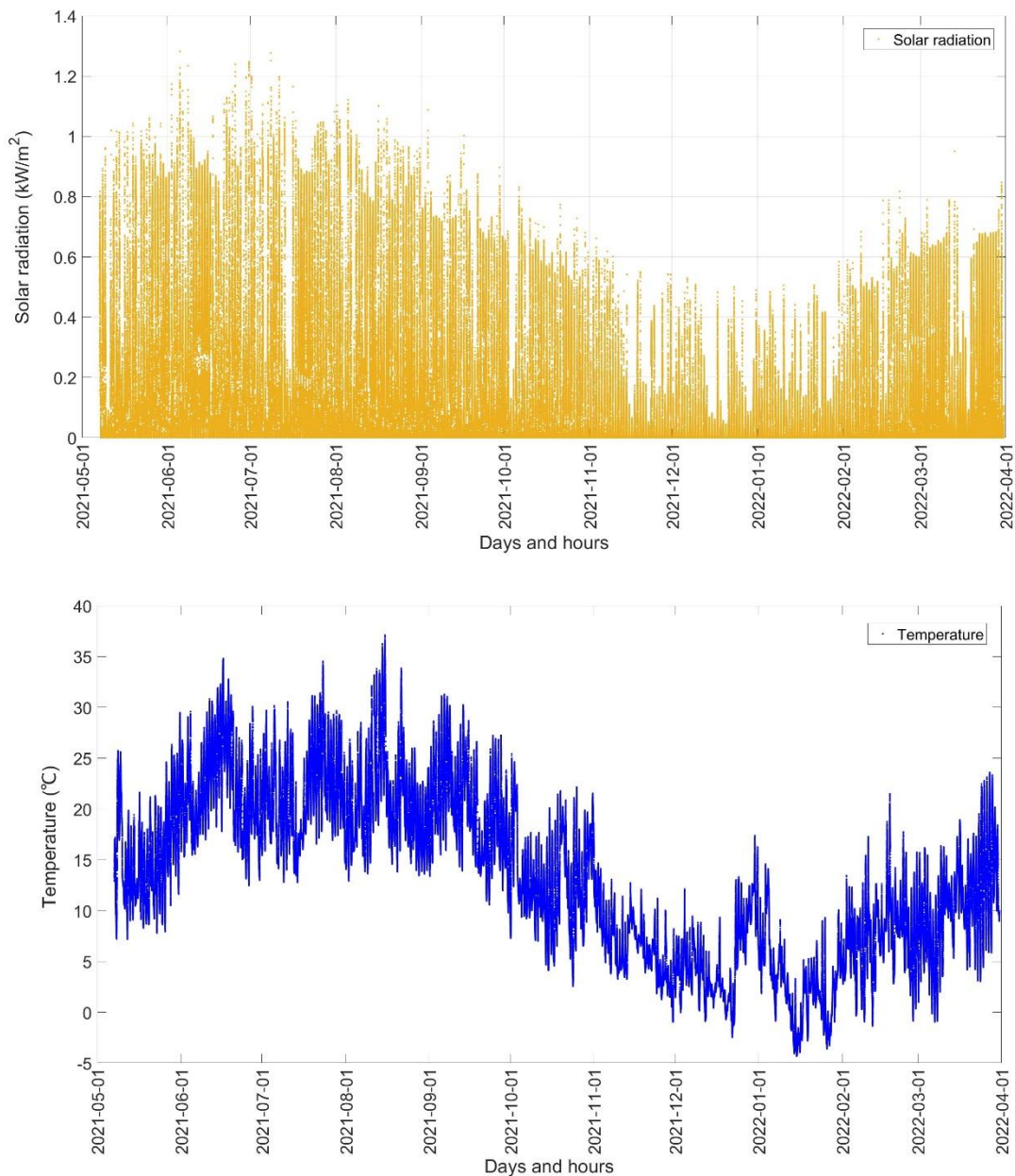


Figure 2. Exemple de données météorologiques (haut : rayonnement solaire, bas : température de l'air).

Le WBI est sensible à l'augmentation de la teneur en eau. Les WBI mesurés sont de 0.77 pour le prototype 1 et de 0.74 pour le prototype 2. Les valeurs de WBI pour une végétation verte en bonne santé vont de 0.8 à 1.2. Par conséquent, les valeurs de WBI mesurées le 03 mai indiquent que la teneur en eau est légèrement insuffisante (Penuelas *et al.*, 1993). Ces résultats n'ont de pertinence qu'en fonction de leur évaluation au cours du temps, et seront mis en rapport avec les valeurs de teneur en eau dans les substrats. Grâce aux indices de réflectance à des longueurs d'onde spécifiques, il devrait être possible d'estimer les changements saisonniers de la végétation et son stress hydrique.

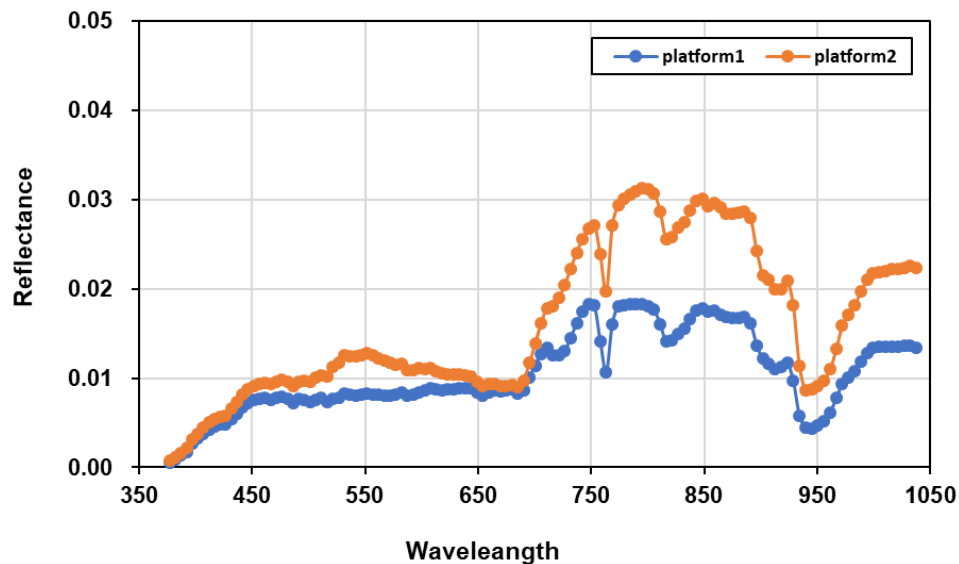


Figure 3. Spectres de réflectance de la végétation pour les prototypes 1 et 2.

Conclusion

Cette étude se concentre principalement sur l'évaluation des facteurs hydrologiques et environnementaux qui peuvent potentiellement affecter les performances d'une installation de toitures végétalisées. Plus précisément, le sol et les plantes incorporées dans la toiture seront suivis pour déterminer les effets du stress hydrique et l'éviter par irrigation lorsque c'est nécessaire, afin de maximiser la capacité d'évapotranspiration de la toiture. Grâce à la caméra hyperspectrale, la teneur en eau des plantes et du sol pourront être comparés et suivies de manière continue. Les résultats de ce travail seront utilisés pour formuler des stratégies de gestion efficace des toitures, pour affiner leur conception et leur dimensionnement, ainsi que pour développer et tester des modèles numériques de leur fonctionnement.

Remerciements

Ce travail bénéficie du Basic Science Research Program de la National Research Foundation of Korea (NRF) financée par le Ministère sud-coréen de l'Éducation (2021R1A6A3A14039124). Il est réalisé au sein de l'EUR H2O'Lyon (ANR-17-EURE-0018) de l'Université de Lyon (UdL), dans le cadre du programme "Investissements d'Avenir" géré par l'Agence Nationale de la Recherche (ANR).

Références

- Dietz, M. E. (2007). Low impact development practices: A review of current research and recommendations for future directions. *Water, air, and soil pollution*, 186(1), 351-363.
- Imran, H.M., Kala, J., Ng, A.W.M., Muthukumar, S. (2018). Effectiveness of green and cool roofs in mitigating urban heat island effects during a heatwave event in the city of Melbourne in southeast Australia. *Journal of Cleaner Production*, 197, 393-405.
- Penuelas, J., Filella, I., Biel, C., Serrano, L., & Save, R. (1993). The reflectance at the 950–970 nm region as an indicator of plant water status. *International journal of remote sensing*, 14(10), 1887-1905.
- Pour, S. H., Abd Wahab, A. K., Shahid, S., Asaduzzaman, M., & Dewan, A. (2020). Low impact development techniques to mitigate the impacts of climate-change-induced urban floods: Current trends, issues and challenges. *Sustainable Cities and Society*, 62, 102373.
- Shafique, M., Kim, R., & Rafiq, M. (2018). Green roof benefits, opportunities and challenges—A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 90, 757-773. doi: 10.1016/j.rser.2018.04.006
- VanWoert, N. D., Rowe, D. B., Andresen, J. A., Rugh, C. L., Fernandez, R. T., & Xiao, L. (2005). Green roof stormwater retention: effects of roof surface, slope, and media depth. *Journal of environmental quality*, 34(3), 1036-1044.
- Zhu Q., Cherqui F., Bertrand-Krajewski J.-L. (2021). Station météorologique à bas coût pour le suivi de toitures végétalisées. Actes des 9^e Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine, Strasbourg, France, 26-27 mai, 4 p.

Évapotranspiration d'une toiture végétalisée expérimentale : observations et modélisation

Ouedraogo A.A.^{1*}, Berthier E.¹, Ramier D.¹, Tan Y.¹, Gromaire M.²,

¹ Equipe TEAM, Centre d'Etudes et d'Expertise sur les Risques, l'Environnement, la Mobilité et l'Aménagement (Cerema), 12 rue Teisserenc de Bort, F 78190 Trappes, France.

² Leesu, Ecole des Ponts, Université Paris Est Creteil, F 77455 Marne-la-Vallée, France.

* ahmeda.ouedraogo@cerema.fr

Résumé court

L'évapotranspiration (ET) est un processus important dans les ouvrages végétalisés de gestion des eaux pluviales dont l'objectif n'est pas seulement de réduire le ruissellement urbain mais aussi de favoriser un rafraîchissement et/ou une restauration d'un bilan hydrologique plus proche du milieu naturel. Cependant, sa mesure et aussi sa modélisation dans ces ouvrages, et en particulier sur les toitures végétalisées (TV) restent parfois difficiles et/ou méconnues. Des mesures d'ET par bilan hydrologique, par bilan d'énergie et par une chambre à ET ont été effectuées dans différents compartiments d'une TV expérimentale du Cerema (Trappes, Ile de France). Il est prévu une modélisation du flux dans ces compartiments avec le modèle hydrologique Hydrus. Les résultats obtenus sont des estimations et des comparaisons du flux entre les compartiments testés à différentes échelles temporelles (de l'heure à l'année). Ces observations permettent de comprendre les déterminants de l'ET et de proposer des pistes de modélisation de l'ET sur ces TV.

Mots-clés : évapotranspiration, observation, modélisation, toitures-végétalisées, milieu-urbain

Introduction

Les toitures végétalisées (TV) s'intègrent dans la grande famille des ouvrages végétalisés (noues d'infiltration, jardins de pluies, parkings perméables, etc.) de gestion à la source des eaux pluviales. Dans un contexte de changement climatique et de forte imperméabilisation du milieu urbain qui favorisent le ruissellement et l'augmentation de la température ambiante, ces nouveaux outils de gestion des eaux pluviales urbaines viennent compléter les outils conventionnels (réservoirs, réseaux enterrés d'eaux pluviales, etc.) existants en limitant le ruissellement au profit de l'infiltration et de l'évapotranspiration (ET). Ces ouvrages permettent l'abattement du ruissellement pour les pluies courantes, contribuent au rafraîchissement du milieu pendant les périodes chaudes et à la restauration d'un bilan hydrologique urbain plus proche du bilan hydrologique naturel.

Une étude de la performance des TV dans 21 pays synthétisant 75 études internationales publiées entre 2005 et 2020 montre que les taux de rétention événementiels (c'est-à-dire la proportion de pluie retenue et abattue par événement) sont très variables (0-100%), avec une moyenne autour de 62% (Zheng et al. 2021). Ces variabilités s'expliquent par des facteurs tels que l'intensité des pluies, la profondeur du substrat, le type de climat, le type de végétation et le type de saison. Si la capacité des TV à réduire le ruissellement est largement étudiée, les processus qui permettent à ces dernières d'être performantes sont insuffisamment documentés. En effet, lorsqu'il pleut, une partie de l'eau va être interceptée par la végétation (processus d'interception) et l'autre partie par le processus d'infiltration arrive dans les pores du substrat de la toiture, et c'est le processus d'ET (transpiration et évaporation) qui permet de restaurer la capacité de stockage de ces pores.

Dans ce travail, une attention particulière est portée sur l'ET et les principaux objectifs poursuivis se situent à trois niveaux : i) évaluation de l'ET à partir de la base de données mesurées disponibles ; ii) compréhension des facteurs de l'ET sur une toiture végétalisée et iii) modélisation de l'ET avec un modèle hydrologique.

Matériels et méthodes

Le dispositif expérimental mis en place est une toiture végétalisée extensive installée à Trappes (Ile de France) sur le site du Cerema. Il est composé de différentes structures de végétalisation extensive, en faisant varier un seul paramètre entre chaque structure. Le toit a donc été divisé en six compartiments végétalisés de 35 m² (7x5 m) et deux compartiments de référence de 21 m² (7x3 m) dont un a été laissé avec seulement l'étanchéité et un

autre avec des graviers. Les six compartiments végétalisés ont des compositions différentes. Le couvert végétal (sedum et/ou graminée), l'épaisseur (3 cm ou 15 cm), la nature du substrat (intensif ou extensif), et le type de couche de drainage (polystyrène expansée ou de pouzzolane) ont été modifiés d'un compartiment à l'autre.

Un pluviomètre et des augets permettent de mesurer respectivement la pluie et le débit de drainage à la sortie de la gouttière de chaque compartiment. Une station météorologique permet de mesurer la température et l'humidité relative de l'air à 2 m au-dessus de la végétation, la vitesse et la direction du vent à 3 m au-dessus de la végétation et le rayonnement net à 1 m au-dessus de la végétation. Pour chaque compartiment, des capteurs ont permis le suivi de la teneur en eau et de la température à différentes profondeurs dans le substrat. On dispose aussi de mesures directes d'évapotranspiration ponctuelles, spatialement et temporellement, à l'aide d'une chambre (Loustau et al. 1991). L'ensemble des données a été acquis à un pas de temps fin sur une période de plusieurs années de juillet 2011 à juillet 2018.



Figure 1: Toiture végétalisée de Trappes. À droite du toit se trouve la station météo, à gauche de cette station, le pluviomètre. Les bacs verts au pied du bâtiment contiennent les augets pour la mesure des débits de drainage issus des gouttières. Les symboles sont définis selon : G : Graminées, S : Sedum, E : Extensive, I : Intensive, 15 cm ou 3 cm pour l'épaisseur de substrat, polystyrène expansé (Y) ou pouzzolane (Z) pour la nature de la couche de drainage et N pour sol nu.

L'ET est estimée pour chaque compartiment :

- i) par bilan hydrologique, qui s'exprime avec la pluie (P), le débit de drainage sortant (Q), et les variations de stock d'eau ($d\theta$) dans les structures des toitures végétalisées :

$$ET = P - Q - d\theta \text{ (en mm)} \quad (1)$$

- ii) par bilan énergétique de surface, grâce aux mesures du rayonnement net (Q^*) par un radiomètre et des profils de température mesurés par des thermocouples dans les toitures végétalisées :

$$ET = Q^* - Q_G - Q_H \text{ (en } w \cdot m^{-2}) \quad (2)$$

avec Q_G le flux de chaleur entrant dans le substrat de chaque compartiment et Q_H le flux de chaleur sensible. Ces flux sont estimés à partir des températures mesurées à la surface des différents compartiments végétalisés et de l'air.

- iii) par une chambre à évapotranspiration développée au Cerema : il s'agit de mesurer les variations d'humidité à l'intérieur d'une enceinte fermée (Loustau et al. 1991). Pour ce cas d'étude, l'enceinte est en polyméthacrylate de méthyle d'une surface de 1 m² et d'une hauteur de 30 cm. Une embase métallique est utilisée pour étanchéifier le sol. Le flux d'ET est calculé pour les différents compartiments de la toiture végétalisée selon la formule suivante :

$$ET = 10^{-3} Lh \frac{\Delta p v}{\Delta t} \quad (\text{en w. m}^{-2}) \quad (3)$$

avec p_v l'humidité absolue (en g. m^{-3}), L la chaleur latente de vaporisation, h la hauteur de l'enceinte et t le temps (s).

Le modèle Hydrus 1D (Simunek et al. 1998), qui résout l'équation de Richards pour des milieux variablement saturés en eau, seront utilisés pour modéliser l'ET de chaque compartiment de la toiture. Les profils de teneur en eau et les données de ruissellement seront mobilisés pour le calage du modèle. L'évapotranspiration potentielle constitue une entrée dans ce modèle hydrologique et il est prévu dans un premier temps d'utiliser l'ET potentielle (ET_p) paramétrée selon Penman-Monteith (1965).

Premiers résultats

La Figure 2 représente les ETs réelles estimées par bilan hydrologique. Sur les sept (7) années (2563 jours) de données traitées, seules 42 à 55% des jours selon le compartiment (SE3Y : 44%, SE15Y : 44%, SE3Z : 55%, GE15Y : 44%, GI15Y : 42% et NE3Y : 50%) ont pu être validés et utilisés pour estimer les ETs. La dynamique annuelle de l'ET y est illustrée avec des valeurs journalières pouvant atteindre 10 mm au printemps et en été, et des valeurs faibles en hiver et en automne. Les études pilotes (lysimètres imitant les toitures végétalisées) menées en Europe et aux USA confirment ces résultats indiquant des ETs journalières généralement estimées entre 0,5 et 10 mm (Ebrahimian et al. 2019) pour des climats tempérés. Quant à la saisonnalité du flux d'ET, elle est liée aux facteurs atmosphériques (le rayonnement solaire, la vitesse du vent, l'humidité de l'air et la température de l'air).

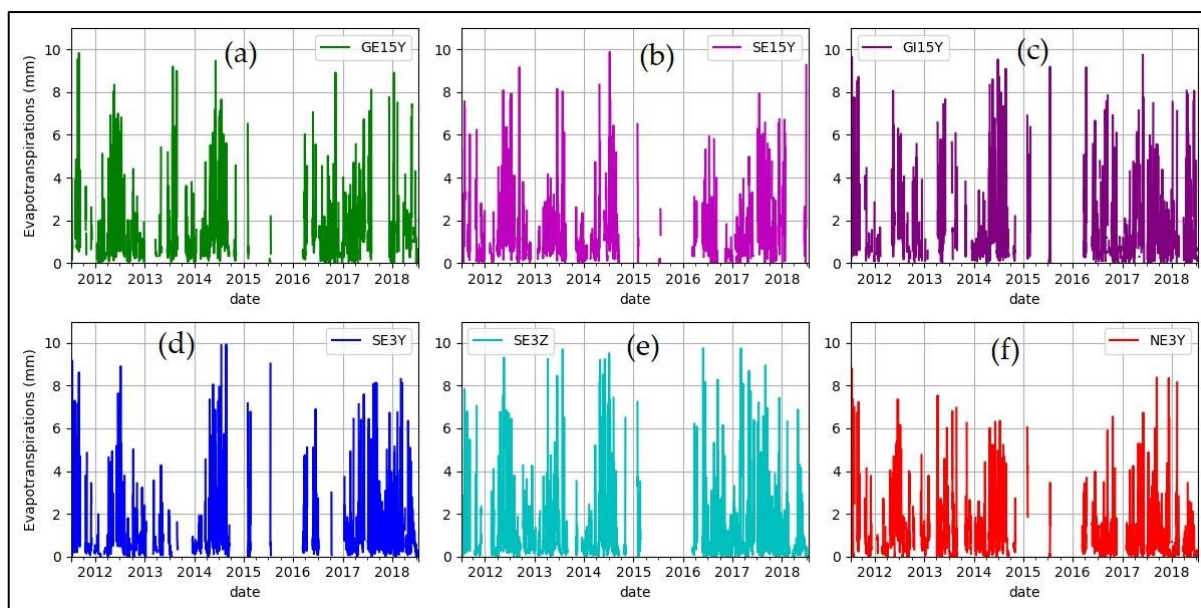


Figure 2: Evapotranspiration estimée par bilan hydrologique au pas journalier pour les six compartiments de la toiture végétalisée du Trappes du 8 juillet 2011 au 14 juillet 2018. Les compartiments suivants sont représentés : (a) Graminées, Extensive, 15 cm de substrat et polystyrène expansé (Y), (b) Sedum, Extensive, 15 cm de substrat et polystyrène expansé (Y), (c) Graminées, Intensive, 15 cm et polystyrène expansé, (d) Sedum, Extensive, 3 cm de substrat et polystyrène expansé (Y), (e) Sedum, Extensive, 3 cm de substrat, pouzzolane (Z) et (f) Sol Nu (N), Extensive, 3cm de substrat et du polystyrène expansé.

Les facteurs liés au substrat (épaisseur et type) et aux végétaux (sedum ou graminées) ont été testés dans cette étude. Sur toute la période d'analyse, on a 966 jours secs (c'est-à-dire sans pluie et sans drainage). Ces périodes sont propices à l'étude d'impact sur l'ET du fait de la réduction du nombre de variables impliquées dans l'estimation du flux (donc moins d'incertitude). Le tableau 1 illustre une comparaison entre les différents compartiments de la TV sur l'ensemble des périodes sèches valides (415 à 486 jours). D'abord, on note un faible impact de la végétation pour les substrats de 3 cm (SE3Y et le NE3Y ont respectivement des cumuls

totaux de 158.4 mm et 171.5 mm). Ensuite, pour un même type de végétation (le sedum dans notre cas), plus le substrat est épais, et plus on a d'évapotranspiration (SE3Y et le SE15Y ont respectivement des cumuls totaux de 117 mm et 315 mm). Ces observations indiquent l'importance du stock d'eau disponible pour l'ET qui augmente lorsque pour un même type de substrat, l'épaisseur augmente. Aussi, le substrat intensif (GI15Y, 331 mm) qui retient mieux l'eau évapo-transpire plus par rapport au substrat extensif plus grossier (GE15Y, 266.7 mm). Enfin, on remarque que l'ET du sedum (293.6 mm) est plus importante que celle des graminées (265.8 mm) en cumuls. Ces premières comparaisons de cumuls permettent d'illustrer l'impact de chaque configuration sur le flux d'ET. Cependant, une plus grande fiabilité de ces résultats passe principalement par l'estimation des incertitudes de mesures associées et aussi par la comparaison avec d'autres méthodes d'estimation du flux d'ET.

Tableau 1: Comparaison des différentes configurations de toiture végétalisée à partir de toutes les périodes sèche (c'est-à-dire sans pluie et sans ruissellement) de juillet 2011 à juillet 2018.

Determinants		Nombre de données communes/valides (2011-2018)	ET journalière (mm/j) (Statistique descriptive)			Cumuls d'ET sur les jours valides communes (mm)
			Min - max	Ecartype	Moyenne	
Epaisseur du Substrat	SE15Y	282/420	0 - 9.26	1.26	1.11	315
	SE3Y	282/415	0 - 2.38	0.38	0.42	117
Type de substrat	GE15Y	264/431	0 - 7.11	0.92	1.01	266.7
	GI15Y	264/359	0 - 8.06	1.32	1.25	331.1
Type de vegetation	SE15Y	310/420	0 - 9.26	1.14	0.94	293.6
	GE15Y	310/431	0 - 7.11	0.85	0.85	265.8
Presence ou absence de vegetation	SE3Y	338/415	0 - 3	0.44	0.47	158.4
	NE3Y	338/486	0 - 3.2	0.66	0.5	171.5

Conclusion

L'ET d'une toiture végétalisée peut atteindre 10 mm/j et reste non négligeable même en l'absence de végétation (max d'ET de 7.4 mm/j). Si l'épaisseur du substrat est un facteur prépondérant qui augmente l'ET pour une même végétation, le type de végétation reste un facteur influent : les sedums ont montré une ET totale plus importante que les graminées durant les périodes sèches (293 mm vs 265.8 mm). Lors de la présentation en octobre, il est prévu des résultats d'estimation de l'ET par toutes les différentes méthodes précitées et une modélisation de l'ET sur un des compartiments de la TV avec le modèle hydrologique Hydrus.

Références

- Ebrahimian A, Wadzuk B, Traver R (2019) Evapotranspiration in green stormwater infrastructure systems. *Sci Total Environ* 688:797–810
- Loustau D, Cochard H, Sartore M, Guédon M (1991) Utilisation d'une chambre de transpiration portable pour l'estimation de l'évapotranspiration d'un sous-bois de pin maritime à molinie (*Molinia coerulea* (L.) Moench). *Ann Sci For* 48:29–45. <https://doi.org/10.1051/forest:19910103>
- Monteith JL (1965) Evaporation and environment. *Symp Soc Exp Biol* 19:205–234
- Sabre A, Ramier D, Bouyer J, Bouzouidja R, Tétard Y, Dussuchale A, Chollet J, Clavierie R (2015) Toitures végétales pour rafraîchir les ambiances climatiques urbaines, Axe 1 – Evaluation du potentiel de rafraîchissement des toitures végétalisées, L1.1 Caractéristiques du bilan énergétique. Rapport d'une étude réalisée pour le compte de l'ADEME par Cerema/DTerIDF Ile-de-France, Cerema/DTerEST Nancy, CSTB Nantes.
- Simunek J, Sejna M, Van Genuchten MT, et al (1998) HYDRUS-1D. Simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media, version 4.
- van Genuchten MT (1980) A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. *Soil Sci Soc Am J* 44:892–898. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>
- Zheng X, Zou Y, Lounsbury AW, et al (2021) Green roofs for stormwater runoff retention: A global quantitative synthesis of the performance. *Resour Conserv Recycl* 170:105577. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105577>

Les arbres d'alignement comme moyen innovant pour la maîtrise des eaux pluviales en ville : vers l'optimisation des services rendus

Hayath ZIME YERIMA^{1*} (Doctorante en 1^{ère} année), Martin SEIDL¹, Abdelkader BENSAOUD², Emmanuel BERTHIER³ et Marie-Christine GROMAIRE¹.

¹Laboratoire Eau, Environnement, Systèmes Urbains (LEESU) Ecole des Ponts Pari-Tech, 77420 Champs sur Marne

*Auteur correspondant : hayath.zime-yerima@enpc.fr

²Bureau d'études Hydrasol, 39 avenue du Général Leclerc, 92350 Le Plessis Robinson

³Cerema, 12 Rue Léon Teisserenc de Bort, 78190 Trappes

Résumé :

Le changement climatique perturbe les écosystèmes, affecte les phénomènes météorologiques et le bilan hydrologique, notamment en zone urbaine où se rajoutent les effets de l'imperméabilisation croissante. Parmi les solutions de résilience, les arbres en ville offrent de multiples services écosystémiques permettant d'atténuer sur le plan hydrique les impacts négatifs de ce dérèglement climatique. Les services rendus par les arbres ne se limitent pas au plan hydrique, on peut citer entre autres le rafraîchissement des villes, le refuge pour la biodiversité, l'absorption de polluants, la protection contre la pollution sonore, le service de bien-être physique et mental ou encore leur paysagère. La technique de « l'arbre de pluie » est un moyen de gestion alternative des eaux pluviales urbaines. C'est un arbre d'alignement planté dans une fosse capable de stocker les eaux pluviales collectées par ruissellement sur les surfaces environnantes, avant leur restitution à l'atmosphère ou au sous-sol. Les eaux ainsi stockées pourront également servir à l'alimentation de l'arbre en période estivale. Le système peut de plus être conçu pour assurer une dépollution des eaux. Afin d'optimiser cette technique, un dispositif pilote a été mis en place fin 2019 au sein de la mini ville de Sense-City, pour mieux quantifier et qualifier le rôle hydrologique des arbres de pluie dans l'espace urbain. Dans la continuité de l'acquisition des données de ce dispositif, la présente thèse a pour objectif de préciser les modalités de mise en œuvre et de développement de cette technique alternative en conditions réelles.

Mots clés : Techniques alternatives ; Eaux pluviales ; Ruissellement urbain ; Arbre d'alignement ; Ecophysologie ; Dépollution.

Introduction

L'imperméabilisation croissante des sols en milieu urbain entraîne une augmentation des débits, une réduction de la recharge des nappes souterraines. A cela s'ajoutent les effets du changement climatique avec l'augmentation des températures, la modification des régimes de précipitations, des événements météorologiques extrêmes. Afin d'y remédier, les solutions fondées sur la nature sont de plus en plus incorporées dans les nouveaux plans d'aménagements comme les techniques alternatives pour la gestion des eaux pluviales (Lähde et al. 2019; Jouin et Mlocek 2020; McClymont et al. 2020). La végétation peut contribuer à une gestion durable des eaux pluviales urbaines en optimisant les processus de rétention, d'évapotranspiration et d'infiltration dans un système maîtrisé (Berland et al. 2017 ; Seidl et Saifane 2020). Dans le cas d'un arbre, ce concept se traduit par un arbre d'alignement, alimenté gravitairement par le ruissellement de la voirie adjacente, où l'eau pluviale s'infiltré dans la fosse de l'arbre puis est restituée vers le sous-sol, ou à l'égout, ou vers l'atmosphère par évapotranspiration (EPA 2012). Les bénéfices d'une alimentation par les eaux pluviales cités dans la littérature (Whitlow, Bassuk, et Reichert 1992; Vaz Monteiro, Levanič, et Doick 2017) semblent multiples : une meilleure croissance des arbres, une dépollution locale du ruissellement et une contribution à la gestion des épisodes courants.

La conception et l'installation de l'ouvrage impactent la performance de l'ensemble du dispositif. Les défauts dans la conception peuvent être liés à une taille trop petite de la fosse, un volume de sol insuffisant, un sol compacté, un manque des éléments nutritifs pour la croissance de l'arbre (EPA 2012). Les fosses d'arbres de pluie varient d'un m³ à plus de 12 m³. Il faut noter que le volume peut aller au-delà en fonction des conditions du site de plantation et de l'espèce à planter. Quant au substrat, il faut noter que malgré la diversité (mélange terre-pierre, CU-Soil, Stalite...), son rôle principal est d'assurer un meilleur ancrage des racines (Bassuk et al. 2015; Grey et al. 2018 ; Ahmed et Borst 2020 ; ...). De plus, le substrat assure une fonction de stockage à travers la rétention des eaux pluviales. La capacité de stockage dépend du volume de la fosse et du type de substrat. La performance des arbres à abattre les volumes ruisselés et restaurer un bilan hydrologique plus naturel dépend également de la surface d'apport par arbre, de la nature du sol sous-jacent, des modes d'alimentation et drainage, de la physiologie de l'arbre. Il faut noter que si de récentes études (Xiao et McPherson 2002, Bartens et al. 2009, Soares et al. 2011, Nowak et al. 2014, Szota et al. 2019, ...) ont porté sur le rôle des arbres urbains, peu ont quantifié le potentiel de stockage des arbres de pluie et leur impact sur le bilan hydrologique urbain. L'étude de Gray (2018) à Melbourne en Australie a par exemple montré une réduction de 90% du ruissellement sur une pluie annuelle de 587mm. Sur cette étude, la surface de drainage par arbre variait entre 100 et 480m². Les études de Joo (2011) montraient ainsi que le ruissellement pouvait être réduit de 65%.

Depuis environ dix ans, cette solution est mise en place, avec divers degrés de complexité, en Australie et aux États-Unis (EPA 2012; Geronimo et al. 2019), et plus récemment proposée par la communauté de communes de Bruxelles sous le nom « d'arbre de pluie » (IBGE 2014). En France le projet SESAME (Chrétien et al. 2019) porté par le Cerema et le projet ARTISAN (OFB 2020) mis en œuvre par la Métropole du Grand Lyon s'intéressent aux diverses fonctions écosystémiques des arbres en ville sans aborder spécifiquement la fonction hydrologique.

Ainsi, le programme de recherche OPUR propose dans sa thématique de gestion à la source des eaux pluviales une action spécifique sur les arbres de pluie pour mieux qualifier et quantifier leur rôle dans l'espace urbain du point de vue hydrologique. Le projet est structuré autour du dispositif expérimental existant au sein de la mini ville climatique Sense-City et des expérimentations in situ pour proposer un nouvel outil de gestion du ruissellement urbain généralisable pour la ville de demain. Le projet devrait permettre de faire des choix adéquats des dimensions de la fosse, de la surface d'apport, de la nature du substrat, du drainage et également des espèces d'arbre.

L'objectif général de la thèse inscrite dans ce cadre est de mieux qualifier et quantifier les fonctions hydrologiques et écophysologiques des arbres d'alignement dans l'espace urbain et plus spécifiquement :

- Décrire le fonctionnement hydrologique et écophysologique d'un arbre de pluie
- Optimiser les fonctions agronomiques et hydriques de la fosse de plantation pour favoriser le stockage, l'évapotranspiration et la dépollution.
- Évaluer l'appropriation de l'outil « arbre de pluie » par les services techniques des communes et par les riverains.

Matériels et méthodes

Le projet repose actuellement sur un dispositif expérimental pilote mis en œuvre au sein de l'équipement Sense-City (<https://sense-city.ifsttar.fr/>) préalablement à la mise en place d'expérimentations en conditions réelles. Equipement d'Excellence du Programme d'Investissement d'Avenir 2011-2019 de l'ANR, Sense-City consiste en une mini-ville laboratoire et une chambre climatique sur le campus universitaire de la Cité Descartes à Champs sur Marne (77). Il a pour objectif d'accompagner les acteurs industriels de la ville dans l'expérimentation de leurs concepts et technologies. La rue canyon de ce dispositif a été équipée fin 2019 avec 3 érables

de 3.5 m de chaque côté, dont seulement un côté alimenté par le ruissellement de 80 m² de la voirie (Figure 1). L'ensemble est monitoré dans le cadre de l'observatoire de recherche OPUR par des capteurs mesurant les flux d'eau dans les différents compartiments, plante (flux de sève), sol (humidité, entrée et sortie) et atmosphère (météorologie 1m et 4 m).



Figure 1: Vue nord-sud de la rue canyon, avec à gauche les arbres de pluie et à droite les arbres de référence (Seidl 2021)

Afin d'évaluer la capacité de rétention, l'arbre de pluie est équipé de différents capteurs mesurant les flux d'eau entrant et sortant. Les volumes d'eau ruisselés sont mesurés par des débitmètres électromagnétiques, la teneur en eau dans le sol est mesurée par des sondes TDR (Campbell) à différentes profondeurs, les volumes drainés sont mesurés par un débitmètre à auget basculant. Le flux de sève qui est un flux sortant est mesuré par le capteur Implex SapFlow (Edaphic) basé sur la dissipation thermique.

L'état de santé de l'arbre étant un paramètre important pour assurer toutes ses fonctions hydriques, on envisage de l'équiper également de capteurs microdendrométriques pour suivre sa croissance et pour détecter d'éventuels stress.

La technique sera par ailleurs expérimentée en conditions réelles dans de nouveaux projets (Paris, Lyon...) pendant au moins 2 saisons de végétation pour comprendre et mieux maîtriser la mise en œuvre du système.

Résultats attendus

La présente étude permettra de tester un nouvel équipement pour la gestion des eaux pluviales de type "arbre de pluie" dans les conditions hydrologiques et environnementales du milieu urbain. Elle décrira avec précision les flux hydriques, les mécanismes de dépollution et les éventuels impacts ou bénéfiques pour le végétal dans un nouveau système bio-filtrant. Enfin, la recherche interrogera le modèle de gestion et la position des services gestionnaires vis-à-vis des innovations dans la gestion des eaux pluviales. La valorisation du travail prévu dans la thèse devra permettre de fournir des méthodes et outils pour mieux concevoir, dimensionner, et gérer les arbres et leur fosse de plantation. Il s'agira de répondre aux questions suivantes : Quelle est la surface d'apport optimum pour un arbre ? Quel est l'abattement de ruissellement par la technique lors des pluies fréquentes ? Quelle est la part d'infiltration qui pourrait altérer les équilibres hydrologiques fragiles dans le sous-sol urbain ? Quel est l'impact d'un excès d'eau sur la physiologie de l'arbre ? Comment réduire la pollution des eaux collectées ? Comment optimiser le stockage et augmenter l'efficacité de l'évapotranspiration ? Comment faire intégrer la technique dans les pratiques habituelles des différents services de la ville ?

La présentation détaillera le dispositif existant au sein de Sense-City et fera état de quelques résultats préliminaires obtenus en 2022.

Références

- Bartens, Julia, Susan Day, J Harris, T. Wynn Thompson, et Joseph Dove. 2009. « Transpiration and Root Development of Urban Trees in Structural Soil Stormwater Reservoirs ». *Environmental management* 44 (septembre): 646- 57. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9366-9>.
- Bassuk, Nina, Bryan Denig, Ted Haffner, Jason Grabosky, et Peter Trowbridge. 2015. « CU-Structural Soil - A Comprehensive Guide ». <http://www.hort.cornell.edu/uhi/outreach/pdfs/CU-Structural%20Soil%20-%20A%20Comprehensive%20Guide.pdf>.
- Berland, Adam, Sheri A. Shiflett, William D. Shuster, Ahjond S. Garmestani, Haynes C. Goddard, Dustin L. Herrmann, et Matthew E. Hopton. 2017. « The role of trees in urban stormwater management ». *Landscape and Urban Planning* 162 (juin): 167- 77. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.02.017>.
- Chrétien, Luc, Rémi Suaire, Nadjwa Pailloux, Nadia Aubry, et Cécile Vo Van. 2019. « Services EcoSystémiques rendus par les Arbres, Modulés selon l'Essence ».
- EPA. 2012. « Stormwater to Street Trees Engineering Urban Forests for Stormwater Management ». EPA 841 B 13 001 /epa_p100h2rq.pdf.
- Geronimo, Franz Kevin, Marla Redillas, Hyeseon Choi, Heidi Guerra, et Lee-Hyung Kim. 2019. « Understanding the mechanisms affecting the fate of organics and nutrients in a tree box filter treating parking lot runoff ».
- Gray, Vaughn, Stephen J. Livesley, Tim D. Fletcher, et Christopher Szota. 2018. « Tree Pits to Help Mitigate Runoff in Dense Urban Areas ». *Journal of Hydrology* 565 (octobre): 400- 410. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.08.038>.
- IBGE. 2014. « Outil de gestion de l'eau de pluie a l'échelle du quartier - recommandation pratique, les arbres de pluie - GEQ08 ». GEQ08. Evaluation des techniques alternatives pour une gestion des eaux pluviales sur l'espace collectif. http://www.environnement.brussels/sites/default/files/user_files/geq08_arbrespluie.pdf.
- Jouin, C., et Z. Mlocek. 2020. « Évolutions des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales : l'exemple de trois projets à Villeneuve-la-Garenne ». *Techniques Sciences Méthodes*, n° 3 (mars): 61- 70. <https://doi.org/10.36904/tsm/202003061>.
- Lähde, Elisa, Ambika Khadka, Outi Tahvonon, et Teemu Kokkonen. 2019. « Can we really have it all?—Designing multifunctionality with sustainable urban drainage system elements ». *Sustainability* 11 (7): 1854.
- McClymont, Kent, Davi Gasparini Fernandes Cunha, Chris Maidment, Biniam Ashagre, Anaí Floriano Vasconcelos, Marina Batalini de Macedo, Maria Fernanda Nóbrega dos Santos, et al. 2020. « Towards Urban Resilience through Sustainable Drainage Systems: A Multi-Objective Optimisation Problem ». *Journal of Environmental Management* 275 (décembre): 111173. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111173>.
- Nowak, David J., Satoshi Hirabayashi, Allison Bodine, et Eric Greenfield. 2014. « Tree and Forest Effects on Air Quality and Human Health in the United States ». *Environmental Pollution* 193 (octobre): 119- 29. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.05.028>.
- OFB. 2020. « Le projet Life intégré ARTISAN ». 2020. <https://www.ofb.gouv.fr/le-projet-life-integre-artisan>.
- Seidl, Martin. 2019. « L'arbre de pluie pour la gestion du ruissellement urbain ». In *Journée SenseCity le 26 Novembre 2019*.
- Seidl, Martin, et Manal Saifane. 2020. « 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>.
- Soares, A. L., F. C. Rego, E. G. McPherson, J. R. Simpson, P. J. Peper, et Q. Xiao. 2011. « Benefits and Costs of Street Trees in Lisbon, Portugal ». *Urban Forestry & Urban Greening* 10 (2): 69- 78. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2010.12.001>.
- Szota, Christopher, Andrew M. Coutts, Jasmine K. Thom, Harry K. Virahsawmy, Tim D. Fletcher, et Stephen J. Livesley. 2019. « Street Tree Stormwater Control Measures Can Reduce Runoff but May Not Benefit Established Trees ». *Landscape and Urban Planning* 182 (février): 144- 55. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.10.021>.
- Vaz Monteiro, Madalena, Tom Levanič, et Kieron J. Doick. 2017. « Growth rates of common urban trees in five cities in Great Britain: A dendrochronological evaluation with an emphasis on the impact of climate ». *Urban Forestry & Urban Greening* 22 (Supplement C): 11- 23. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.01.003>.
- Whitlow, Thomas H., Nina L. Bassuk, et Deborah L. Reichert. 1992. « A 3-Year Study of Water Relations of Urban Street Trees ». *Journal of Applied Ecology* 29 (2): 436- 50. <https://doi.org/10.2307/2404512>.

Analyse quantitative de l'impact des eaux claires parasites sur les déversements en réseau unitaire : cas du déversoir d'orage d'Ecully Valvert.

V. A. Montoya-Coronado¹, P. Molle², D. Tedoldi¹, G. Lipeme Kouyi¹

¹Univ de Lyon, INSA Lyon, DEEP, EA7429, 69621 Villeurbanne, France – violeta-alexandra.montoya-coronado@insa-lyon.fr, damien.tedoldi@insa-lyon.fr, gislain.lipeme-kouyi@insa-lyon.fr

²INRAE, Research Unit REVERSAAL, Lyon, France – pascal.molle@inrae.fr

Résumé court : Cette étude s'intéresse aux eaux claires parasites (ECP) permanentes et météoriques à l'échelle d'un bassin versant urbain, avec un double objectif : (1) leur intégration dans un modèle hydrologique et hydraulique, et (2) l'évaluation quantitative de cette composante sur les déversements des réseaux unitaires. Le débit des ECP est estimé à partir du minimum journalier de l'hydrogramme de temps sec. Les caractéristiques du « réservoir sol » qu'alimente les ECP météoriques sont appréhendées à partir de la phase de tarissement après une pluie. Les premiers résultats montrent que la présence d'ECP contribue à une augmentation du volume total déversé de > 30% à l'échelle d'un événement.

Mots-clés : Déversements, débit de temps sec, eaux claires parasites, modélisation.

Introduction

La gestion des eaux urbaines constitue l'un des enjeux majeurs pour le devenir de nos villes et de nos écosystèmes. Les eaux qui transitent dans un système de collecte unitaire peuvent être composées d'eaux claires parasites (ECP), d'eaux usées (EU) et d'eaux pluviales (EP). Par temps de pluie, lorsque la capacité du réseau est insuffisante, une fraction de ces eaux est rejetée directement au milieu naturel via des déversoirs d'orage (DO) causant la dégradation des milieux aquatiques.

Les ECP sont de deux types : les *ECP permanentes*, sensiblement constantes au cours du temps, sont dues par exemple à un drainage permanent de la nappe vers le réseau (en cas de mauvaise étanchéité du réseau) ou à des fuites d'eau potable, tandis que les *ECP météoriques*, associées à un événement pluvieux, sont alimentées par l'eau qui s'infiltre dans le sol autour des conduites (Chocat, 2017) et potentiellement dans le réseau à l'instar des ECP permanentes. En augmentant les débits dans le réseau, les ECP pourraient contribuer à accroître la durée et le volume des rejets par les DO.

Des stratégies de gestion décentralisée des eaux pluviales sont envisagées afin de diminuer le volume ruisselé et par conséquent le volume déversé. La modélisation est fréquemment utilisée pour évaluer l'effet de différents ouvrages de gestion à la source sur la réduction des déversements à travers une analyse de scénarios (Ferrans *et al.* 2022). Pour ceci, le système actuel est comparé à une ou plusieurs configurations alternatives dans lesquelles des ouvrages auraient été implémentés. Cependant, la modélisation des interactions entre les différentes composantes sol-nappe-réseau du bassin versant urbain reste un défi.

Des études précédentes ont proposé des méthodologies pour quantifier les ECP permanentes et météoriques dans un réseau de collecte. Cependant, de nombreuses difficultés rendent cette estimation relativement complexe (*e.g.*, manque de données, résolution des capteurs, traitement des données), si bien que de telles méthodes n'ont, à notre connaissance, jamais été appliquées à un objectif de simulation continue des déversements. La présente étude s'intéresse à quantifier la contribution des ECP aux déversements à travers deux questions : (1) Comment déterminer et modéliser les ECP, et notamment leur infiltration après un événement pluvieux ? (2) Quel est l'effet de cette composante sur l'évaluation des déversements *via* une approche de simulation continue ? L'objectif de cet article est d'aborder ces questions par une approche de modélisation appliquée au bassin versant d'Ecully, au nord-ouest de Lyon. Dans un premier temps, il s'agit de caractériser les composantes ECP permanentes et météoriques, pour ensuite construire un modèle représentant les infiltrations du sol vers le réseau. Finalement, l'évaluation de l'influence des ECP sur la simulation des déversements sera examinée quantitativement.

Matériel et méthodes

Présentation du site d'étude et des données disponibles

Le bassin versant résidentiel d'Ecully, au nord-ouest de Lyon, a une surface totale de 245 ha, dont 45 % est imperméable. Le site est drainé par un réseau d'assainissement unitaire avec une pente moyenne de 2 %, et un DO est situé à son exutoire (appelé DO de « Valvert »). Le déversoir a été instrumenté et suivi de 2004 à 2016 par l'Observatoire de Terrain d'Hydrologie Urbaine (OTHU). Les données disponibles portent sur la hauteur d'eau et la vitesse d'écoulement dans le réseau en amont du DO (pas de temps de 2 min) ainsi que les précipitations (pas de temps de 1 min). Ces observations ont permis d'étudier les flux d'eaux produits par ce bassin versant (Métadier, 2011) et de caractériser les rejets du DO de Valvert (Bacot *et al.*, 2016).

Méthodes de détermination des ECP

De Bénédittis (2004) a recensé 15 méthodes différentes d'estimation des ECP qui reposent sur deux principes : la première catégorie de méthodes estime les ECP à partir de la différence entre le débit total de temps sec et le débit des EU ; la seconde, utilisée dans cette étude, se base sur la valeur minimale du débit de temps sec qui transite dans le réseau (généralement mesurée la nuit). La tranche horaire retenue par Dorval (2011) pour caractériser le débit moyen minimum se situe entre 1 h et 3 h du matin. Cette méthode fournit donc une valeur par jour pour le débit d'ECP (hors temps de pluie).

Dorval (2011) a également proposé une méthode pour estimer la fraction de la pluie qui rejoint le réseau après s'être infiltrée dans le sol (le *coefficient d'infiltration* « sol-réseau ») à partir de la relation entre les volumes d'ECP et les volumes précipités pour différents événements pluvieux.

Modélisation des ECP (permanentes et météoriques)

Modéliser la composante du débit liée aux ECP permanentes et météoriques suppose de représenter conjointement l'infiltration des eaux précipitées et l'introduction de ces eaux infiltrées dans le réseau d'assainissement. Ce processus est quantifié à l'aide du coefficient d'infiltration « sol-réseau » proposé par Dorval (2011). D'autre part, le sol est décrit comme un réservoir linéaire, qui se vidange dans le réseau avec un *lag time* K . Ce dernier est estimé à partir des courbes de tarissement (diminution du débit d'ECP après un événement pluvieux) sur lesquelles une fonction exponentielle décroissante est ajustée (équation 1).

$$Q_{ECP}(t) = Q_{ECPP} + (Q_0 - Q_{ECPP})e^{-t/K} \quad (1)$$

où Q_{ECP} désigne le débit total d'ECP (permanentes et météoriques), Q_{ECPP} désigne le débit d'ECP permanentes, et Q_0 désigne le débit total d'ECP après l'événement pluvieux considéré (à l'instant $t = 0$).

Modélisation des déversements à l'échelle d'un bassin versant urbain

Les ECP, modélisées comme ci-dessus, sont intégrées à un modèle hydrologique et hydraulique du bassin versant ; ce dernier est basé sur (i) la méthode rationnelle pour la transformation pluie-débit, avec un coefficient de ruissellement calculé à partir des observations sur la période 2007 et 2008, (ii) un réservoir linéaire comme fonction de transfert, avec un *lag time* calé à partir des observations sur la même période, et (iii) une équation de débit déversé, obtenue par simulation numérique 3D de l'ouvrage, pour la simulation du DO par Momplot (2014).

Évaluation de l'influence des ECP sur la simulation des déversements

Trois scénarios sont simulés pour déterminer l'impact des ECP sur la modélisation des déversements. Scénario 1 : toutes les composantes, les EU, EP, ainsi que les ECP permanentes et météoriques, sont représentées et simulées dans le réseau unitaire ; Scénario 2 : la composante des ECP météoriques n'est pas représentée ; Scénario 3 : on suppose une amélioration de l'étanchéité ou un renouvellement du réseau qui supprimerait les ECP permanentes et météoriques.

Résultats et discussion

Pour caractériser le débit des ECP permanentes, une distribution statistique est construite à partir des débits minimums journaliers mesurés après ≥ 5 jours de temps sec en amont du DO d'Ecully Valvert. 689 valeurs ont été retenues sur la période 2007-2011. La distribution obtenue est relativement symétrique, avec une valeur médiane de 15 L/s, tandis que les 1^{er} et 9^{ème} déciles valent respectivement 10 et 20 L/s. L'influence saisonnière de la hauteur de la nappe sur les ECP permanentes a été rejetée par Dorval (2011).

En raison de lacunes dans les séries de données et/ou de précipitations insuffisantes pour capturer la décroissance exponentielle du débit lors des autres périodes de temps sec, seules 9 périodes ont été retenues pour caractériser le tarissement des ECP météoriques. À titre d'exemple, la Figure 1 montre 4 périodes d'observations du débit minimum (entre 1 h et 3 h du matin) après des épisodes de pluie, permettant de caler le *lag time* du « réservoir sol ». Tout d'abord, on observe que le débit initial est différent pour chaque épisode de tarissement, celui-ci dépend de la hauteur totale précipitée auparavant. Ensuite, ce débit moyen entre 1 h et 3 h du matin décroît jusqu'à atteindre une valeur cohérente avec l'estimation du débit des ECP permanentes (entre 10 et 20 L/s). Les 9 courbes de tarissement retenues sur la période de 2007 à 2011 sont caractérisées par un *lag time* médian de ~1,4 jours (la distribution complète est visible sous forme de *boxplot* sur la Figure 1).

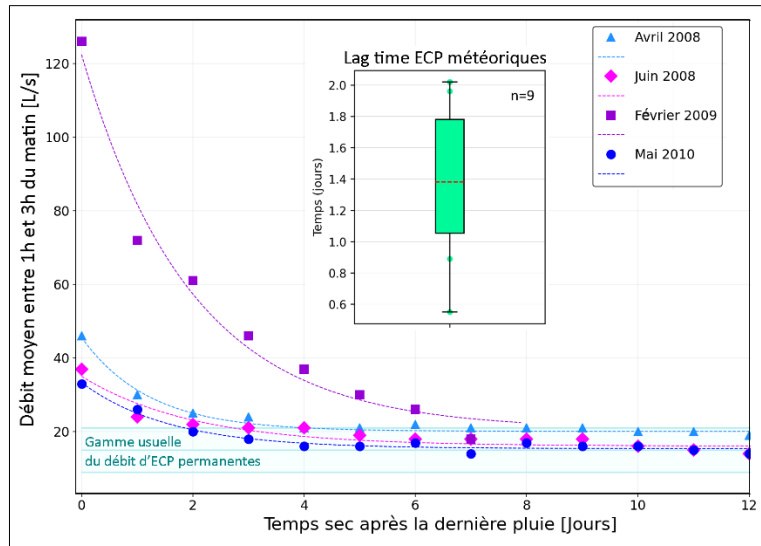


Figure 1 : Courbes de tarissement des eaux claires parasites météoriques après un épisode pluvieux dans le bassin versant d'Ecully. Le débit de base (ECP permanentes) est situé dans l'intervalle observé entre 10 et 20 L/s pour 80% des valeurs. Le diagramme en boîte à moustache montre la distribution des *lag times* calés à partir des 9 périodes d'observations retenues entre 2007 et 2011.

Un événement pluvieux ayant provoqué un déversement (hauteur totale de 70 mm et durée de 38 h) a été simulé afin d'étudier la contribution de chaque composante du débit (Figure 2). Avant le début de l'évènement pluvieux, dans une journée de temps sec, les ECP (permanentes) et les EU représentent en moyenne, respectivement, ~30 % et ~70 % du volume total. Lors de l'évènement pluvieux, les eaux de ruissellement représentent en moyenne ~86 % et les ECP 7 % du volume total. Par ailleurs, peu de temps après l'évènement pluvieux (~30 min), les eaux de ruissellement ne sont plus présentes, et en raison de la dynamique plus lente des infiltrations vers le réseau, les ECP peuvent représenter jusqu'à 60 % du volume total dans la journée suivant la fin de la pluie.

Le tableau 1 montre les résultats obtenus à partir des trois scénarios définis pour quantifier l'influence des composantes des ECP météoriques et permanentes sur la simulation des déversements. Pour l'évènement pluvieux du 20-11-2007, lorsque les quatre composantes sont simulées, le volume total déversé est de ~2 800 m³ (S1, Tableau 1). Sans la composante des ECP météoriques (S2, Tableau 1) le volume total serait réduit de ~30 % et le temps de déversement de 2 h. Finalement, si aucune infiltration d'ECP ne contribuait au débit de déversement (S3), le volume de celui-ci serait réduit de ~37 % et d'une durée de 3 h.

Tableau 1 : Comparaison du volume et durée du déversement du 20-11-2007 au 29-11-2007 sur le bassin versant d'Ecully pour les simulations des scénarios avec différentes composantes de l'hydrogramme.

	Volume déversé (m ³)	Durée (h)
S1 : EU + EP + ECP permanentes et météoriques	2 830	12,3
S2 : EU + EP + ECP permanentes	1 990	10,5
S3 : EU + EP	1 770	9,4

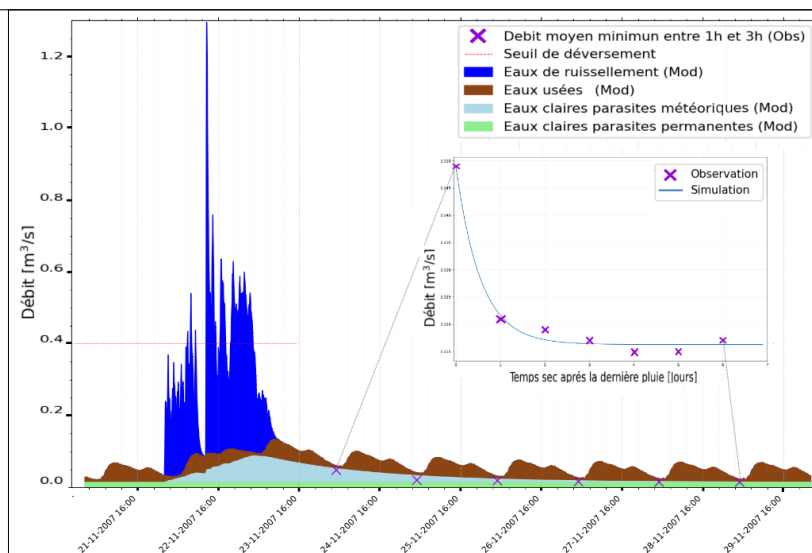


Figure 2 : Hydrogramme des eaux claires parasites, pluviales et usées pendant et après un événement pluvieux ayant entraîné un déversement (période du 20-11-2007 au 29-11-2007). En rouge pointillé le seuil de déversement du DO d’Ecully Valvert (0,4 m³/s). En violet les croix représentant les débits moyens observés entre 1h et 3h du matin, après la pluie. La courbe de tarissement est représentée en bleu.

Conclusion

La présente étude de modélisation des ECP permanentes et météoriques à l’échelle d’un bassin versant a pour objectif l’évaluation quantitative de la contribution de cette composante aux déversements. Le bassin versant d’Ecully, muni d’un déversoir d’orage, et instrumenté depuis 2004, a été modélisé.

L’application de la présente méthodologie a permis, tout d’abord, d’estimer le *lag time* du « réservoir sol » qui alimente les ECP météoriques, situé entre 0,5 et 2 jours sur le site étudié. Les résultats préliminaires de la modélisation d’un événement pluvieux relativement intense avec déversement, montrent que sans les ECP météoriques et permanentes, on pourrait atteindre une diminution de ~40 % du volume total déversé. De la fin de l’événement pluvieux jusqu’à la fin du tarissement, le débit infiltré dans le réseau décroît progressivement jusqu’à atteindre le débit de base des ECP permanentes. Durant cette période le débit d’ECP représente en moyenne ~60 % du débit journalier.

La prochaine étape de cette étude serait de réaliser cette évaluation sur le long terme, ce qui permettrait notamment d’observer comment les ECP météoriques d’un premier événement sont susceptibles d’influencer les déversements des événements qui ont lieu les jours suivants. De même, il serait intéressant de simuler des scénarios de changements climatiques (modifiant la pluviométrie mais également l’état hydrique du sol) ainsi qu’un potentiellement vieillissement du réseau, pour estimer quel serait l’impact de l’infiltration des ECP sur les déversements.

Remerciements

Cette recherche est effectuée dans le cadre du projet TONIC (Tools fOr green resIlient Cities) financé par les Agences de l’eau Adour Garonne et Rhône Méditerranée-Corse, l’Office Français de la Biodiversité (OFB) et l’Ecole Universitaire de Recherche des Sciences de l’Eau et des Hydrosystèmes (H2O’Lyon). Nous remercions l’Observatoire de Terrain de Hydrologie Urbaine (OTHU).

Références

- Bacot, L., Barraud, B., Bedell, J-P., Bertrand-Krajewski, J-L., Blaha, D., Branger, F., Braud, I., Breil, P., Castebrunet, H., Cherqui, F., Coumoyer, B., Durrieu, C., Lassabatere, L., Lipeme Kouyi, G., Mandon, C., Marmonier, P., Marti, R., Mermillod-Blondin, F., Mignot, E., Winiarski, T. (2016) : *Rapport d’activité scientifique OTHU 2013-2016*. Dorval, F. (2011) : *Mise au point de techniques de traitement de données en continu pour l’identification des composantes de débit à l’exutoire des bassins versants urbains : Etude de cas des bassins versants Django Reinhardt et Ecully* (Thèse). Lyon : INSA.
- Chocat, B., (2017): *Dictionnaire encyclopédique de l’hydrologie urbaine et de l’assainissement : Pour une gestion durable de l’eau et de la ville*.
- De Benedittis, J. (2004) : *Mesurage de l’infiltration et de l’exfiltration dans les réseaux d’assainissement* (Thèse). Lyon : INSA.
- Ferrans, P., Torres, M.N., Temprano, J., Rodríguez Sánchez, J.P., (2022) : Sustainable Urban Drainage System (SUDS) modeling supporting decision-making: A systematic quantitative review. *Science of The Total Environment* 806, 150447.
- Metadier, M. (2011) : *Traitement et analyse de séries chronologiques continues de turbidité pour la formulation et le test de modèles des rejets urbains par temps de pluie* (Thèse). Lyon : INSA.
- Momplot, A. (2014) : *Modélisation tridimensionnelle des écoulements en réseau d’assainissement : évaluation des modèles RANS à travers l’étude des écoulements au droit d’ouvrages spéciaux* (Thèse). Lyon : INSA

Modélisation expérimentale en transitoire des vannes basculantes Deomatic©.

Manjarres A ^{1*}, Vazquez J ², Dufresne M ³, Lawniczak ⁴, Frelat M ⁵, Guibu Pereira G ⁶, Sacerdote G ⁷.

1 angel.manjarres@3deau.fr.

2 jose.vazquez@engees.unistra.fr.

3 matthieu.dufresne@3deau.fr

4 f.lawniczak@unistra.fr

5 marion.frelat@3deau.fr

6 gabriel.pereira@3deau.fr

7 gregory.sacerdote@3deau.fr

* auteur correspondant

Résumé court : La vanne basculante Deomatic© est une des solutions permettant de limiter les rejets d’eaux usées urbaines vers le milieu naturel en temps de pluie. Elle repose sur le stockage des volumes excédentaires dans le réseau existant. Un modèle d’étude expérimental a été conçu et fabriqué afin d’étudier le fonctionnement de l’ouvrage en prenant en considération la complexité de ses interactions fluide – structures, notamment dans les cas d’influences aval. Les résultats expérimentaux présentés dans ce papier se concentrent sur l’étude de la dynamique d’ouverture et de fermeture de la vanne et son évolution avec l’influence aval. L’impact de la dynamique du volet basculant dans un écoulement turbulent sur la ligne d’eau amont est quantifié dans un second temps.

Mots-clés : Autosurveillance des réseaux d’assainissement ; Réduction des déversements ; Vanne de Stockage ; Calibration expérimentale.

Introduction

La lutte contre la pollution des eaux superficielles pour la préservation de la qualité des eaux implique une limitation et un contrôle des rejets des eaux urbains en temps de pluie. Dans ce sens, l’arrêté du 21 juillet 2015 transcrit en droit français les obligations de la Directive sur les eaux résiduaires (DERU) de 1991 et de la Directive Cadre Européenne (DCE) de 2000. Ce texte renforce et détaille les obligations d’autosurveillance des systèmes d’assainissement unitaires : les volumes et/ou les flux de pollutions rejetés vers le milieu naturel doivent être mesurés en continu. Deuxièmement, ces flux doivent être limités à 5% de la production globale annuelle. Parmi les solutions mises en œuvre pour respecter cette réglementation, plusieurs d’entre elles reposent sur le stockage du volume excédentaire produit en temps de pluie. Cette fonction peut être assurée par des bassins d’orage ou par des vannes de régulation qui tirent profit du linéaire de réseau existant.

Cette étude s’intéresse aux vannes de stockage Deomatic© développées par la société 3D EAU – Hydrass. Ces vannes sont installées au niveau des déversoirs d’orage et ont l’avantage principal d’offrir un fonctionnement robuste sans motorisation ni électronique (Sikora et al., 2010; Grégoire et al., 2013). Chacun de ces ouvrages se compose d’un volet vertical qui est tenu fermé par un contre - poids tant que le niveau d’eau en amont reste inférieur à une certaine côte de basculement. Toutes les pluies pour lesquelles les hauteurs d’eau résultantes dans le réseau sont inférieures à cette limite sont alors stockées dans le réseau. Pour les événements pluvieux plus importants pour lesquels les hauteurs d’eau en amont du volet viennent à dépasser cette côte de basculement, l’équilibre mécanique de la vanne s’inverse et le volet s’ouvre. Le réseau retrouve ainsi sa capacité d’évacuation initiale. Lorsque la hauteur d’eau en amont de la vanne n’est plus suffisamment élevée pour contrebalancer le moment induit par le contre - poids, le volet se referme. Dans le cas où le site est soumis à un risque d’influence aval, la vanne est équipée d’un clapet anti - retour dont le but est de protéger la partie basse du volet et éviter une ouverture précoce.

Ce travail de recherche a pour objectif de caractériser qualitativement puis quantitativement le fonctionnement hydraulique de la vanne Deomatic© pour l’ensemble des fonctionnements possibles, notamment sous influence aval.

Matériel et méthodes

Les interactions des éléments mobiles de la vanne (volet et clapet) avec l'écoulement et les parties fixes sont complexes et difficiles à modéliser numériquement (Bungartz, Mehl, et al., 2010). Une étude expérimentale est mise en œuvre dans un premier temps. Cette dernière passe par la conception puis la fabrication d'une Deomatic© dont le volet rectangulaire mesure 580 mm de hauteur pour 250 mm de largeur. Cette vanne s'inscrit dans un canal en plexiglass de 16 m de long, 60 cm de large et 1 m de hauteur. Deux pompes alimentent en eau le banc d'essais à un débit de consigne donné et un seuil en sortie permet d'imposer une influence aval. Les écoulements développés dans ce pilote expérimental ont des nombres de Reynolds et Froude similaires à ceux rencontrés en assainissement.

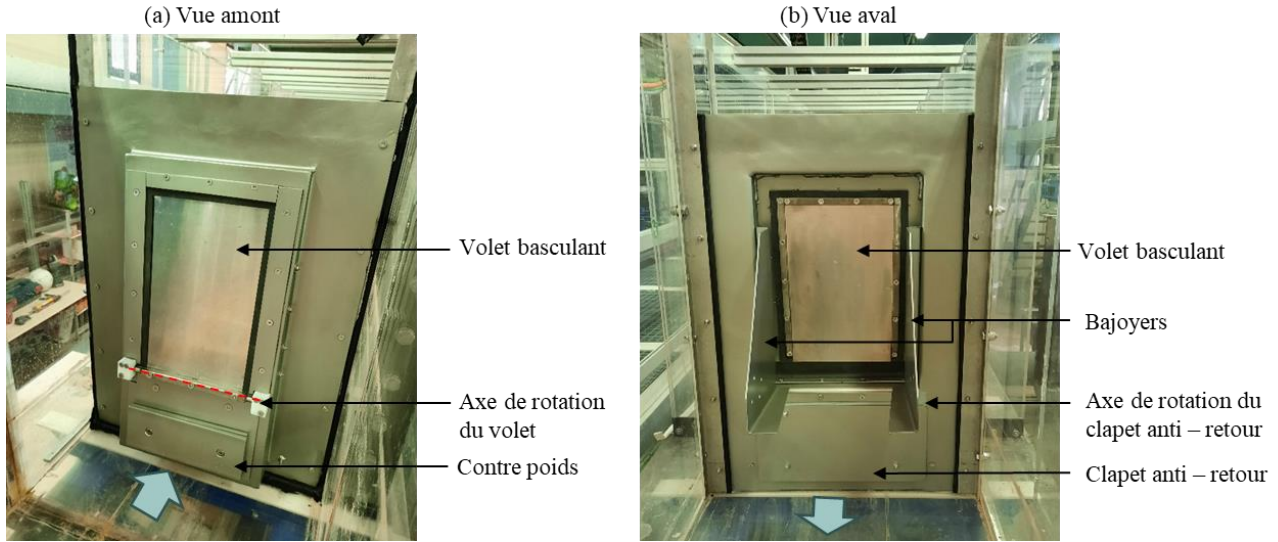


Figure 1. Photographies légendées de la vanne Deomatic© installée dans le canal d'étude d'ICube.

La hauteur d'eau dans le canal est mesurée par des capteurs ultrason dont la résolution est de $\pm 1\%$ et la fréquence d'acquisition 30 Hz. Les hauteurs d'eau sont mesurées en amont et en aval de la vanne. Les débits d'alimentation du canal sont mesurés par des capteurs électromagnétiques installés sur chacune des deux canalisations de refoulement des pompes. Les angles d'ouverture du volet et du clapet sont mesurés par traitement d'image.

La vanne est étudiée selon deux configurations dans lesquelles le volet basculant est libre ou tenu fixé.

Tableau 1. Synthèse des configurations hydrodynamiques étudiées

Configuration du volet basculant	Débit [m ³ .s ⁻¹]	Rapport d'enneioement [-] $K = \frac{h_{av} - R}{h_{am} - R}$	Nombre de Froude [-] $F_r = \frac{Q}{B\sqrt{g}h_{am}^{3/2}}$	Nombre de Reynolds [-] $Re = \frac{Q}{\nu(B + 2h_{am})}$
Fixé en position d'ouverture maximale	[0.01 – 0.07 – 0.15]	[0 – 0.71 – 0.98]	[0.03 – 0.11 – 0.16]	[0.74 – 4.4 – 8.0]E+04
Libre	[0.01 – 0.07 – 0.15]	[0 – 0.75 – 0.97]	[0.03 – 0.12 – 0.16]	[1.00 – 4.9 – 8.1]E+04

Avec h_{am} et h_{av} les hauteurs mesurées en amont et aval de la vanne en mètre, R la cote minimale de déversement de la vanne (0.096 m) et Q le débit injecté en amont du canal exprimé en mètre cube par seconde. B désigne la largeur du canal. ν représente la viscosité cinématique de l'eau (10⁻⁶ m².s⁻¹) tandis que g l'accélération de pesanteur (9.81 m.s⁻²). Les configurations sont présentées sous la forme : [minimum – médiane – maximum]

Résultats et discussions

Premièrement, l'étude en dynamique de la vanne Deomatic© (cf. Figure 2) révèle trois points. D'une part, si la hauteur aval est inférieure à celle de l'axe du clapet anti-retour, les côtes d'ouverture et de fermeture restent inchangées. Deuxièmement, si la hauteur aval dépasse l'axe de rotation, la cote d'ouverture diminue tandis que celle de fermeture augmente ; le clapet n'est alors plus étanche et le volet subit une contre pression depuis l'aval. Enfin, si la hauteur aval dépasse 45 cm, soit environ 60% de la hauteur du volet, ce dernier est à l'équilibre et ne s'ouvre que si le niveau amont dépasse celui en aval.

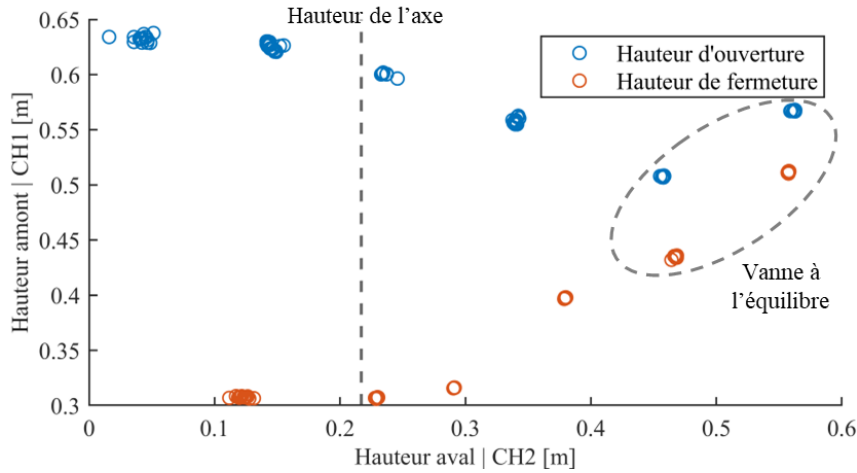


Figure 2. Evolutions des hauteurs d'ouverture et de fermeture en fonction de l'influence aval – configuration pour laquelle le volet basculant est libre.

Deuxièmement, l'étude dynamique de la vanne en position ouverte démontre que les éléments mobiles tendent à se refermer avec l'augmentation de la hauteur aval (cf. Figure 3) ; celle-ci exerçant une contre pression. Ce phénomène est significatif dans le cas du volet basculant.

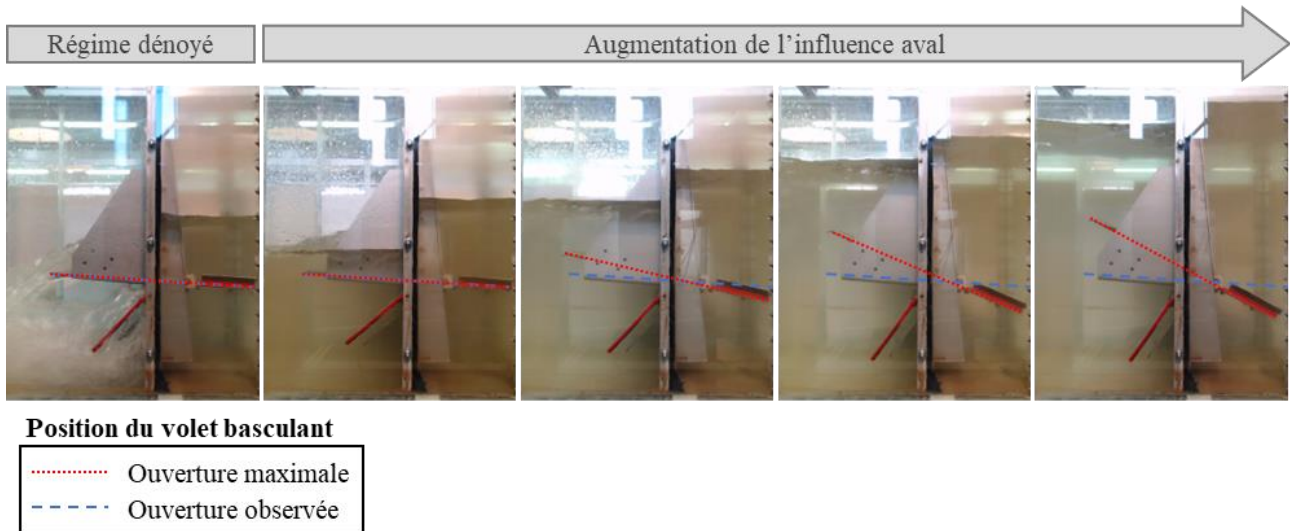


Figure 3. Evolution qualitative de la position d'équilibre du volet basculant en fonction des conditions hydrauliques à l'aval. Toutes les photos avec influence aval sont prises à débit égal à $0.069 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. L'écoulement se fait de la droite vers la gauche et le clapet est gardé libre.

L'impact de cette fermeture partielle sur la ligne d'eau amont a été évalué à l'aide d'une calibration en régime permanent des lois hydrauliques en considérant une configuration volet libre ainsi qu'une seconde volet fixé en ouverture maximale (cf. Tableau 1). Un traitement mathématique permet d'extraire les hauteurs en amont de l'ouvrage pour chaque configuration du volet pour une même influence aval et débit déversé (cf. Figure 4).

Ainsi, l'élévation de la ligne d'eau amont due à la fermeture du volet sous une influence aval est limitée à 2 cm.

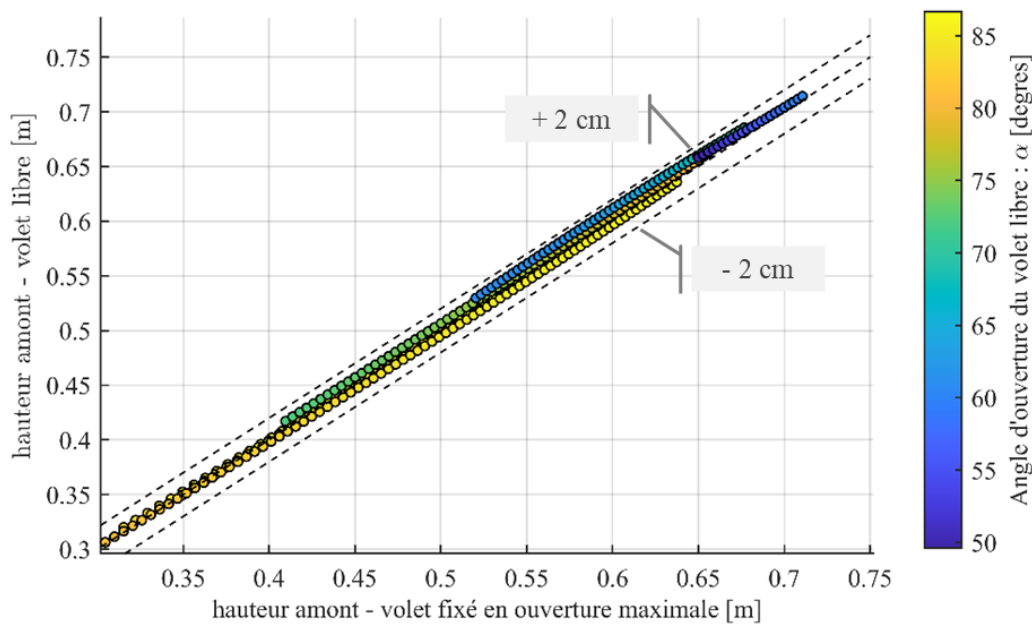


Figure 4. Impact de la fermeture du volet basculant sur la hauteur amont.

Conclusion

En somme, lorsqu'une vanne Deomatic© est soumise à une influence aval faible, sous l'axe de rotation, le clapet anti-retour protège d'une ouverture précoce et garantit un volume de stockage maximal. En revanche, dans le cas d'un niveau aval au-dessus de l'axe de rotation, le clapet n'est plus étanche ; la hauteur d'ouverture diminue alors tandis que la hauteur de fermeture augmente. Dans le cas d'un ennoisement important, les moments de part et d'autre du volet s'équilibrent et l'ouverture s'effectue seulement si le niveau amont dépasse celui en aval : empêchant ainsi toute intrusion du milieu naturel dans le réseau. Enfin, la dynamique du volet basculant présente un impact sur la ligne d'eau amont négligeable.

Poursuite des recherches

La suite des recherches portera sur la calibration des lois hydrauliques en régime permanent et transitoire avec et sans influence aval en reprenant notamment les travaux de (Bong, Lau, et al., 2013; Bertrand-Krajewski, Campisano, et al., 2005; Bertrand-Krajewski, Bardin, et al., 2003). Le modèle hydraulique 0D – 1D développé par (Quantin, Morio, et al., 2019) ainsi que le modèle mécanique de (Bong, 2016), spécifiques aux vannes basculantes, seront repris afin de prendre en compte une influence aval. Ces adaptations seront validées grâce aux données expérimentales.

Remerciements

Ce travail de recherche et développement a bénéficié du financement de l'entreprise 3D EAU ainsi que de l'ANRT dans le cadre du dispositif CIFRE (N°2019/1463).

Références

- Bertrand-Krajewski, J.-L., Bardin, J.-P., Gibello, C., and Laplace, D. (2003) Hydraulics of a sewer flushing gate. *Water Science and Technology*, **47**(4), 129–136.
- Bertrand-Krajewski, J.-L., Campisano, A., Creaco, E., and Modica, C. (2005) Experimental analysis of the Hydrass flushing gate and field validation of flush propagation modelling. *Water Science and Technology*, **51**(2), 129–137.
- Bong, C. H. J. (2016) Potential of tipping flush gate for sedimentation management in open stormwater sewer. *Urban Water Journal*, 14.

-
- Bong, C. H. J., Lau, T. L., and Ab. Ghani, A. (2013) Hydraulics characteristics of tipping sediment flushing gate. *Water Science and Technology*, **68**(11), 2397–2406.
- Bungartz, H.-J., Mehl, M., and Schäfer, M. (eds.) (2010) *Fluid Structure Interaction II*, Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg. [online] <http://link.springer.com/10.1007/978-3-642-14206-2> (Accessed September 23, 2021).
- Grégoire, D., Samuel, H., and Christian, R. (2013) Retour d'expérience de conception et d'exploitation d'un Déomatic© sur le réseau d'assainissement des Hauts-de-Seine. *Novatech*, 8.
- Quantin, M., Morio, C., Guibu Pereira, G., Vazquez, J., Wertel, J., Isel, S., Galuola, S., and Buche, J. (2019) Calibration numérique 3D de vannes basculantes pour la mesure du débit déversé. *Techniques Sciences Méthodes*, (5), 89–100.
- Sikora, B., Helie, S., and Roux, C. (2010) Modernisation d'un déversoir d'orage des Hauts-de-Seine à l'aide d'une vanne Déomatic. *Novatech*, 10.

Vers un pilotage dynamique des réseaux basé sur la qualité du milieu aquatique dans la métropole lilloise

Ali Said F.¹, Superville P.-J.², Billon G.³, Maruejols T.⁴

1 U-Lille-CNRS /LASIRE, Av. Paul Langevin 59650 Villeneuve d'Ascq, fayida.alisaid@suez.com

2 U-Lille-CNRS /LASIRE, Av. Paul Langevin 59650 Villeneuve d'Ascq, pierre-jean.superville@univ-lille.fr

3 U-Lille-CNRS /LASIRE, Av. Paul Langevin 59650 Villeneuve d'Ascq, gabriel.billon@univ-lille.fr

4 Suez Eau France SAS, 15 Avenue Léonard de Vinci, 33600 Pessac, thibaud.maruejols@suez.com

Résumé : Le projet Life RUBIES coordonné par Suez propose de déployer, une plateforme digitale capable de contrôler en temps réel un réseau d'assainissement, mais en lui introduisant une brique de contrôle avec comme critère de performance la masse de polluants rejetée vers le milieu naturel, par temps de pluie. Le but étant d'améliorer la qualité de ces eaux. Le présent travail consiste à élaborer une stratégie pertinente permettant d'évaluer l'impact de ce pilotage sur la qualité de l'eau de la Deûle Rivière. Pour cela, un déploiement spatio-temporel de méthodes et d'outils tels que la mesure haute fréquence ou les échantillonneurs intégratifs sont envisagés afin de faire une caractérisation fine de la qualité de l'eau avant et pendant le pilotage. Des mesures en ligne des paramètres physicochimiques généraux de l'eau ainsi que celle des teneurs en ammonium seront faites. Enfin une série de micropolluants organiques et minéraux sera considérée comme traceurs de la pollution anthropique. Les plus pertinents serviront pour les suivis futurs.

Mots-clés : réseau d'assainissement, surveillance, qualité eau, hautes fréquences, échantillonnage passif

Introduction

L'urbanisation, un mouvement historique largement encouragé par la croissance démographique et le développement des activités économiques, est aujourd'hui désignée comme le principal facteur à l'origine de la dégradation de la qualité des systèmes aquatiques (Tales et al., 2017). Alors que la demande en eau ne cesse d'augmenter au cours du temps (Club Déméter, 2022), des volumes importants d'eaux usées domestiques et industrielles sont générés chaque année. Ces eaux usées, traitées ou non, sont rejetées dans le milieu naturel. Ce qui génère des flux de pollution avec des conséquences néfastes pour les écosystèmes aquatiques. Consciente des retentissements que peut connaître la négligence de cette crise en matière de santé publique et au niveau environnemental, l'Europe soumet ses États membres à l'atteinte du bon état écologique et chimique des masses d'eau pour 2027. Des progrès en matière de gestion de cette ressource sont notables. Notamment au sein des stations d'épuration des eaux usées (STEU), qui à l'origine étaient conçues pour éliminer les matières solides, les matières organiques dissoutes et les nutriments. Aujourd'hui elles s'attachent à travers la mise en place de traitements poussés à l'élimination des composés dits émergents tels que les produits pharmaceutiques, les hormones, les drogues illicites etc. (Alvarez et al., 2004). Malgré cela, les STEU figurent parmi les principales sources de rejet de polluants vers les eaux réceptrices dont la gestion demeure un défi historique.

La surveillance de qualité du milieu naturel est primordiale à la préservation des écosystèmes. Cependant, ce milieu dynamique soumis à des pressions naturelles et/ou anthropiques peut présenter des variabilités spatio-temporelles difficiles à appréhender. De nombreux projets innovants sont développés dans le but de répondre à cette problématique. Ainsi, le projet européen Life RUBIES, coordonné par Suez et intimement lié à la thèse doctorale (financement Cifre) de Mme Fayida Ali Said souhaite relever le défi en proposant un nouveau mode de gestion des réseaux d'assainissement complémentaire aux méthodes déjà existantes d'une part et d'autre part d'encourager la mise en place d'une méthodologie pertinente permettant d'évaluer l'impact de cette solution sur la qualité du milieu aquatique. Cette dernière dimension fait l'objet de cette thèse. À l'horizon 2023, l'outil AQUADVANCED Urbain Drainage (AQDV UD), une plateforme ayant déjà fait ses preuves en tant qu'outil de contrôle de réseaux d'assainissements spécialement par temps de pluie, sera déployé au niveau de la Deûle, une rivière anthropique située dans la Métropole Européenne de Lille (MEL). Ce projet prévoit alors d'introduire au sein de cet outil, une brique de contrôle avec comme critère de performance, la masse de polluants rejetée vers le milieu naturel. Le but est de limiter non seulement les volumes d'eau rejetée vers le milieu récepteur, mais surtout le flux de polluants grâce à un pilotage

intelligent. Pour contrôler que ce pilotage fonctionne correctement, notamment lors des temps de pluie assez courts, une méthodologie adaptée au suivi de la qualité des eaux de surface a été élaborée. Celle-ci consistera en un déploiement spatio-temporel de méthodes et d'outils tels que la mesure haute fréquence ou les échantillonneurs intégratifs qui permettront une caractérisation fine de la qualité de l'eau avant et pendant ce pilotage. Cette caractérisation passe par les mesures en continu des paramètres physicochimiques généraux et le suivi de traceurs minéraux et organiques de la pollution anthropique (métaux, nutriments, composés pharmaceutiques), stratégiquement sélectionnés. Ainsi, ce travail permettra de statuer sur la pertinence de la solution proposée par Suez. En cas de succès sur ce site pilote, ce mode de gestion devrait pouvoir être normalisé et applicable sur d'autres types de cours d'eau avec des paramètres de suivi restreints, c'est-à-dire en ne conservant que ceux qui ont donné les résultats les plus significatifs, non redondants et dont les mesures sont les plus simples à mettre en œuvre.

Matériel et méthodes

La Deûle est une rivière située au Nord de la France, dans la métropole lilloise. Ce cours d'eau de 60 kilomètres (km) de long prend sa source à Douai et coule vers le Nord jusqu'à Deûlémont avec un débit moyen de $8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Elle subit de fortes pressions anthropiques : berges canalisées, présence de nombreux déversoirs d'orages réglementaires ou non, influence des rejets d'eaux usées des STEU, pollutions historiques (notamment métalliques) diverses et remises en suspension régulières des sédiments et de leurs contaminants lors du passage de péniches. Ces pressions sont à l'origine de la dégradation de qualité du milieu aquatique. La Figure 1 représente le site d'étude sélectionné pour le projet. Ce choix est motivé entre autres par la présence de bassins de rétention, qui vont être utilisés lors du pilotage intelligent, la possibilité d'installer des actionneurs (vannes et pompes) et un système de contrôle et d'acquisition de données (SCADA) à distance.

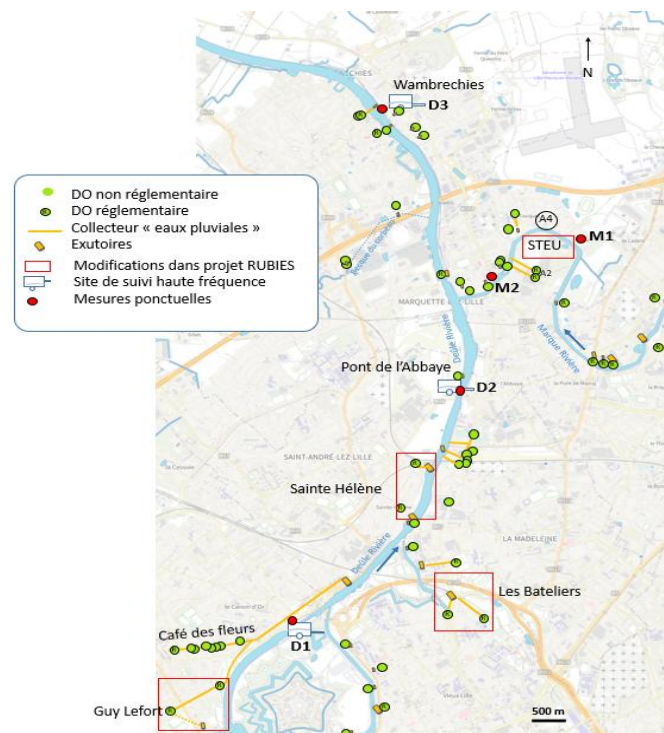


Figure 1: Site pilote de la métropole lilloise (France)

Au cours de cette étude, une distinction doit être faite entre le monitoring qui sera fait horizon 2023 via le déploiement de l'outil AQDV UD par Suez, qui devrait améliorer la qualité de l'eau spécialement par temps de pluie et le suivi de la qualité du milieu avant et après ce pilotage intelligent. Les rectangles rouges (Figure 1) représentent les différents sites concernés par le pilotage intelligent : la STEU de Marquette-Lez-Lille (620 000 Eq. Hab), le DO réglementaire située à Saint-Hélène et ceux situés sur les bassins de rétention à Guy Lefort et Les Bateliers. Ces derniers seront utilisés en cas de forte pluie susceptible d'entraîner un ou plusieurs déversements. Les volumes d'eau y seront alors stockés pour être ensuite progressivement

acheminés vers la STEU. La bonne gestion de ces bassins devrait permettre de limiter les volumes d'eau déversés au niveau des DO et d'améliorer le traitement des effluents de la STEU par temps de pluie. Le présent travail prévoit de placer cinq stations de mesures dont trois le long d'un tronçon de la Deûle (6 km de longueur au totale) et deux sur la Marque Rivière de la manière suivante : D1 représente la station amont. Celle-ci se situe au niveau de l'écluse de Grand Carrée, soit en amont de tous les rejets qui seront pilotés. D3 est la station-aval du système qui permettra d'apprécier la qualité globale de la Deûle en la comparant à D1. Une station intermédiaire D2, se trouvant proche et en aval d'un grand nombre de déversoirs d'orage impactés par le pilotage intelligent, permettra de visualiser rapidement les variations de qualité de l'eau. Ces trois sites, gracieusement mis à disposition par Voies Navigables de France(VNF) et la MEL se trouvent dans des zones protégées et alimentées en énergie électrique. Cela étant indispensable pour le suivi en continu des paramètres à l'aide de nos systèmes. Dans le but d'évaluer l'impact de la STEU sur la qualité de la Deûle, le point M1 qui se trouve en amont de la STEU et M2 en aval, seront considérés. Ces zones étant piétonnes et non équipées électriquement, elles serviront lors de campagnes de mesures manuelles et à basse fréquence. Trois années sont consacrées à la réalisation de ce travail. La première est dédiée aux premières mesures qualité dans le milieu naturel qui constitueront la ligne de base. Les deux années suivantes permettront d'évaluer la solution apportée par le consortium. Pour cela un point tout particulier est accordé aux périodes « temps de pluie ». Ces dernières sont caractérisées par des apports d'eau additionnels, responsables de l'augmentation du débit de la rivière ainsi que le débordement des ouvrages (STEU et des DO) contrairement aux « temps sec ». Ce dernier est caractérisé comme le temps « normal », n'occasionnant pas de phénomènes particuliers. Ainsi, il est prévu par an, une campagne « temps sec » et plusieurs campagnes « temps de pluie », en plus des mesures en continu sur les stations D1, D2 et D3.

Tableau 1: Récapitulatif des paramètres mesurés

Paramètres	Procédure	Technique	Fréquence	Station
O ₂ , Turbidité	En ligne	Sonde multiparamètre	1/10 min	D1, D2, D3
Conductivité, T	En ligne	Sonde multiparamètre	1/10 min	D1, D2, D3
pH	En ligne	Sonde multiparamètre	1/10 min	D1, D2, D3
Ammonium	En ligne	Analyseur NH ₄ ⁺	~ 2/heure	D1, D2, D3
Anions	Prélèvement ponctuel	Chromatographie	Variable	Toutes
Eléments majeurs	Prél. ponctuel	ICP-AES	Variable	Toutes
Eléments mineurs	Prél. ponctuel	ICP-MS	Variable	Toutes
Métaux labiles	DGT (~ 4 jours)	ICP-MS	~ 5fois par an	Toutes
Médicaments	Chemcatcher (~ 4 jours)	LC-MS/MS	~ 5fois par an	Toutes

Trois sondes multiparamètres seront mises en route sur la Deûle (en D1, D2 et D3). Elles permettront de mesurer les paramètres physicochimiques généraux tels que: la conductivité, la turbidité, l'oxygène dissous et le pH. La fréquence des mesures est fixée à 10 minutes (Tableau 1) quelle que soit la période « temps sec » et « temps de pluie ». Trois analyseurs d'ammonium seront déployés au niveau de ces mêmes stations, à raison d'une mesure toutes les 2 heures. Enfin, en D2, un système de prélèvement optimisé piloté par un algorithme développé au cours de la thèse de Jérémy Mougine (Mougine et al., 2022) permettra de prélever et filtrer à 0,45µm de l'eau lorsqu'une variation importante et singulière des paramètres mesurés à l'aide des sondes est observée. Un maximum de 24 prélèvements est possible. Ces prélèvements sont récupérés et amenés au laboratoire pour des analyses complémentaires (les métaux, les anions et le carbone organique dissous).

Lors des campagnes spécifiques, définies comme campagnes « temps sec » ou « temps de pluie », des prélèvements ponctuels ainsi que le déploiement d'échantillonneurs passifs viendront s'ajouter aux mesures en ligne. Les campagnes de prélèvements manuels aboutiront à l'analyse des éléments majeurs (Ca²⁺, K⁺, Mg²⁺, Na⁺, Sr⁺) en spectroscopie d'émission atomique par plasma à couplage inductif (ICP-AES). Les éléments traces (Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Pb, Zn, Pt, B,V) et les terres rares (Ce, Gd, Nd, Dy, U) seront

également analysés en spectrométrie de masse par plasma à couplage inductif (ICP-MS) ainsi que les anions par chromatographie ionique. Enfin, les échantillonneurs intégratifs sont des dispositifs permettant de concentrer les polluants au cours du temps au sein d'une phase adsorbante, via un mécanisme de diffusion favorisée par la différence de potentiel chimique. Dans le cadre de cette étude, les Chemcatcher et les DGT pour *Diffusive Gradients in Thin-films* seront utilisés en tant qu'échantillonneurs passifs. Le premier permet d'échantillonner les composés organiques polaires tels que les composés pharmaceutiques et le second, certains éléments-traces métalliques et des nutriments (phosphates). Ils seront exposés dans le milieu aquatique en triplicat, sur les cinq stations pour une durée déterminée de quatre jours qui pourra être représentative d'un événement pluvieux dans son ensemble. Les composés pharmaceutiques seront ensuite analysés via la chromatographie en phase liquide avec spectrométrie de masse en tandem (LC-MS/MS).

Résultats et discussion

Cette thèse a débuté en décembre 2021. La méthodologie développée ci-dessus constitue à ce jour les premiers résultats. En effet, le déploiement des outils dans les différents sites n'a pas encore commencé. D'ici le mois d'octobre 2022, des résultats chiffrés devraient être obtenus via les mesures par haute fréquence, les prélèvements manuels et les échantillonneurs intégratifs passifs. Cela permettra d'avoir un premier aperçu de la qualité générale de la Deûle avant le pilotage intelligent et de les présenter lors de ces JDHU.

Conclusion

Le suivi de la qualité du milieu aquatique soumis à diverses pressions anthropiques ou naturelles, représente un défi de taille au regard de son caractère dynamique. Ce travail propose à travers des mesures haute fréquence des paramètres physicochimiques généraux de l'eau et des teneurs en ammonium, couplées aux échantillonneurs passifs (pour les micropolluants organiques et métalliques) ainsi qu'aux échantillonnages ponctuels, de suivre un grand nombre de traceurs de la pollution du milieu aquatique fortement anthropisés. De plus, afin de tenir compte de la variabilité spatiale, cinq stations de mesures stratégiquement localisées ont été sélectionnées pour la mise en route de suivi. Ce déploiement spatio-temporel permettra alors d'avoir une caractérisation fine de la qualité du système étudié. A l'issue de ce travail, le signal sera dégradé en limitant les paramètres de suivi, tout en gardant une information suffisante. C'est à dire en ne conservant que ceux qui ont donné des résultats robustes, non redondants et dont les mesures sont les plus simples à mettre en œuvre. Ce mode suivi pourra alors être normalisé et intégré à l'AQDV UD afin de permettre la surveillance en ligne de la qualité des systèmes aquatiques.

Remerciements

Les auteurs remercient l'Union Européenne d'avoir contribué au fond budgétaire du projet Life RUBIES LIFE20 ENV/FR/000179. De même, cette thèse n'aurait pas vu le jour sans le financement accordé par l'Association Nationale Recherche et Technologie, ANRT, que nous remercions également. L'Agence de l'Eau Artois-Picardie, la MEL ainsi que VNF sont également vivement remerciés pour leur collaboration.

Références

- Alvarez, D.A., Petty, J.D., Huckins, J.N., Jones-Lepp, T.L., Getting, D.T., Goddard, J.P., Manahan, S.E., 2004. Development of a passive, in situ, integrative sampler for hydrophilic organic contaminants in aquatic environments. *Environ. Toxicol. Chem.* 23, 1640. <https://doi.org/10.1897/03-603>
- Club Déméter, 2022. Eau potable, in: *Le Déméter 2022*, Hors collection. IRIS éditions, pp. 367–372.
- Mougin, J., Superville, P.-J., Ruckebusch, C., Billon, G., 2022. Optimising punctual water sampling with an on-the-fly algorithm based on multiparameter high-frequency measurements. *Water Res.* 221, 118750. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118750>
- Tales, E., Belliard, J., Beslagic, S., Stefani, F., Tartari, G., Wolter, C., 2017. Réponse des peuplements de poissons à l'urbanisation et aux altérations anthropiques à long terme des cours d'eau. Lestel, L.; Carré, C. *Les rivières urbaines et leur pollution*, Quae-NSS Dialogues, pp.242-252, 2017, Quae-NSS Dialogues, 978-2-7592-2582-8. fihal-01720375f, *Les rivières urbaines et leur pollution* 12.

Étude de l'écoulement de microparticules plastique modèles dans une bifurcation

Mostefaoui O.*, Lopez D., Mignot E., Massardier-Nageotte V.

1 okba.mostefaoui@insa-lyon.fr

2 diego.lopez@insa-lyon.fr

3 emmanuel.mignot@insa-lyon.fr

4 valerie.massardier-nageotte@insa-lyon.fr

* auteur correspondant

Résumé court : La présence des microplastiques sur les hydrosystèmes génère un risque écologique élevé pour les écosystèmes. De nombreux microplastiques transportés par les hydrosystèmes urbains ne passent pas par les stations d'épuration. L'objectif de cette étude est donc d'étudier les mécanismes de transport des microplastiques (MP) dans des dispositifs expérimentaux représentatifs d'hydrosystèmes urbains. En vue de caractériser leurs transports dans ces derniers, en fonction de paramètres matériaux et géométriques, une métrologie permettant le suivi des microplastiques au sein d'un écoulement en bifurcation a été mis en place, elle permet l'étude du piégeage de ces particules dans des zones de recirculation tridimensionnelle et l'estimation de leurs temps de résidence. Nous avons appliqué de la PIV 2D-2C horizontale, couplé à une méthode de PTV-4D pour accéder au champ de vitesse 3D-3C résolue en temps, en suivant des microplastiques modèles fluorescents de paramètres contrôlés transportés par l'écoulement.

Mots-clés : Microplastique ; Bifurcation ; PIV ; PTV ; microparticules modèle ; fluorescence.

Introduction

De nombreux résidus d'emballages et déchets plastiques transportés par les hydrosystèmes ne passent pas par les stations d'épuration et finissent leurs courses directement dans les mers et les océans. Au cours des quinze dernières années, la présence de macro et microparticules de plastique a été mise en évidence dans les écosystèmes continentaux (*Conkle et al., 2018*) : eaux terrestres (ruisseaux, rivières, lacs, eaux souterraines), air et sols (agricoles, urbains et industriels). Leurs impacts sur les hydrosystèmes (compartiments d'accumulation, de transfert et de transformation de l'eau à l'échelle d'un bassin versant) génèrent un risque écologique élevé pour la faune et la chaîne alimentaire. Les rejets anthropiques urbains sont une des principales sources de génération de ces particules (*Dris et al., 2015*) et (*Hitchcock, 2020*). Issues de la fragmentation des macro-plastiques (dépôts de gommages des pneus sur la route, microfibrilles issues du lavage de textile synthétique, emballages alimentaires, etc.) (*Song et al., 2017*), elles sont alors collectées par les eaux pluviales et usées, et transportées dans les égouts et autres hydrosystèmes urbains. Le devenir de ces microplastiques (MP) au sein des hydrosystèmes, et le transport de ces particules par rapport à l'écoulement auquel elles sont confrontées, et de leurs paramètres matériaux et géométriques (taille, densité, etc.) doit être étudié.

Pour cela, un écoulement modèle a été utilisé, couplé à une métrologie de pointe capable de mesurer l'écoulement en trois dimensions et de suivre des microparticules modèles (MPM) de plastique. L'écoulement modèle choisi est une bifurcation à surface libre à angle droit. Cet écoulement est facile à réaliser, connu, et comprend certains aspects clés des écoulements dans les hydrosystèmes urbains : décollements, présence de zone de recirculation (ZdR), surface libre, séparation de débits et donc flux solides. Une étude numérique récente (*Momplot et al., 2017*) a montré que deux structures d'écoulement différentes peuvent prendre place au sein des ZdR dans les bifurcations. La première forme est une recirculation tridimensionnelle en forme d'hélice avec un temps de résidence beaucoup plus court pour les particules piégées. La seconde est une recirculation classique bidimensionnelle fermée, typiquement décrite dans la littérature permettant un éventuel piégeage et des temps de résidence plus long au centre de la ZdR. Ces deux formes d'écoulement peuvent donc influencer sur le transport des MP. C'est ce que nous proposons d'étudier dans cette étude.

Matériel et méthodes

Le dispositif expérimental se situe au Laboratoire de Mécanique des Fluides et d'Acoustique (LMFA, UMR 5509) sur le site de l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. Il est composé d'un canal principal de section rectangulaire d'un canal secondaire latéral de même largeur. L'expérimentation est réalisée en circuit fermé, chaque canal étant relié à un réservoir. Une description plus détaillée du dispositif expérimental est donnée dans Riviere al. (2006) ou Mignot et al. (2008). Les champs de vitesse sont mesurés par Particle Image Velocimetry (PIV) planaire horizontale et par Particle Tracking Velocimetry (PTV) 4D pour six écoulements différents de même hauteur d'eau permettant théoriquement l'apparition des deux types d'écoulement décrit plus haut.

Écoulements	Hauteur de seuil aval $Cx = Cy$ (cm)	Débit amont Q_u ($\times 10^{-3} m^3 \cdot s^{-1}$)	Rapport d'aspect B/h	Nombre de Froude amont Fr_u
F1	9.0	1.0	2.95	0.033
F2	7.6	4.5	2.95	0.149
F3	7.3	6.0	2.94	0.199
F4	7.0	7.5	2.94	0.249
F5	6.5	9.5	2.93	0.315
F6	6.0	11.5	2.97	0.381

Table 1 : Série expérimentale d'écoulement choisis

Des microparticules modèles fluorescentes sphériques, jouant le rôle de traceurs de l'écoulement ont tout d'abord été ensemencé au sein de notre banc expérimental afin d'étudier les caractéristiques des écoulements choisis Table 1. Le transport des MP se fera quant à lui dans un second temps. L'ensemencement de ces dernières est fait au sein des réservoirs avals en amont en écoulement pour homogénéiser les particules sur tout le banc expérimental. Les mesures sont faites plusieurs heures après ensemencement.

Les microparticules modèles ont été fabriquées au laboratoire : Ingénierie des Matériaux Polymères (IMP, UMR5223) sur le site de l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, en adaptant des protocoles d'émulsion tels que ceux décrits par Cassano et al. (2021) et Bezati et al. (2010). Ce protocole permet d'introduire au sein de notre polymère, le Poly(Methyl Methacrylate) (PMMA) un colorant fluorescent adapté à la longueur d'onde (523nm) du laser utilisé en vélocimétrie laser : la Rhodamine B (RhB). Les diamètres caractéristiques des MP modèles fabriqués grâce à notre protocole nous permettent de couvrir une gamme allant de 2mm à 100 μ m, avec une densité $\rho = 1.10 \pm 0.05 g/cm^3$. L'objectif est d'améliorer le protocole de fabrication pour faire varier la densité pour adapter les particules modèles aux microplastiques environnementaux.

Les métrologies de Particle Image Velocimetry (PIV) couplé à la Particle Tracking Velocimetry (PTV) ont été utilisées. Comme son nom l'indique, la méthode PTV permet un suivi individuel des particules disséminées dans l'écoulement. Cette technique permet donc une approche lagrangienne (particulaire) d'analyse d'écoulement, contrairement à la PIV, qui quant à elle est une méthode eulérienne mesurant les champs de vitesse.

Résultats et discussion

Les champs de vitesse des écoulements ont été mesurés d'abord par PIV-2D. Ces champs de vitesse ne donnent pas accès à la composante verticale de vitesse, nous sommes cependant en mesure de tracer des champs de vitesse 2D ainsi que des pseudos lignes de courant (PLC), lignes de courant calculées en considérant une vitesse ascendante nulle. L'aspect tridimensionnel des écoulements apparaît évident pour l'écoulement F5 du fait de non-fermeture des PLC de l'écoulement moyen sur la Figure 1, en effet, les champs de vitesse 2D-2C aux 3 altitudes : $z/h = \{0.05 ; 0.25 ; 0.50\}$, diffèrent fortement. L'ensemble de ces observations tend à indiquer l'existence d'un écoulement dans la ZdR de type « recirculation hélicoïdale », tel que décrit par Momplot et al. (2017) et Neary et al. (1999). Concernant les écoulements devant être bidimensionnelle fermée comme décrit par Momplot et al. (2017) et Best & Read (1984), semble aussi

montré une forme tridimensionnelle similaire. L'identification de ce type d'écoulement est à ce stade très incertaine à partir des seuls champs de vitesse obtenus par PIV-2D.

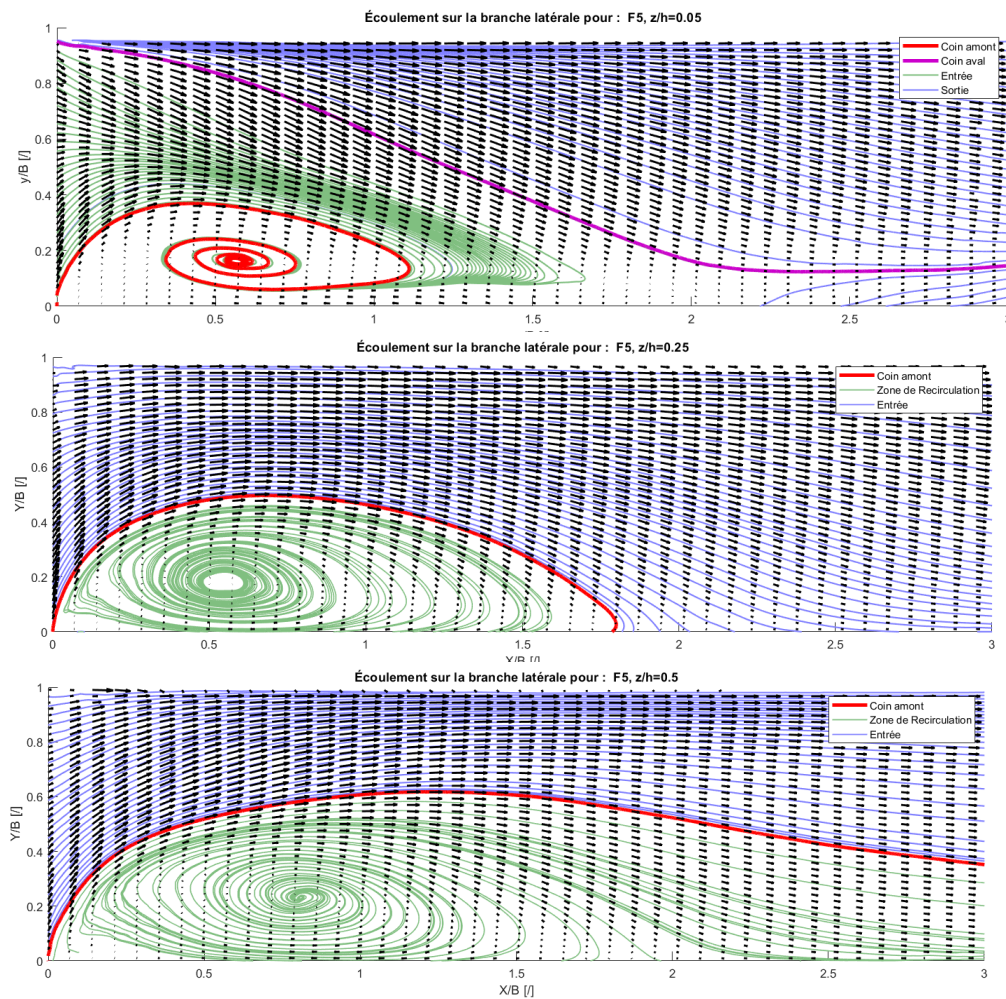


Figure 1. Champs de vitesse 2D2C pour différentes altitudes de la branche latérale de l'écoulement F5 à zone de recirculation hélicoïdale

Conclusion et Perspectives

Les données préliminaires concernant la typologie de recirculation semblent remettre en cause l'existence de zone de recirculation fermée. Le dispositif PTV est en cours de mise en place sur le dispositif expérimental, comme montré Figure 2, il permettra d'obtenir une caractérisation Eulérienne 3D complète de nos écoulements, pour conclure sur la nature de l'écoulement et pouvoir par la suite caractériser le transports en description Lagrangienne de microparticules plastiques au sein du banc expérimental présenté, dans le but d'obtenir les trajectoires en temps réels des particules et ainsi estimer leur temps de résidence pour chaque type de déchet modèles et chaque type d'écoulement, dans toute notre région de prospection.

Remerciements

Ce travail a été réalisé grâce au soutien financier du LabEx iMUST de l'Université de Lyon (ANR-10-LABX-0064), créé dans le cadre du Programme d'Investissements d'Avenir mis en place par l'État et géré par l'Agence Nationale de la Recherche (ANR), et de l'accompagnement de l'INSA Lyon dans le cadre de la bourse de thèse MESR de l'« enjeu Environnement INSA Lyon » d'Okba Mostefaoui.

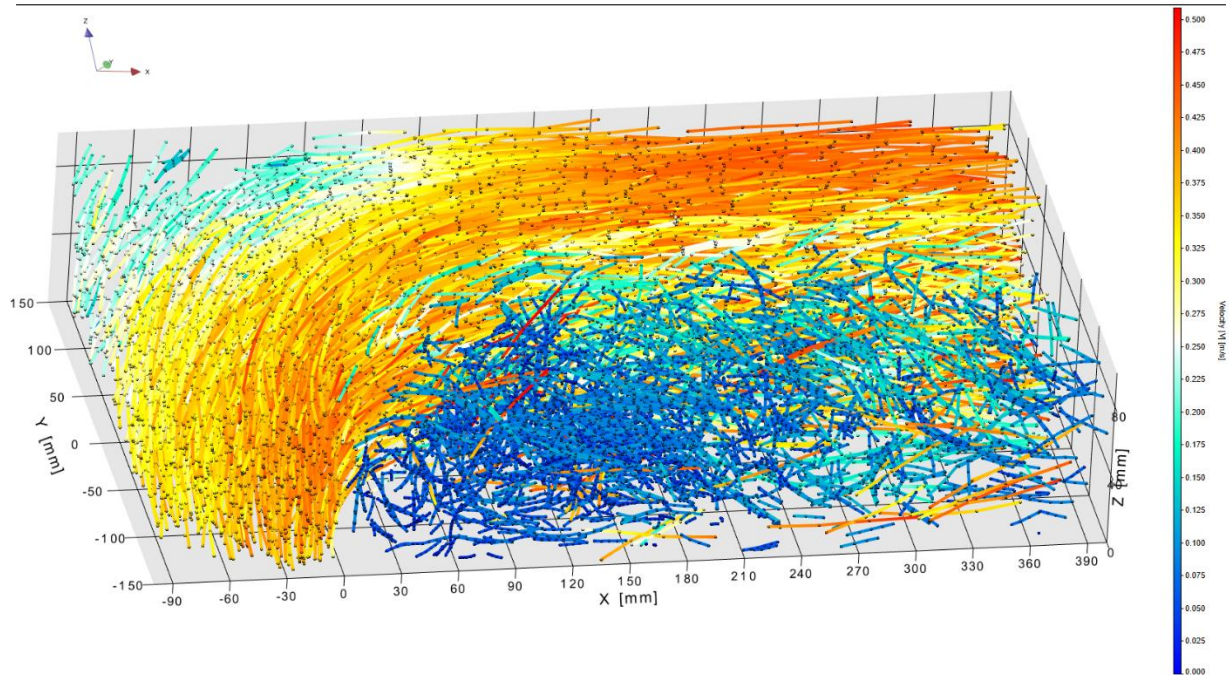


Figure 2. Trajectoires 3D des microparticules modèles proche du coin amont de la branche latérale de l'écoulement F6 à zone de recirculation hélicoïdale.

Références

- Best J.L. & Reid I. (1984). Separation Zone at Open- Channel Junctions. *Journal of Hydraulic Engineering*, 110, 11, 1588- 1594. doi: 10.1061/(ASCE)0733-9429(1984)110:11(1588)
- Bezati F., Froelich D., Massardier V. & Maris E. (2010). Addition of tracers into the polypropylene in view of automatic sorting of plastic wastes using X-ray fluorescence spectrometry. *Waste Management*, 30, 591–596. doi: 10.1016/j.wasman.2009.11.011
- Cassano D., La Spina R., Ponti J., Bianchi I. & Gilliland D. (2021). Inorganic Species-Doped Polypropylene Nanoparticles for Multifunctional Detection. *ACS Applied Nano Materials*, 4, 2, 1551- 1557. doi: 10.1021/acsnm.0c03039
- Conkle J.L., Báez Del Valle C.D. & Turner J.W. (2018). Are We Underestimating Microplastic Contamination in Aquatic Environments?. *Environmental Management*, 61, 1–8 (2018). doi: 10.1007/s00267-017-0947-8
- Dris R., Gasperi J., Rocher V., Saad M., Renault N., Tassin B. (2015). Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, 12, 592-599. doi: 10.1071/EN14167
- Hitchcock J.N. (2020). Storm events as key moments of microplastic contamination in aquatic ecosystems. *Science of The Total Environment*, 734, 139436, ISSN 0048-9697. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.139436.
- Mignot E., Rivière N., Perkins R. & Paquier A. (2008). Flow Patterns in a Four-Branch Junction with Supercritical Flow. *Journal of Hydraulic Engineering*, 134, 6, 701- 713. doi: 10.1061/(ASCE)0733-9429(2008)134:6(701)
- Momplot A., Lipeme Kouyi G., Mignot E., Rivière N. & Bertrand-Krajewski J.L. (2017). Typology of the flow structures in dividing open channel flows. *Journal of Hydraulic Research*, 55:1, 63-71. doi: 10.1080/00221686.2016.1212409
- Nearly V.S., Sotiropoulos F. & Odgaard A.J. (1999). Three Dimensional Numerical Model of Lateral-Intake Flows. *Journal of Hydraulic Engineering*, 125, 2. doi: 10.1061/(ASCE)0733-9429(1999)125:2(126)
- Rivière N., Perkins R.J., Chocat B. & Lecus A. (2006). Flooding flows in city crossroads: experiments and 1-D modelling. *Water Science & Technology*, 54 (6-7): 75–82. doi: 10.2166/wst.2006.603
- Song Y.K., Hong S.H., Jang M., Han G.M., Jung S.W. & W.J. Shim, Combined Effects of UV Exposure Duration and Mechanical Abrasion on Microplastic Fragmentation by Polymer Type Young, *Environmental Science & Technology*, 2017, 51, 8, 4368–4376. doi: 10.1021/acs.est.6b06155

Catégorisation des imperfections des données pour l'appariement d'objets dans les réseaux d'eaux usées à l'aide de la théorie des croyances.

Et-Targuy O. 1,*, Belghaddar Y. 1, 2, 3, 4, Begdouri A. 1, Chahinian N. 2, Seriai A. 3, Delenne C. 2, 4.

1 : LSIA, Univ. Sidi Mohamed Ben Abdellah, Fez, Morocco

2 : HSM, Univ. Montpellier, CNRS, IRD, Montpellier, France

3 : Berger-Levrault, Pérols, France

4 : Inria Lemon, CRISAM – Inria, Sophia Antipolis

* : Auteur correspondant

Résumé court : Les simulations hydrauliques forment un moyen efficace pour analyser les réseaux d'assainissement. La carte complète d'un réseau d'assainissement indiquant les positions des regards et des conduites est nécessaire pour aboutir à une simulation réussie. Or, des données relatives aux réseaux d'assainissement couvrant le même territoire géographique sont parfois disponibles auprès de différentes sources. La fusion de données spatiales multi-sources fournit une nouvelle base de données plus riche et précise. Néanmoins, les données d'origine sont souvent imparfaites : imprécises, incertaines, vagues, incomplètes, etc. Il est donc essentiel d'utiliser des formalismes permettant la modélisation des imperfections et de proposer des mécanismes de fusion adaptés. Dans le but de traiter les imperfections de données de manière générique, nous proposons d'abord une catégorisation, selon plusieurs dimensions, des imperfections de données rencontrées lors de la fusion. Ensuite, nous proposons de modéliser ces imperfections selon le formalisme de la théorie des croyances. Les expériences que nous avons réalisées, qui nous ont permis de faire apparier des nœuds et des arêtes dans les différents cas d'imperfection des données, sont considérées comme prometteuses.

Mots-clés : Réseaux d'assainissement ; Imperfection ; Fusion ; Théorie des fonctions de croyance.

Introduction

Les simulations hydrauliques forment un moyen puissant pour étudier les différents paramètres des réseaux d'assainissement et anticiper les anomalies. Par exemple, la comparaison des résultats d'une simulation hydraulique et des données recensées sur le terrain, peut aider à la détection des fuites et à la priorisation du renouvellement des conduites. Pour réussir ces simulations, la carte précise du réseau étudié est nécessaire. Or, les données sur les réseaux d'assainissement ne sont pas toujours disponibles sous un format directement exploitable.

Dans tous les domaines, des informations sont désormais disponibles à partir de plusieurs sources avec des masses de plus en plus importantes. Toutefois, cette explosion quantitative a entraîné de nouveaux problèmes liés au traitement et à l'exploitation des données. Bien qu'en nombre plus restreint, les données sur les réseaux d'assainissement sont souvent disponibles auprès de plusieurs sources. La fusion de ces données permettrait de constituer une nouvelle base de données plus riche permettant par exemple, une meilleure gestion patrimoniale des réseaux et la réalisation de simulations hydrauliques. Toutefois, la majorité du temps, ces informations sont imparfaites, ce qui ne permet pas de les traiter de manière homogène. L'imperfection des données, dans le domaine de l'intelligence artificielle, est traitée selon les trois aspects suivants : imprécision, incertitude et incomplétude. Il est alors essentiel d'utiliser des formalismes qui permettent de modéliser ces imperfections et de proposer des mécanismes de fusion adaptés. Le formalisme de la théorie des croyances unifie toutes les théories de l'incertitude et permet de représenter les connaissances de manière relativement naturelle en modélisant différentes formes d'imperfections. C'est pourquoi nous avons essentiellement fait appel à ce formalisme.

La théorie des croyances dans le “matching” des objets des réseaux d'assainissement :

Le “matching” (appariement) d'objets est l'identification d'objets homologues dans différentes sources de données (Tong et al., 2009; Volz, 2006). Le terme "objets" fait ici référence à des points, des lignes ou des polygones. Les mesures de similarité sont utilisées pour obtenir un certain degré de comparaison entre les instances (Rosen & Saalfeld, 1985). Ces mesures représentent les critères sur lesquels un appariement est basé (Li & Goodchild, 2012). Pour modéliser les imperfections rencontrées lors de la fusion des réseaux d'assainissement, nous utilisons la théorie des fonctions de croyance. L'intérêt de ces fonctions pour la modélisation des informations incertaines est montré en (Lefevre et al., 2002). Elles permettent en particulier de représenter l'information imparfaite d'une façon plus naturelle qu'avec des probabilités.

L'approche proposée par (Olteanu, 2008) concerne le matching des réseaux routiers (données linéaires) et des reliefs (données ponctuelles) en utilisant la théorie des fonctions de croyance. Nous trouvons cette approche pertinente pour une application aux réseaux d'assainissement, également constitués de données linéaires (arêtes ou conduites) et ponctuelles (nœuds, ou regards de visites), puisque sa modélisation en masse permet de quantifier à la fois la connaissance complète, la connaissance incomplète et l'ignorance. Pour les réseaux d'assainissement, on ajoute à cette approche la gestion de l'affaiblissement des sources en fonction de leur degré de fiabilité.

Les imperfections dans la fusion de données des réseaux d'assainissement sont examinées selon trois aspects : i) l'imprécision, qui concerne une difficulté dans la déclaration d'une information, ii) l'incomplétude, qui correspond au manque d'information et iii) l'incertitude, qui se réfère à la véracité d'une information, puisqu'une information peut être précise et complète mais fausse (Lefevre, 2012; Olteanu, 2008). Afin de traiter ces imperfections de manière générique, nous proposons d'approfondir cette analyse et de les catégoriser selon les dimensions suivantes, adaptées aux données des réseaux d'assainissement :

1. **Nature de l'objet visé par le matching** : nœud ou arête.
2. **Cardinalité** : i) lorsque l'objet est un nœud, la cardinalité représente le nombre de candidats sélectionnés pour un objet dans la base de données de comparaison, et ii) le nombre de candidats, parmi les candidats sélectionnés, qui représentent le correspondant réel, lorsque l'objet est une arête. Ici, les cardinalités possibles sont : 1:1 et 1:n pour les nœuds et les arêtes.
3. **Décalage** : caractérise le décalage entre les objets de référence et de comparaison, distance pour les nœuds et angle pour les arêtes. Pour les arêtes, lorsque l'angle est égal à, ou proche de 0, le décalage est uniforme. Sinon, le décalage est non-uniforme.

Notre catégorisation des imperfections de données des réseaux d'assainissement est illustrée dans la Figure 1. Des exemples de chaque catégorie sont présentés dans les figures 2 à 7.

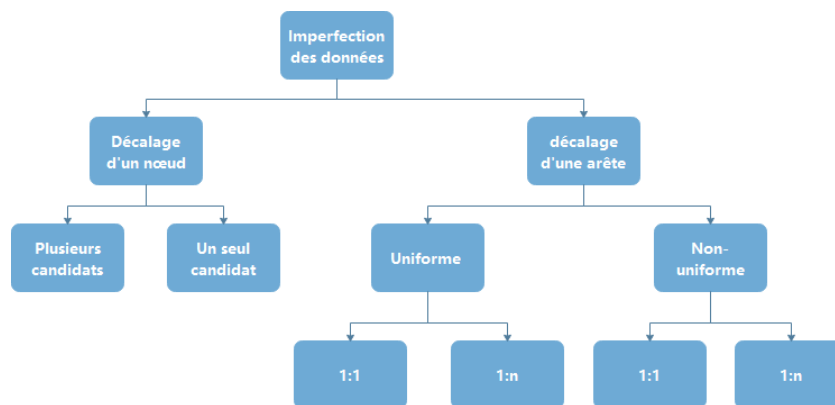


Figure 1 : Catégorisation des imperfections des données des réseaux d'eaux usées

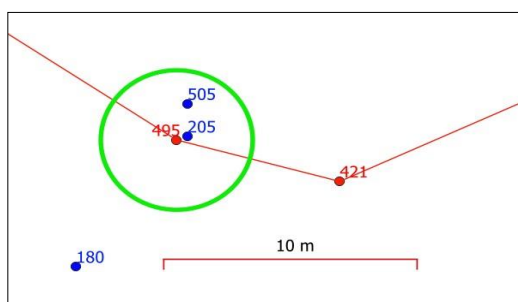


Figure 2: Un seul candidat

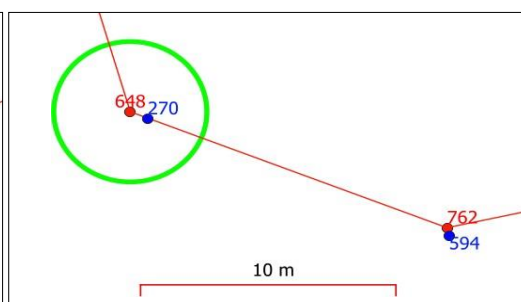


Figure 3: Plusieurs candidats

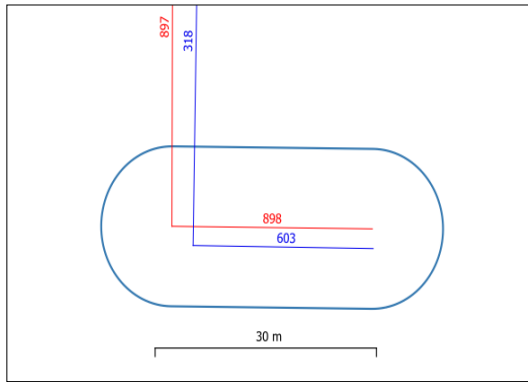


Figure 4: Décalage uniforme d'une arête avec une cardinalité 1:1

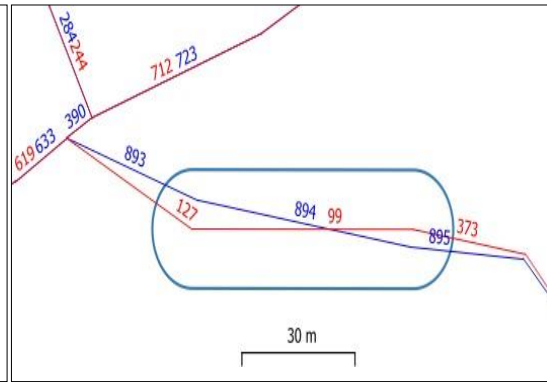


Figure 5: Décalage non-uniforme d'une arête avec une cardinalité 1:1

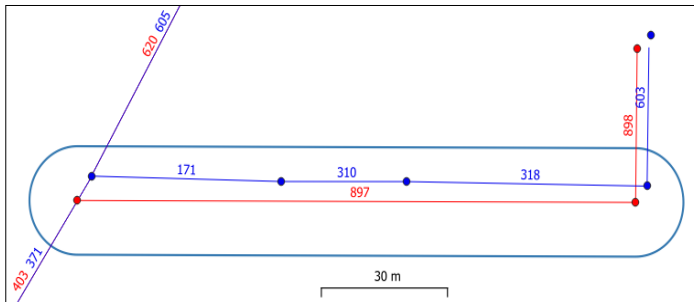


Figure 6: Décalage uniforme avec une cardinalité 1:n

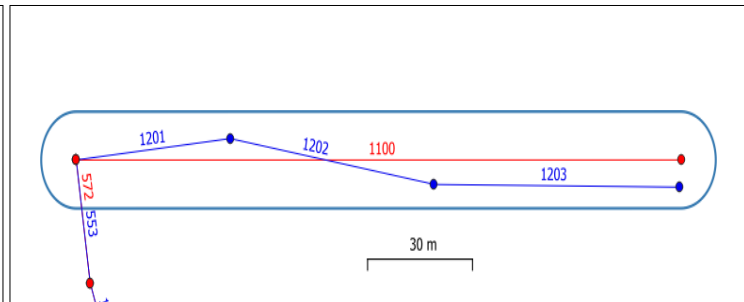


Figure 7: Décalage non-uniforme avec une cardinalité 1:n

Notre objectif est la fusion de deux bases de données des réseaux d'assainissement, collectées à partir de sources différentes : une base de données de référence représentée par la couleur rouge dans les figures 2 à 7 et une base de données de comparaison représentée par la couleur bleue. Inspirés par les travaux de (Olteanu, 2008), nous définissons notre cadre général de discernement comme suit $\Theta = \{C1, \dots, Ck, \dots, CN, NA\}$, avec N le nombre de candidats, Ck la confirmation que l'homologue de l'objet de référence est le candidat k , et NA l'hypothèse qu'il n'y a pas d'homologue dans la base de données de comparaison.

L'initialisation des masses de croyance est effectuée sur la base du modèle proposé par (Appriou, 1991) où chaque source se focalise sur une hypothèse du cadre de discernement. Cela signifie que la source d'information analyse une hypothèse donnée Ck , et se prononce en faveur de celle-ci (Ck), contre elle ($-Ck$) ou ne se prononce pas sur elle (Θ). L'attribution de valeurs aux fonctions de masse correspond à la modélisation sémantique des connaissances liées aux mesures de similarité que nous adoptons.

Le choix des mesures de similarité est lié à la nature des types d'objets considérés, dans ce travail nous utiliserons les trois mesures : La distance euclidienne, la longueur et la distance de Hausdorff. L'ajout d'autres mesures sémantiques ou spatiales est facile par cette approche mais elle nécessite une étape de sélection des mesures. En effet, la distance euclidienne est utilisée pour mesurer le décalage entre les nœuds. Pour les arêtes, nous utilisons la longueur et la distance de Hausdorff qui mesure la distance entre deux sous-ensembles d'un espace métrique. Nous utilisons l'angle pour mesurer la distance entre les arêtes.

Résultats et discussion

Nous avons effectué le matching pour les six catégories d'imperfections (Figures 2 à 7). Le tableau 1 illustre l'objet de référence à fusionner pour chaque catégorie et le cadre de discernement qui contient l'ensemble des solutions possibles (Hypothèses) ; dans notre cas, ce sont les candidats possibles, puis nous calculons la probabilité pignistique pour chaque hypothèse par la théorie des fonctions de croyance. L'hypothèse choisie est celle qui a une probabilité maximale.

Tableau 1 : Résultats pour chaque catégorie

Catégorie d'imperfection	Objet de référence	Cadre de discernement $\Theta = \{H_1, \dots, H_k, \dots, H_N\}$	Probabilité pignistique							Hypothèse choisie
			H_1	H_2	H_3	H_4	H_5	H_6	H_7	
Décalage d'un nœud avec un seul candidat Figure 2	Nœud 648	{270,NA}	0.589	0.411	-	-	-	-	-	Nœud 270
Décalage d'un nœud avec plusieurs candidats Figure 3	Nœud 495	{205, 505, NA}	0.659	0.108	0.233	-	-	-	-	Nœud 205
Décalage uniforme de type 1:1 Figure 4	Arête 989	{318, 603, NA}	0	0.996	0.04	-	-	-	-	Arête 603
Décalage non uniforme de type 1:1 Figure 5	Arête 99	{893,894,895,NA}	0.007	0.984	0.005	0.004	-	-	-	Arête 894
Décalage uniforme de type 1:n Figure 6	Arête 897	{171,310,318,371,603,605,NA}	0.191	0.191	0.191	0.006	0.004	0.04	0.414	NA
Décalage non uniforme de type 1:n Figure 7	Arête 1100	{553,1201, 1202, 1203, NA}	0.003	0.157	0.137	0.161	0.544	-	-	NA

Conclusion

Dans le cadre de la fusion de données géographiques, nous avons abordé le problème de la fusion de données spatiales imparfaites de réseaux d'assainissement. Dans ce but, notre contribution concerne, tout d'abord, la catégorisation des différentes formes d'imperfections liées aux nœuds et aux arêtes des réseaux d'assainissement, ce qui nous a permis de traiter chaque catégorie de manière distincte. Deuxièmement, l'application de la théorie des fonctions de croyance dans le processus de fusion. Les résultats nous ont permis de faire matcher les objets de référence dans la plupart des cas. Notre perspective est d'améliorer encore les résultats dans le cas de la fusion des arêtes.

Références

- Eric LEFEVRE. (2012). *Fonctions de Croyance de la théorie à la pratique*.
- Lefevre, E., Colot, O., & Vannoorenberghe, P. (2002). *Belief function combination and conflict management*. [https://doi.org/10.1016/S1566-2535\(02\)00053-2](https://doi.org/10.1016/S1566-2535(02)00053-2)
- Li, L., & Goodchild, M. F. (2012). *AUTOMATICALLY AND ACCURATELY MATCHING OBJECTS IN GEOSPATIAL DATASETS*.
- Olteanu, A.-M. (2008). *HAL Id: tel-00469407 https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00469407 Fusion de connaissances imparfaites pour l'appariement de données géographiques : proposition d'une approche s'appuyant sur la théorie des fonctions de croyance*. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00469407>
- Rosen, B., & Saalfeld, A. (1985). *MATCH CRITERIA FOR AUTOMATIC ALIGNMENT*.
- Tong, X., Shi, W., & Deng, S. (2009). A probability-based multi-measure feature matching method in map conflation. *International Journal of Remote Sensing*, 30(20), 5453–5472. <https://doi.org/10.1080/01431160903130986>
- Volz, S. (2006). *AN ITERATIVE APPROACH FOR MATCHING MULTIPLE REPRESENTATIONS OF STREET DATA*.
- Appriou, A. (1991). Probabilities and unknowns in multisensor data fusion (Probabilités et incertitude en fusion de données multi-senseurs). *Revue Scientifique et Technique de la Défense*, 1 st Quarter, 1991., 27-40.

Développement d'une méthode pour la caractérisation de la filtration des polluants dans les sols urbains

Gersende Fernandes^{*(a)}, Simone Di Prima^(b), Gislain Lipeme Kouyi^(c), Rafael Angulo-Jaramillo^(a), Matteo Martini^(d), Daniel Donze^(a), Laurent Lassabatere^(a)

^(a) Univ Lyon, Université Claude Bernard Lyon 1, CNRS, ENTPE, UMR 5023 LEHNA, F-69518, Vaulx-en-Velin, France

^(b) Department of Agricultural Sciences, University of Sassari, Viale Italia, 39A, 07100 Sassari, Italy

^(c) Univ Lyon, INSA Lyon, DEEP, EA7429, 69621, Villeurbanne, France

^(d) Univ Lyon Université Claude Bernard Lyon 1, CNRS, Institut Lumière Matière, LYON, France

**autrice correspondante :*

ENTPE, LEHNA, 3 rue Maurice Audin, 69120 VAULX EN VELIN, France

+33631113808

gersende.fernandes@entpe.fr

Résumé court : Il n'existe que peu de méthodes sur le terrain pour caractériser la filtration des polluants par les sols urbains. Ce travail propose de coupler un large infiltromètre, un radar géologique et des nanoparticules détectables et mimant la mobilité des polluants dans les sols. Les différences d'amplitude de signal entre un radargramme de référence et d'autres radargrammes mesurés au cours du temps permettent de visualiser le front d'infiltration de l'eau et le positionnement des nanoparticules dans le sol. Les nanoparticules et l'eau ont bien des signaux significativement différents. La détermination d'une méthode de seuillage permettant de les différencier pour tous les essais à venir est en cours.

Mots clés : filtration des polluants, sols urbains, SPIONs, GPR, infiltrométrie

Introduction

Le développement des systèmes de drainage urbain durables (SUDS) permet de réduire le recours aux stations d'épuration, de limiter les inondations et l'imperméabilisation des sols, tout en utilisant la fonction épuratrice des sols, afin de ne pas polluer la nappe phréatique adjacente. Cependant, cette fonction épuratrice, liée à la capacité du sol à capturer les polluants, est mal connue. Les macropores permettent notamment une infiltration rapide des eaux, limitant le temps de contact entre le sol et les polluants contenus dans ces eaux et donc augmentant le risque de transfert des polluants vers les nappes phréatiques. De nombreuses méthodes permettant l'étude des écoulements préférentiels à travers les macropores existent. Certaines regroupent plusieurs outils d'infiltrométrie, activant ou non les macropores, mais ne rendent pas possible la visualisation du bulbe d'infiltration (Lassabatere et al., 2019). D'autres utilisent des colorants ou traceurs que l'on peut détecter ou visualiser en excavant la zone d'étude, mais elles sont destructives et longues à mettre en place sur le terrain (Allaire et al., 2009). De plus, elles ne permettent pas de déterminer le volume ou la concentration de ces solutés.

L'objectif de ce travail est donc de présenter une nouvelle méthode permettant de caractériser la filtration des polluants dans les eaux pluviales urbaines, lors de leur infiltration.

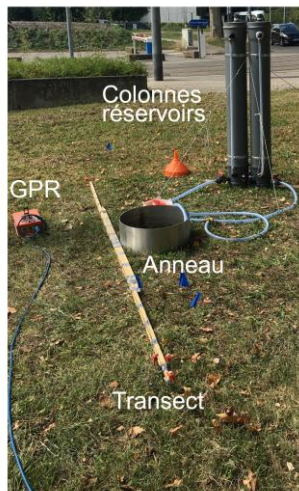
Matériel et méthodes

Le projet ANR INFILTRON (infiltron.org, Lassabatere et al., 2020) vise ainsi à développer un infiltromètre large représentatif des différentes tailles de pores à l'échelle d'un SUDS, ainsi que des nanoparticules d'oxyde de fer superparamagnétiques (SPIONs) détectables par radar géologique (GPR) et qui reproduisent le comportement de polluants colloïdaux pendant l'infiltration.

Les expérimentations sur le terrain ont lieu près du bassin d'infiltration du campus de la Doua (Villeurbanne, 69100). La nappe phréatique est située à 5-6 mètres de profondeur et le sol est composé d'alluvions fluvioglaciales surmontés d'une couche de terre végétale de quelques dizaines de centimètres.

Sur le terrain, un anneau de 50 cm de diamètre est enfoncé de quelques centimètres (**Figure 1**). Deux colonnes réservoirs remplies d'eau sont disposées à côté et un tuyau relie le bas de ces réservoirs à l'intérieur de l'anneau. Les réservoirs ont un système d'entrée d'air qui fonctionne comme un système de mariotte et qui permet d'imposer une charge hydraulique de quelques centimètres lorsque les vannes sont ouvertes. Par ailleurs, les deux réservoirs disposent d'un système de niveau permettant de suivre en temps réel la décroissance du volume d'eau dans les réservoirs. Deux transects perpendiculaires sont délimités autour de l'anneau par des règles en bois, permettant au GPR d'être passé en suivant toujours le même axe. Avant le début de l'essai, le GPR est passé le long de chaque transect.

a) Photographie du dispositif



b) Schéma du dispositif

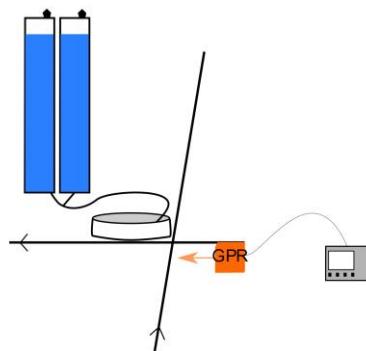


Figure 1 : a) Photographie et b) schéma du dispositif expérimental sur le terrain

L'anneau est recouvert d'une bâche avant d'être rempli d'eau, avec mise en équilibre de l'eau dans l'anneau avec les deux réservoirs. Lorsqu'on enlève la bâche en plastique disposée dans le fond de l'anneau et que l'on ouvre les vannes d'une colonne réservoir, l'infiltration démarre. Le dispositif maintient l'eau à une hauteur constante dans l'anneau d'une dizaine de centimètres, c'est la hauteur d'eau dans la colonne qui diminue. Il faut alors chronométrer le temps que met chaque centimètre d'eau dans la colonne à s'infiltrer, ce qui est visualisable grâce à une règle. Lorsque toute l'eau de la première colonne est infiltrée, on ferme les valves de celle-ci et on ouvre celles de la deuxième colonne. Pendant ce temps, à chaque fois qu'une diminution de hauteur de 2 cm dans la deuxième colonne est observée, 10 ml de SPIONs sont versés dans l'anneau (500 ml en tout).

Pendant l'infiltration de l'eau et l'injection des nanoparticules, le GPR est passé toutes les 5 min suivant un transect puis l'autre. En fin d'expérimentation, 20 minutes après l'infiltration totale de tout le volume d'eau, une dernière acquisition radar est effectuée. Ces données radar sont ensuite traitées sur les logiciels ReflexW (©Sandmeier geophysical research) et RockWorks (RockWare®).

Résultats et discussion

L'expérimentation permet de déterminer les courbes d'infiltration, reliant le volume infiltré dans le sol en fonction du temps. Néanmoins, dans cet article, nous nous concentrons sur le transfert des nano-traceurs. L'infiltration d'une colonne complète d'eau, avant injection des nano-traceurs, permet presque d'atteindre le régime quasi permanent d'écoulement. Nous pouvons considérer que les nano-traceurs sont injectés en conditions d'écoulement permanent, comme dans les expérimentations en colonnes de laboratoire. En revanche, et a contrario des colonnes de laboratoire où les « polluants »

sont suivis en sortie, il n'y a pas « de sortie de colonne ». Le seul moyen de les suivre consiste à les repérer dans le sol, au fur et à mesure de leur injection dans le milieu. Les résultats obtenus pour l'étude de la filtration des polluants, mimés par les SPIONs, sont donnés sous forme de radargrammes (**Figure 2**).

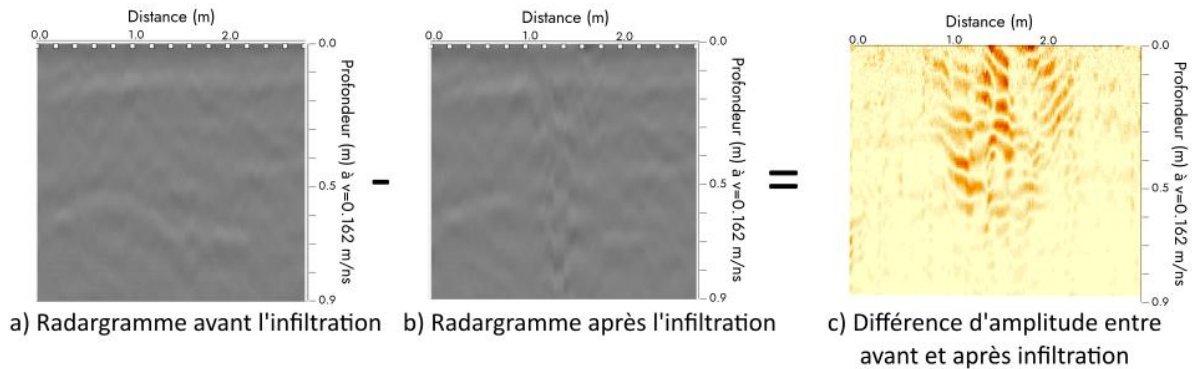


Figure 2 : Radargrammes a) avant et b) après infiltration, et c) différence d'amplitude entre les deux radargrammes représentée en échelle de couleur

Chaque radargramme est un raster de valeurs d'amplitude de signaux émis et reçus par le GPR. La figure 2c) permet de visualiser le bulbe d'infiltration en formation : les zones les plus foncées au centre attestent d'une différence de constante diélectrique dans le sol. Le radargramme pré-infiltration (**Figure 2a**) sert de base à toutes les différences d'amplitudes étudiées. Une différence est ensuite faite entre les radargrammes pris lorsqu'uniquement de l'eau était infiltrée, puis lorsque des SPIONs sont injectés dans l'anneau. Les différences de propriétés électromagnétiques entre le sol, l'eau et les SPIONs sont alors utilisées pour délimiter des seuils de valeurs d'amplitudes au-dessus desquelles on détecte l'eau d'une part et les SPIONs d'autre part.

Pour l'eau, cette méthode est déjà bien documentée dans la littérature (Di Prima et al., 2022, 2020; Guo et al., 2013) : soustraire deux radargrammes (par exemple avant et après infiltration comme sur la **Figure 2**), calculer 1.5 fois l'écart-type des valeurs d'intensité de signal, et la choisir comme seuil. Au-dessus, les valeurs d'amplitude correspondent à l'eau ; en-dessous au sol. Pour les polluants, on observe bien que les valeurs d'amplitudes sont significativement différentes de celles obtenues avec infiltration d'eau uniquement, et donc que la méthode pourrait fonctionner (**Figure 3**, test de Wilcoxon avec $p\text{-value} \ll 0.05$). Mais la valeur du seuil de détection des SPIONs par rapport à l'eau et au sol reste à établir.

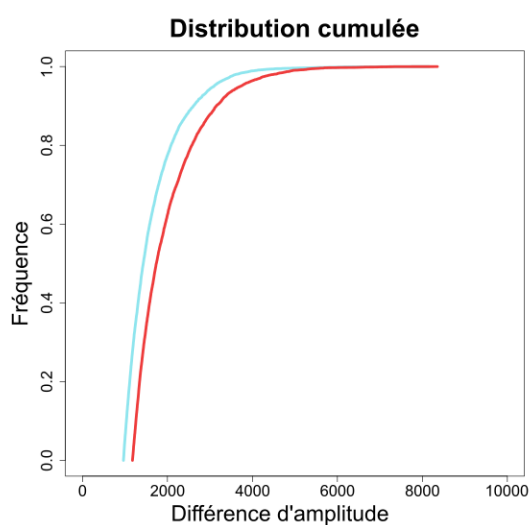


Figure 3 : Distribution cumulée des différences d'amplitudes entre le sol sec (radargramme de référence) et les radargrammes cumulés pendant infiltration de la première colonne, pour l'eau (en bleu), ou pendant la deuxième colonne pour les SPIONs (en rouge)

En effet, un choix est à réaliser pour le seuillage des polluants. Faut-il une méthode identique à celle de l'eau ? Faut-il tracer les distributions et considérer un certain pourcentage de valeurs pour définir les seuils, plutôt que de travailler directement sur les valeurs ? Faut-il restreindre la détermination des distributions statistiques uniquement sur la zone préalablement saturée avant injection des nanoparticules ? Une réflexion est en cours sur la question et permettra d'affiner les résultats.

Enfin, si la détection des nanoparticules et leur distinction par rapport à l'eau semble faisable, la question de la quantification du volume ou de la concentration en SPIONS semble plus complexe. Une approche mettant en parallèle l'amplitude du signal et la concentration est également en cours d'étude.

Conclusion

Nous avons exposé dans ce résumé un prototype d'infiltration d'eau et d'injection de nano-traceurs (SPIONS) pour le suivi de l'infiltration de l'eau et du transfert de polluants modèles dans le sol. Cette étude semble prometteuse. Le couplage d'un large infiltromètre avec le suivi de SPIONS par GPR semble permettre de visualiser la localisation des SPIONS dans le sol. Néanmoins, si la faisabilité est confirmée, des recherches doivent être menées pour améliorer la méthode. Notamment, des recherches sur le seuil de visualisation restent encore à approfondir, ce qui permettra une visualisation optimale des transferts, nécessaire à la compréhension de leurs processus et de la modélisation de l'infiltration de l'eau dans le sol et du transfert de polluants.

Remerciements

Les auteurs et autrice aimeraient remercier l'ANR INFILTRON (ANR-17-CE04-010) pour le financement du matériel, ainsi que l'OTHU pour l'accès aux zones d'étude.

Références

- Allaire, S.E., Roulier, S., Cessna, A.J., 2009. Quantifying preferential flow in soils: A review of different techniques. *J. Hydrol.* 378, 179–204. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.013>
- Di Prima, S., Giannini, V., Ribeiro Roder, L., Giadrossich, F., Lassabatere, L., Stewart, R.D., Abou Najm, M.R., Longo, V., Campus, S., Winiarski, T., Angulo-Jaramillo, R., del Campo, A., Capello, G., Biddoccu, M., Roggero, P.P., Pirastru, M., 2022. Coupling time-lapse ground penetrating radar surveys and infiltration experiments to characterize two types of non-uniform flow. *Sci. Total Environ.* 806, 150410. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150410>
- Di Prima, S., Winiarski, T., Angulo-Jaramillo, R., Stewart, R.D., Castellini, M., Abou Najm, M.R., Ventrella, D., Pirastru, M., Giadrossich, F., Capello, G., Biddoccu, M., Lassabatere, L., 2020. Detecting infiltrated water and preferential flow pathways through time-lapse ground-penetrating radar surveys. *Sci. Total Environ.* 726, 138511. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138511>
- Guo, L., Chen, J., Cui, X., Fan, B., Lin, H., 2013. Application of ground penetrating radar for coarse root detection and quantification: a review. *Plant Soil* 362, 1–23. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1455-5>
- Lassabatere, L., De Giacomoni, A.-C., Angulo-Jaramillo, R., Lipeme Kouyi, G., Martini, M., Louis, C., Peyneau, P.-E., Rodriguez-Nava, V., Cournoyer, B., Aigle, A., Bergeron, E., Bonneau, J., Bouarafa, S., Colin, Y., Concialdi, P., Di Prima, S., Galia, W., Huong Lai, T., Marais, A., Laurence, M., 2020. INFILTRON package for assessing infiltration & filtration functions of urban soils 11269. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu2020-11269>
- Lassabatere, L., Di Prima, S., Bouarafa, S., Iovino, M., Bagarello, V., Angulo-Jaramillo, R., 2019. BEST-2K method for characterizing dual-permeability unsaturated soils with ponded and tension infiltrometers. *Vadose Zone J.* 18. <https://doi.org/10.2136/vzj2018.06.0124>

Caractérisation de macrodéchets et microplastiques au sein d'une noue filtrante en bord de route

Beaurepaire M.^{1*}, Dris R.¹, Gromaire M.¹, Tassin B.¹, Gasperi J.²

¹ Leesu, Ecole des Ponts ParisTech, max.beaurepaire@enpc.fr

² LEE, Université Gustave Eiffel, johnny.gasperi@univ-eiffel.fr

* auteur correspondant

Résumé court : Si les polluants plastiques suscitent un intérêt scientifique croissant, leurs modalités de transfert en milieu continental sont encore mal connues. En particulier, le rôle du ruissellement urbain dans ce transfert reste à quantifier. Cette étude vise à étudier l'accumulation de macrodéchets au sein d'une noue filtrante en bordure de route départementale, mais également la pollution de son sol liée aux microplastiques. Pour les macrodéchets, des collectes suivies de pesées et de caractérisations ont été réalisées sur 12 mois le long de la noue. Sur la deuxième moitié de l'année 2021, une accumulation de 160 kg/km/an a été estimée. Cette accumulation est lente et semble liée à quelques événements ponctuels. Afin de dresser un premier état des lieux et ainsi évaluer la possibilité d'infiltration de microplastiques, des échantillons de sol ont été prélevés par carottage. Si des microplastiques ont pu être caractérisés dans les sols, une analyse quantitative reste à réaliser.

Mots-clés : Microplastiques, technique alternative, infiltration, déchets plastiques.

Introduction

Depuis le début de son industrialisation dans les années 1950, la production annuelle mondiale de matériaux plastiques a atteint une valeur supérieure à 400 millions de tonnes en 2020 (Plastic Europe 2021). Une conséquence de cette production massive est la présence ubiquitaire de débris plastiques de toutes tailles dans l'environnement.

Les premières études décrivant des débris plastiques dans les années 1970 (Carpenter et Smith, 1972), puis l'introduction du terme « microplastiques » pour décrire les débris de petite taille en 2004 (Thompson *et al.*, 2004), se sont concentrées sur le milieu océanique. Depuis, des microplastiques ont été décrits dans tous les milieux, y compris de multiples milieux continentaux (Dris *et al.*, 2015; Napper *et al.*, 2020; Alam *et al.*, 2019).

Toutefois, les modalités de transport et d'accumulation des plastiques restent mal connues en milieu continental. En particulier, le rôle du ruissellement urbain dans le transport de débris plastiques reste à évaluer. Dans des études récentes, des microplastiques ont été décrits dans des bassins de rétention d'eau pluviale (Koutnik *et al.*, 2022; Liu *et al.*, 2019). De même, quelques études suggèrent que les événements pluvieux intenses représentent un apport majeur de microplastiques dans les milieux récepteurs (Treilles *et al.*, 2021; Hitchcock, 2020).

Dans la continuité de ces questionnements, la présente étude vise à évaluer l'accumulation de débris plastiques sur un site en bord de route, ainsi que l'infiltration potentielle de microplastiques dans les sols de ce site.

Matériel et méthodes

Cette étude s'est concentrée sur un site d'échantillonnage. Il s'agit d'une noue filtrante d'une longueur de 30m aménagée en 2016 dans le cadre de la thèse de doctorat Kelsey Flanagan (Flanagan, 2018), située le long de la Route Départementale RD212, une 2x2 voies reliant l'aéroport Charles de Gaulle à la ville de Meaux. La route est empruntée quotidiennement par 20 000 véhicules, dont la moitié correspondent à des poids lourds. Le site est à proximité de l'aéroport, et d'une zone industrielle traversée par la route.

Deux campagnes de collecte d'échantillons ont été réalisées sur le site. Le suivi de l'accumulation de large déchets (> 1cm) a été réalisé sur une période de 12 mois, de juin 2021 à 2022. Après un nettoyage complet du site pour définir un état de référence, des échantillons ont été collectés tous les 45 jours en moyenne, dans 2 parties du site : sur le bord sur la noue filtrante, et dans un fossé de débordement en retrait de la noue.

Après chaque collecte, les échantillons ont été lavés et séchés. Ils ont ensuite été rassemblés par catégorie

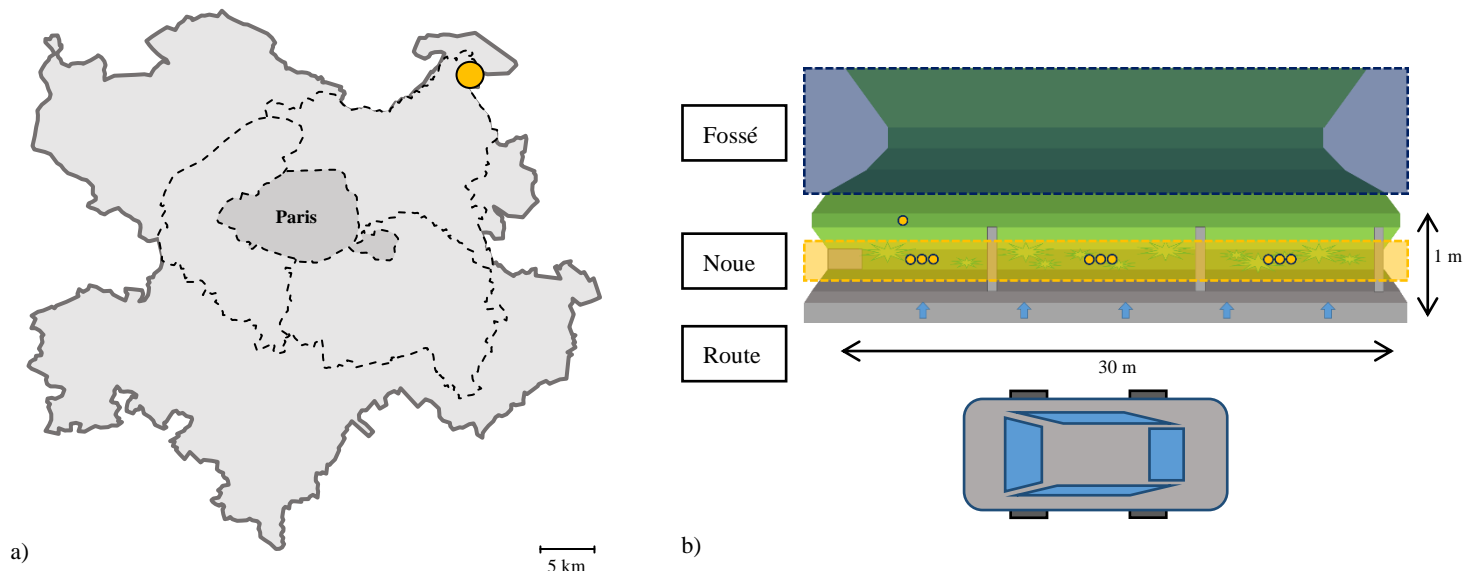


Figure 1 a) Localisation du site d'échantillonnage dans l'agglomération parisienne. b) Représentation schématique du site d'échantillonnage. Les cercles représentent des points d'échantillonnage du sol. Les cadres représentent les deux zones de collecte régulière de déchets. Les échelles ne sont pas respectées.

selon le système de caractérisation de déchets OSPAR/DCSSMM

Par ailleurs, une collecte d'échantillons de sols a été réalisée en novembre 2021 comme représenté Figure 1. A l'aide d'une tarière manuelle, 9 carottes d'une profondeur de 35 cm ont été collectées dans le fond de la noue. Une dixième carotte a été collectée en dehors de la noue, servant d'échantillon de référence. Pour chaque carotte, 4 sous-échantillons d'une masse de 20g ont été prélevés, en surface puis à des profondeurs respectives de 10, 20, et 30 cm.

Après collecte, les échantillons de sol ont été soumis à un traitement visant à isoler les microplastiques pour leur analyse. Au cours de ce traitement, les échantillons ont d'abord été soumis à une digestion chimique en étant plongés dans une solution de peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) 30%. Après 24h de traitement, les échantillons ont été filtrés sous vide sur des filtres en acier inoxydable d'une maille de 10 μm . Les échantillons étaient ensuite remis en suspension dans une solution saline d'iodure de sodium (NaI) d'une masse volumique moyenne de 1,65 g/cm^3 pour séparation par densité. Enfin, un second traitement au peroxyde d'hydrogène a été appliqué aux échantillons.

Une fois le traitement des échantillons terminé, ces derniers ont été déposés sur un filtre en alumine d'une taille de pore de 0,2 μm . Les filtres ont été analysés par analyse cartographique en micro-spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (μ -IRTF). Les détecteurs de l'appareil utilisé (Nicolet iN10, ThermoScientific) ont un pixel de 25 μm , cette dimension a donc été considérée comme la limite d'identification des particules identifiées. Après analyse, le contenu en microplastiques des filtres a été déterminé à l'aide du logiciel d'identification systématique des microplastiques dans l'environnement (siMPle) développé à l'université d'Aalborg (Danemark) et l'Institut Alfred Wegener (Allemagne) (Primpke *et al.*, 2020).

Résultats préliminaires et discussion

Suivi de l'accumulation de macrodéchets

La Figure 3 présente les taux d'accumulation sur la noue filtrante sur les 7 premiers mois de suivi des macrodéchets sur le site. En sommant sur la période entière de mesure, on observe des taux d'accumulation respectifs 82,8 $kg/km/an$ et 77,0 $kg/km/an$ pour le fossé de débordement, plus éloigné de la route, et la noue. Dans une étude similaire réalisée en région nantaise, des taux d'accumulation linéiques de 117,3 $kg/km/an$

avaient été mesurés (Ledieu *et al.*, 2022). Par ailleurs, au cours des différentes collectes, des masses médianes respectives de 119 g et 109 g de déchets ont été obtenues. Ces masses sont à comparer avec les masses prélevées lors de la collecte initiale ayant nettoyé le site en juin 2021. En effet, avant nettoyage, une masse de 8 168 g (8,2 kg) s'était accumulée dans le fossé de débordement. Ce fossé avait été mis en service en 2012, et non nettoyé depuis. Cela correspondrait donc à un taux d'accumulation de 30,3 kg/km/an jusqu'à la première collecte. De même, et 701 g ont été initialement collectés dans la noue. Cette noue ayant été mise en service en 2016, cela correspond à une accumulation de 4,67 kg/km/an. Ces taux d'accumulation étant plus faibles que ceux mesurés lors d'une acquisition continue, il est possible que le site ait été nettoyé depuis sa première mise en service, ou qu'une partie des déchets aie été évacuée ou réduite en microplastiques.

Par ailleurs, il est possible que l'apport de déchets sur le site soit marqué par un effet d'événements ponctuels. En effet, de nombreux débris de pièces automobiles, correspondant à un accident routier, avaient été collectés en août 2021 et représentent une masse déposée nettement plus élevée que dans les collectes suivantes.

La Figure 2 présente les répartitions numériques et massiques des macrodéchets caractérisés sur le site. On remarque que les déchets plastiques représentent 79,8% en nombre des débris trouvés sur le site, mais seulement 43,2% en masse. Au contraire, les débris en verre et en métal sont peu nombreux mais représentent une fraction massique plus importante.

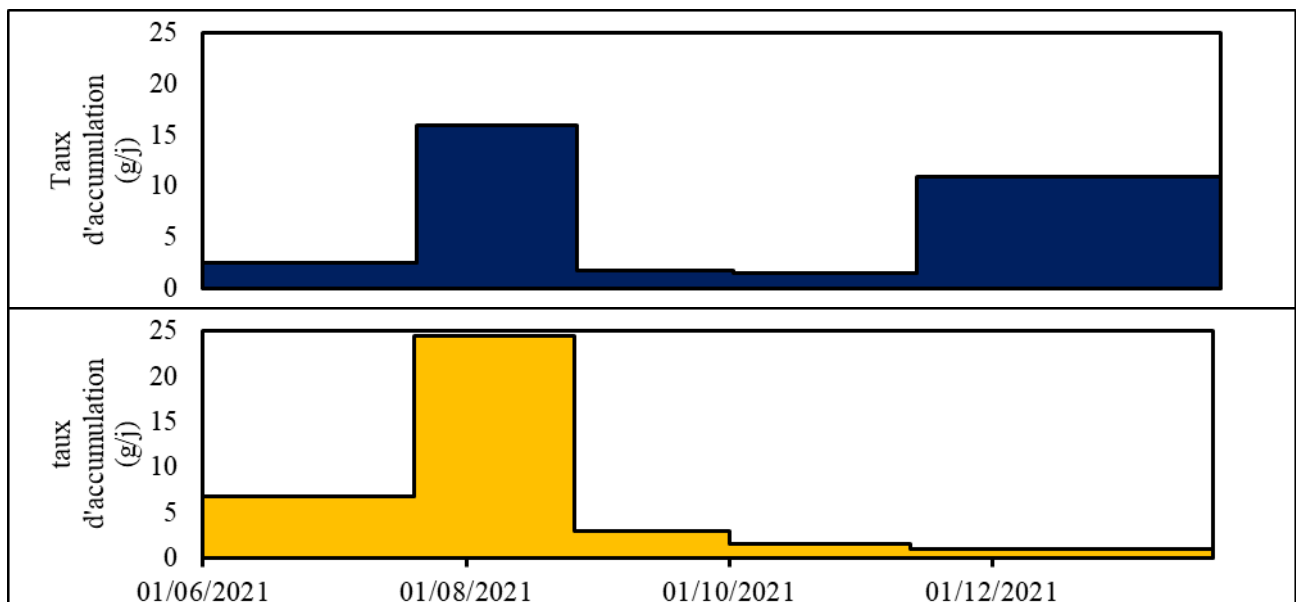


Figure 3: Taux d'accumulation de macrodéchets au cours des premières périodes de collecte. Le premier graphique représente l'accumulation dans le fossé de débordement, plus éloigné de la route ; Le second graphique présente l'accumulation dans la noue.

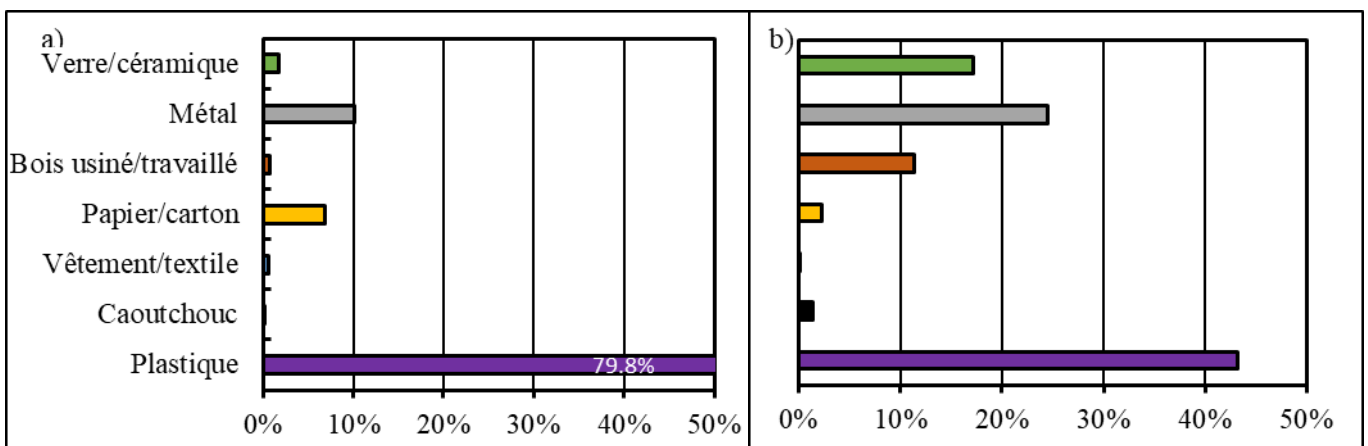


Figure 2: Répartition en nombre (a) et en masse (b) des macrodéchets collectés sur le site.

Infiltration de microplastiques dans les sols

Les analyses sont à l'heure actuelle encore en cours. Si des particules de microplastiques ont pu être identifiées lors de tests préliminaires, les résultats quantitatifs ne sont pas encore disponibles. Ils le seront toutefois lors de la conférence à venir. En particulier, il s'agira de comparer les concentrations en microplastiques dans les sols en fonction de leur profondeur, ainsi que la comparaison entre la teneur en microplastiques de la zone de référence et des biefs d'infiltration seront

Conclusions

Les résultats préliminaires de cette étude suggèrent que si des macrodéchets s'accumulent sur le site routier étudié, ils sont également susceptibles d'en sortir. Les déchets n'étant pas activement exportés, il est envisageable qu'ils représentent une source de microplastiques sur les sols.

Toutefois, les résultats présentés dans ce résumé restent préliminaires. Des pesées et catégorisations restent à accomplir sur les échantillons de macrodéchets. De plus, à l'heure actuelle, les résultats concernant l'analyse de microplastiques dans les échantillons de sol ne sont pas disponibles. Les échantillons sont en effet encore en cours d'analyse. Des résultats pourront toutefois être présentés en octobre, lors de la conférence.

Afin de comparer leur teneur et composition en microplastiques avec celles des échantillons de sol étudiés, des échantillons d'eaux de ruissellement brutes sont également en cours de collecte sur le site d'échantillonnage principale.

Remerciements

Ces travaux de recherche sont menés dans le cadre du programme OPUR. La bourse de thèse de Max Beaurepaire a été financée par l'ENS de Lyon. Le spectroscope IRTF ayant permis la caractérisation des microplastiques a été fourni par la plateforme PRAMMICS de l'OSU-EFLUVE.

Références

- Alam F.C., Sembiring E., Muntalif B.S., Suendo V., 2019. Microplastic distribution in surface water and sediment river around slum and industrial area (case study: Ciwalengke River, Majalaya district, Indonesia). *Chemosphere*, 224, 637- 645.
- Carpenter E.J., Smith K.L., 1972. Plastics on the Sargasso sea surface. *Science*, 175, 1240- 1241.
- Dris R., Gasperi J., Rocher V., Mohamed S., Tassin B., 2015. Microplastic contamination in an urban area: A case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, 12.
- Flanagan K., 2018. Evaluation de la rétention et du devenir d'un panel diversifié de micropolluants dans un ouvrage de biofiltration des eaux de ruissellement de voirie. Theses. Université Paris-Est Consultable : <https://pastel.archives-ouvertes.fr/tel-02066094> [Consulté le 2 juillet 2021].
- Hitchcock J.N., 2020. Storm events as key moments of microplastic contamination in aquatic ecosystems. *Science of The Total Environment*, 734, 139436.
- Koutnik V.S. et al., 2022. Microplastics retained in stormwater control measures: Where do they come from and where do they go? *Water Research*, 210, 118008.
- Ledieu L. et al., 2022. Amount, composition and sources of macrolitter from a highly frequented roadway. *Environmental Pollution*, 303, 119145.
- Liu F., Olesen K.B., Borregaard A.R., Vollertsen J., 2019. Microplastics in urban and highway stormwater retention ponds. *Science of The Total Environment*, 671, 992- 1000.
- Napper I.E. et al., 2020. Reaching New Heights in Plastic Pollution—Preliminary Findings of Microplastics on Mount Everest. *One Earth*, 3, 621- 630.
- Plastics - the Facts 2021 • Plastics Europe, Plastics Europe. Consultable : <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2021/> [Consulté le 26 avril 2022].
- Primpke S. et al., 2020. Toward the Systematic Identification of Microplastics in the Environment: Evaluation of a New Independent Software Tool (siMPle) for Spectroscopic Analysis. *Appl Spectrosc*, 74, 1127- 1138.
- Thompson R.C. et al., 2004. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*, 304, 838- 838.
- Treilles R. et al., 2021. Microplastics and microfibers in urban runoff from a suburban catchment of Greater Paris. *Environmental Pollution*, 287, 117352.

La gestion des excréments humains par le paradigme de la toilette à chasse d'eau et du tout à l'égout est-il bénéfique pour la santé publique ?

Minier P¹., Esculier F²., Tassin B³., Konstantinos C⁴

¹ LEESU - Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains, ENPC - École des Ponts ParisTech (Ecole des Ponts ParisTech Cité Descartes, 8 Av. Blaise Pascal, 77420 Champs-sur-Marne), paul.minier@enpc.fr

² LEESU - Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains, ENPC - École des Ponts ParisTech (Ecole des Ponts ParisTech Cité Descartes, 8 Av. Blaise Pascal, 77420 Champs-sur-Marne), fabien.esculier@enpc.fr ³ LEESU - Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains, ENPC - École des Ponts ParisTech (Ecole des Ponts ParisTech Cité Descartes, 8 Av. Blaise Pascal, 77420 Champs-sur-Marne), bruno.tassin@enpc.fr

⁴ LATTS – Laboratoire Techniques Territoires et Sociétés, ENPC - École des Ponts ParisTech (Ecole des Ponts ParisTech Cité Descartes, 8 Av. Blaise Pascal, 77420 Champs-sur-Marne), kostas.chatzis@enpc.fr.

Résumé

Dans les années 1930, afin de garantir la salubrité effective d'une méthode d'assainissement urbain reposant sur le tout-à-l'égout, le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHHPF) écrit : « il faut détruire les eaux usées ». Quatre-vingt-dix ans plus tard, cette doctrine n'a pas été appliquée : la gestion des matières fécales par le tout-à-l'égout conduit toujours aux rejets d'eaux contaminées par les pathogènes fécaux dans les eaux de surface. Chaque année en France, on estime qu'environ 21 millions de personnes souffrent de gastro-entérites associées à des pathogènes entériques. Or c'est au niveau de la toilette et de l'hygiène des mains qu'a lieu la majeure partie de ces transmissions. La contamination des rivières par les pathogènes entériques humains a peu d'effet sur la santé publique du fait de nos adaptations à ces rejets. Mais ce paradigme est très fragile. Le changement climatique, le développement rapide de maladies infectieuses émergentes nous obligent à réfléchir au développement d'une gestion plus saine des matières fécales humaines.

Assainissement ; maladies entériques ; salubrité ; matières fécales

Introduction

Dans le monde, la mortalité associée aux maladies infectieuses entériques a baissé presque de moitié depuis 20 ans, passant de 44 à 23 décès pour 100 000 habitants en 2020, mais elle reste la deuxième cause de mortalité chez les enfants âgés de moins de 5 ans (GBD 2019 et al., 2020). Ces maladies se transmettent par les matières fécales humaines ou animales. En France, la question des conséquences de la gestion de nos excréments sur la transmission des pathogènes entériques s'est très nettement réduite depuis la mise en place de toilettes à eau et du tout-à-l'égout (du fait de la diminution de la mortalité associée à ces organismes). Les matières fécales, mélangées aux autres eaux urbaines, n'étaient alors perçues que selon un prisme d'insalubrité à traiter selon une logique curative. Dans les années 1930, le Conseil Supérieur d'hygiène Publique de France (CSHHPF) écrira ainsi « il faut détruire les eaux usées » (Barles, 2005). Aujourd'hui, 99,7% des français ont des toilettes à domicile reliées à une canalisation et 79 % des Français ont une gestion sûre de leurs fèces d'après la définition de l'OMS (Ritchie and Roser, 2021). L'assainissement urbain actuel, par le tout-à-l'égout, est considéré comme une manière sûre de gérer les matières fécales humaines, c'est-à-dire empêchant la transmission des pathogènes entériques au sein de la population. Il est considéré, avec l'introduction de l'eau potable, comme l'une des plus grandes avancées médicales depuis 1840. En France, la mortalité associée aux maladies infectieuses intestinales est faible avec 2,5 décès pour 100 000 habitants. Cependant, la transmission de ces maladies est toujours importante dans la population car on estime à plus de 21 millions le nombre de cas de gastro-entérites chaque année (Van Cauteran et al., 2012).

Quelle est la contribution effective du tout-à-l'égout à la santé publique ?

L'objectif de cette étude sera, dans un premier temps, d'analyser les potentiels risques sanitaires biologiques tout au long de la filière de gestion des fèces par la toilette à eau et le tout-à-l'égout. Dans un deuxième temps, il s'agira d'appréhender les conséquences de cette filière de gestion sur la transmission des maladies infectieuses entériques dans la population française.

Matériel et méthodes

Tout d'abord, un travail d'analyse très globale des enjeux afférents au sujet des maladies infectieuses a été effectué (relations hommes/microbes, histoire des maladies, épidémiologie, concept One Health, etc.), cela afin de pouvoir replacer le sujet dans un cadre d'analyse systémique. De la même manière, des recherches bibliographiques sur l'historique de l'assainissement et le passage au tout-à-l'égout ont aussi été réalisées.

Puis, une recherche bibliographique systémique a été réalisée sur le tout-à-l'égout dans les pays occidentaux. L'objectif était d'identifier les expositions aux pathogènes entériques des utilisateurs, des travailleurs et de la communauté de la gestion des matières fécales humaines à travers la filière de gestion des fèces. La recherche bibliographique a été effectuée sur Scopus pour chaque maillon de la filière d'assainissement (toilette, égout, station de traitement des eaux usées, boues, et eaux usées traitées) avec la base de groupes de mots-clefs suivants :

-pour cibler les articles sur les pathogènes entériques : "pathogen", "Diarrhoeal disease", "Diarrhoea", "Waterborne pathogens", "Fecal", "Diarrhea", "Diarrheal disease"

-pour cibler les articles qui traitent du risque d'exposition : "contamination", "transmission", "exposition", "exposure"

Au total, environ 600 articles ont ainsi été obtenus. Les articles qui étudient les risques de résistance des pathogènes aux antibiotiques, les méthodes d'analyses des pathogènes ou l'efficacité de traitement désinfectant à ces organismes n'ont pas été retenus.

Résultats et discussion

Les conséquences actuelles de la gestion des fèces

À l'interface usager (toilette), il a été démontré que l'eau du bol reste contaminée par les pathogènes et ce même après que la chasse ait été tirée (Barker and Bloomfield, 2000). La production de gouttelettes et d'aérosols au moment de la chasse d'eau peuvent conduire à une contamination de l'environnement de la toilette, des surfaces et une possible transmission par inhalation et ingestion (Knowlton et al., 2018). Les risques induits par le tout-à-l'égout concernent les fuites dans les réseaux ainsi que les débordements par temps de pluie. Les fuites des réseaux peuvent entraîner une contamination des nappes d'eau souterraines allant jusqu'à 90 m sous les agglomérations urbaines (Reynolds and Barrett, 2003). Les débordements des réseaux entraînent une contamination des eaux de surfaces et un risque pour les usagers de cette eau situés en aval du rejet. En station de traitement des eaux usées (STEU), il a été démontré que les traitements avec oxygénation sont sources d'émissions de pathogènes dans l'air. Ces émissions présentent un risque pour la santé des travailleurs et des riverains situés autour de la STEU (Yang et al., 2019). Les STEU ne sont usuellement pas contraintes à un abattement des pathogènes et la dilution des eaux usées traitées dans le milieu récepteur ne permet pas de protéger les êtres humains contre le risque de contamination induit par ces organismes (Stenström, 2013). Les risques induits par l'épandage des boues d'épuration sont considérés comme faibles mais il est important de prendre en compte les possibles transferts verticaux vers les eaux souterraines dans les plans d'épandage.

Les organismes entériques à potentiel pathogène possèdent des réservoirs animaux (zoonose) et humains. Il peut s'agir de virus, de bactéries, de protozoaires et aussi d'helminthes. Ces organismes possèdent plusieurs modes de transmission (cutanée, inhalation, ingestion) et plusieurs voies d'expositions (alimentation, eau de boissons, surfaces contaminées, air). La majorité des cas de gastro-entérites sont dus à des virus ayant l'humain comme seul réservoir. Ils se transmettent de personne à personne suite à un contact avec des surfaces contaminées ou par l'inhalation d'aérosols contaminés. Les conséquences du rejet d'eaux usées contaminées sont limitées. Les conchyliculteurs sont les principaux touchés car le pic d'incidence des épidémies est pendant l'hiver (proche de la période des ventes d'huîtres). Certaines rivières ou fleuves sont interdits à la baignade du fait de leur

contamination. Mais les conséquences de ces rejets d'eaux usées sont faibles sur la santé publique, car l'humain s'est adapté à la contamination des eaux de surface.

Les conséquences historiques de la gestion des fèces

Avant d'être gérées de manière humide, nos fèces étaient gérées de façons sèches dans des fosses en bas d'immeuble. Ces fosses étaient vidangées quand elles étaient remplies. Avec les épidémies de Choléra et la découverte de John Snow de l'importance de l'origine de l'eau dans la transmission de la maladie, l'apport d'eau de qualité dans les logements va être une priorité. Cette importation d'eau en quantité de plus en plus importante va nécessiter des infrastructures afin de l'évacuer. Cette évacuation se fera dans les canalisations prévues pour l'eau pluviale. L'accès à une eau en quantité et à un coût moins élevé va permettre la mise en place de toilettes à eau facilitant la gestion des urines et fèces. Seulement, les fosses ne sont pas prévues pour recevoir ce volume accru d'effluents. Les toilettes vont peu à peu être connectées aux canalisations recevant déjà les eaux de lavages et les eaux pluviales.

C'est pendant cette période, de la fin du 19^{ème} siècle au milieu du 20^{ème}, que les villes industrielles ont connu une forte baisse de leur mortalité et un accroissement de l'espérance de vie de leurs habitants. Cette évolution est notamment due à un changement des profils de mortalité avec un remplacement des maladies infectieuses dont les maladies entériques vers des maladies chroniques. La mise en place des technologies d'adduction d'eau propre et d'évacuation des eaux usées sont considérées comme ayant permis ce changement⁽¹⁾. Certains auteurs ont mesuré les effets conjoints de ces technologies sur cette transmission (Alsan and Goldin, 2019; Chapman, 2019). Mais, les effets indépendants du tout-à-l'égout ont peu été mesurés (Kesztenbaum and Rosenthal, 2017) contrairement à ceux de l'adduction de l'eau potable (Anderson et al., 2020; Cutler and Miller, 2005). Mais, (Anderson et al., 2018) a trouvé qu'aucune des interventions étudiées n'a contribué de manière substantielle aux baisses observées de la mortalité totale et infantile et comme l'écrit (Mackenbach, 2007) : « Les preuves historiques de l'effet sur la mortalité de l'amélioration de l'approvisionnement en eau et de l'assainissement en Europe occidentale sont limitées. »

Historiquement, lorsque la décision fut prise de connecter les toilettes à eaux aux égouts (créés à l'origine pour évacuer de la ville les eaux pluviales), la salubrité d'une ville était théoriquement assurée par la distance entre le point de prélèvement, en amont, de l'eau pour l'hygiène et l'alimentation et le point de rejet des eaux usées en aval. Mais, à une échelle plus grande que la ville, le rejet des eaux usées dans les eaux de surface induit un risque de propagation des maladies entériques pour les utilisateurs de cette même eau, situés en aval de la zone de rejet. La découverte de la bactériologie a permis la création de technologie de traitement de l'eau potable. Tout d'abord par filtration, puis par des traitements physico-chimiques (ozone, charbon actif, chlore, ultra-violets).

Les conséquences futures de la gestion des fèces

Dans le futur, les enjeux sur l'eau seront plus importants, dans un contexte de changement climatique et de raréfaction de la ressource (67% du territoire métropolitain était concerné par des restrictions d'eau en 2019). Avec les risques d'émergences de nouvelles maladies, comme la pandémie due au Covid 19, il n'est pas sans intérêt de se poser la question du rejet d'eaux usées contaminées dans les cours d'eau. Afin d'éviter la contamination de la ressource en eau, il nous apparaît nécessaire de mettre en avant les solutions s'offrant à nous. Cette barrière pourra se faire de deux manières :

La première est technologique, par le développement de chasses sans production d'aérosols, la construction de réseaux séparatifs ou de bassins de stockage et la mise en place de systèmes de traitements spécifiques aux agents biologiques avant le rejet des eaux traitées dans le milieu récepteur.

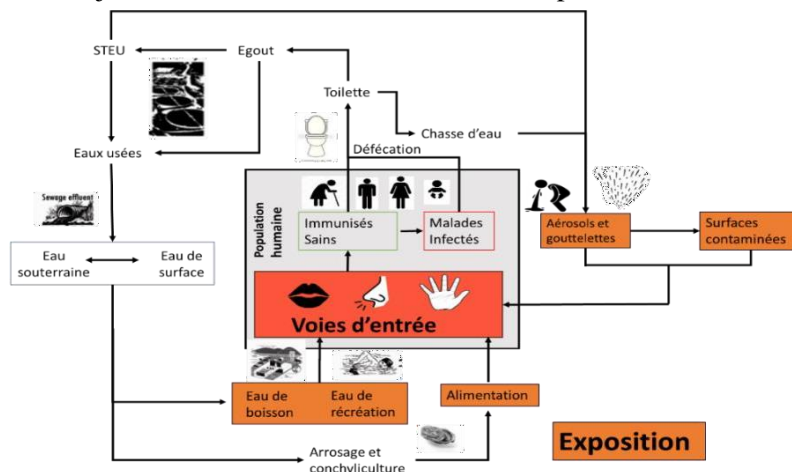


Figure 1 Cycle humain et environnemental de pathogènes entériques à travers l'assainissement par le tout-à-l'égout

L'autre réponse est environnementale, et nécessite de se placer non plus à l'échelle de la ville, mais à celle du territoire sur lequel l'humain vit et avec lequel il interagit. À cette échelle, la gestion par voie sèche des matières fécales et urines humaines représente une solution possible. En évitant la contamination et la pollution des eaux usées, elle permet de limiter leurs conséquences sur le milieu récepteur. Il s'agira alors d'étudier la salubrité de cette gestion, c'est-à-dire qu'elle ne présente pas de risque de transmission d'organismes potentiellement pathogènes au sein de la population, pour les utilisateurs, les travailleurs et la communauté.

Conclusion

La salubrité du système de gestion des matières fécales humaines par le tout-à-l'égout est principalement garantie par la barrière créée par les usines de traitement d'eau potable entre les eaux usées et l'eau de boisson. Mais ce système est fragile et, face aux changements climatiques, il apparaît indispensable de se reposer la question de sa salubrité. Cette réflexion peut être menée de deux manières, soit en améliorant le système actuel en empêchant la propagation des pathogènes par la chasse d'eau, en empêchant le rejet direct d'eaux usées et en désinfectant les eaux traitées, soit en proposant une autre voie de gestion, notamment par voie sèche. Cette dernière proposition mérite d'être étudiée afin qu'elle n'induisse pas un risque supérieur dans sa gestion.

Remerciement

Mes remerciements vont à l'école des Ponts ParisTech pour le financement de ce projet de recherche, à Fabien Esculier, Bruno Tassin et Konstatinos Chatzis pour leurs conseils, suggestions ainsi qu'au programme OCAPAPI et son équipe pluridisciplinaire pour leur soutien.

Références

- Alsan, M., Goldin, C., 2019. Watersheds in Child Mortality: The Role of Effective Water and Sewerage Infrastructure, 1880–1920. *J. Polit. Econ.* 127, 586–638. <https://doi.org/10.1086/700766>
- Anderson, D.M., Charles, K.K., Rees, D.I., 2018. Public Health Efforts and the Decline in Urban Mortality (IZA Discussion Paper No. 11773). Institute of Labor Economics (IZA).
- Anderson, D.M., Rees, D.I., Wang, T., 2020. The phenomenon of summer diarrhea and its waning, 1910–1930. *Explor. Econ. Hist.* 78, 101341. <https://doi.org/10.1016/j.eeh.2020.101341>
- Barker, J., Bloomfield, S.F., 2000. Survival of Salmonella in bathrooms and toilets in domestic homes following salmonellosis. *J. Appl. Microbiol.* 89, 137–144. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2000.01091.x>
- Barles, S., 2005. L'invention des déchets urbains, France, 1790-1970. Champ vallon, Seyssel (Ain).
- Chapman, J., 2019. The contribution of infrastructure investment to Britain's urban mortality decline, 1861–1900. *Econ. Hist. Rev.* 72, 233–259. <https://doi.org/10.1111/ehr.12699>
- Cutler, D.M., Miller, G., 2005. The Role of Public Health Improvements in Health Advances: The Twentieth-Century United States. *Demography* 42, 1–22. <https://doi.org/10.1353/dem.2005.0002>
- GBD 2019, Diseases and Injuries Collaborators (For the list of Collaborators see, *Viewpoint Lancet* 2020;396: 1135–59), 2020. Global burden of 369 diseases and injuries in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. *The Lancet* 396, 1204–1222. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(20\)30925-9](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)30925-9)
- Kesztenbaum, L., Rosenthal, J.-L., 2017. Sewers' diffusion and the decline of mortality: The case of Paris, 1880–1914. *J. Urban Econ., Urbanization in Developing Countries: Past and Present* 98, 174–186. <https://doi.org/10.1016/j.jue.2016.03.001>
- Knowlton, S.D., Boles, C.L., Perencevich, E.N., Diekema, D.J., Nonnenmann, M.W., CDC Epicenters Program, 2018. Bioaerosol concentrations generated from toilet flushing in a hospital-based patient care setting. *Antimicrob. Resist. Infect. Control* 7, 16. <https://doi.org/10.1186/s13756-018-0301-9>
- Mackenbach, J.P., 2007. Sanitation: pragmatism works. *BMJ* 334, s17–s17. <https://doi.org/10.1136/bmj.39044.508646.94>
- Reynolds, J.H., Barrett, M.H., 2003. A Review of the Effects of Sewer Leakage on Groundwater Quality. *Water Environ. J.* 17, 34–39. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2003.tb00428.x>
- Ritchie, H., Roser, M., 2021. Clean Water and Sanitation [WWW Document]. OurWorldInData.org. URL <https://ourworldindata.org/sanitation> (accessed 4.25.22).
- Schoenen, D., 2002. Role of disinfection in suppressing the spread of pathogens with drinking water: possibilities and limitations. *Water Res.* 36, 3874–3888. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00076-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00076-3)
- Stenström, T.A., 2013. Hygiene, a major challenge for source separation and decentralization, in: *Source Separation and Decentralization for Wastewater Management*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780401072>
- Van Cauteren, D., De Valk, H., Vaux, S., Le Strat, Y., Vaillant, V., 2012. Burden of acute gastroenteritis and healthcare-seeking behaviour in France: a population-based study. *Epidemiol. Infect.* 140, 697–705. <https://doi.org/10.1017/S0950268811000999>
- Yang, K., Li, L., Wang, Y., Xue, S., Han, Y., Liu, J., 2019. Airborne bacteria in a wastewater treatment plant: Emission characterization, source analysis and health risk assessment. *Water Res.* 149, 596–606. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.11.027>

Nouvelles technologies de surveillance pour mieux comprendre la dégradation de la terre et des rivières dans les zones urbaines

GISI M. F. S.*^{1,2,3}, NAVRATIL O.³, CHERQUI F.^{1,2}, COSSART E.³, RUSSELL K.², FLETCHER T.², DA SILVA P.^{1,2,3}, COLADONATO S.³, BOURJAILLAT B.³, MAURER L.³, KRIEG P.³, ANQUEZ B.³, NAMOUR P.⁴

1 Univ. Lyon, INSA Lyon, DEEP, EA7429, 69621 Villeurbanne, France, maria.gisi@insa-lyon.fr

2 The University of Melbourne, SEFS, Burnley, VIC 3121, Australia

3 Univ. Lyon, CNRS UMR 5600 Environnement Ville et Société, Lyon, France

4 Unité de recherche RiverLy INRAE Lyon-Grenoble Auvergne-Rhône-Alpes, CS 20244, 69625 Villeurbanne Cedex

* auteur correspondant

Résumé court : Cette thèse en collaboration franco-australienne vise à explorer les interactions entre l'humain et les rivières en zones urbaines, en mettant l'accent sur les problèmes majeurs de l'érosion des sols et du transfert des sédiments dans les rivières. L'objectif est d'améliorer les connaissances sur le terrain spécifique du bassin de l'Yzeron, mais également de bénéficier des avancées technologiques pour développer des systèmes métrologiques novateurs et communiquant. Ce résumé long présente les premières étapes d'évaluation des performances et d'adaptation d'un capteur de turbidité très largement utilisé dans le commerce, mais qui n'a pas été conçu pour la mesure en rivière.

Mots-clés : turbidité, métrologie, bas-coût, transport sédimentaire, péri-urbain.

Introduction

L'urbanisation du monde et le fort taux de développement urbain crée des effets néfastes rapides sur les zones péri-urbaines (Walsh et al., 2005). Ce projet vise à explorer les interactions entre les rivières et les humains dans le bassin versant de l'Yzeron, dans la zone péri-urbaine à l'ouest de Lyon. Il se concentre sur les enjeux du transfert et déposition de sédiment. L'exploitation terrestre humaine est l'une des causes majeures de l'érosion des sols. Dans les zones péri-urbaines, cette dégradation se présente plus rapidement que dans les autres environnements. Jusqu'à ce jour, les études sur les cascades de sédiment dans les zones urbaines et péri-urbaines ont été contraintes par des systèmes de surveillances coûteux et chronophages. Cela limite notre compréhension de la diversité spatiale et temporelle de l'érosion ainsi que les processus de transports sédimentaires (Russel et al., 2017). La turbidité est un paramètre clé dans l'analyse de la qualité de l'eau, permettant d'indiquer le niveau de matières solides en suspension dans un système aquatique. Cependant, le coût de la collecte des données fait obstacle à la résolution de mesures spatiales et temporelles de turbidité. Ces dernières années ont marqué l'évolution des pratiques de surveillances et les avancées technologiques soutiennent ce développement en offrant des solutions à bas-coût tel que la miniaturisation, l'accès aux données en temps réel, la modularité, l'accès à l'IoT (Internet of Things) et la possibilité de programmer avec des logiciels open-source. Tandis que ces avantages sont tous utiles, il faut les choisir en fonction de son objectif de recherche pour obtenir des données fiables et valides compatibles avec l'hypothèse. Ce rapport de recherche se focalise sur l'adaptation de capteurs à bas-coût pour la surveillance du sédiment dans les rivières. Avec l'aide des nouvelles technologies bas-coûts, les fluctuations rapides dans la turbidité de l'eau peuvent être monitorées en temps réel par les intervenants. Ce concept est présenté dans la Figure 1.

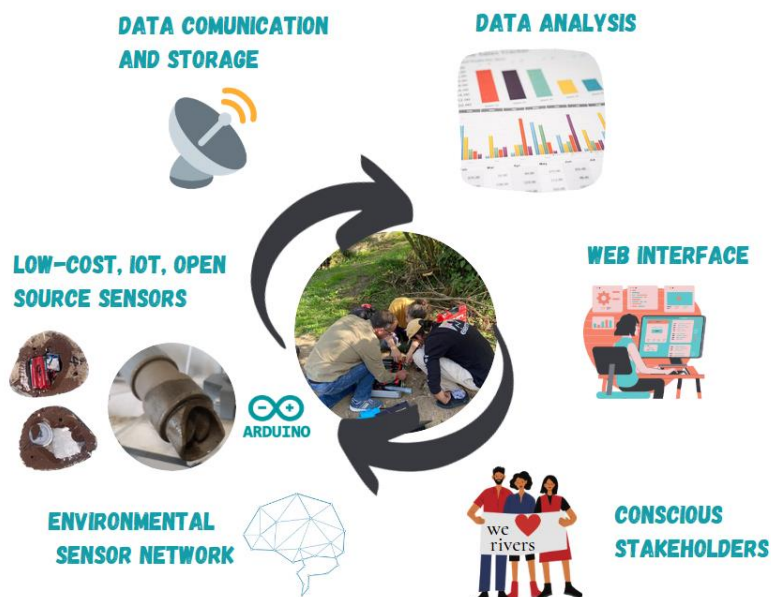


Figure 1. La chaîne de surveillance : l'élaboration de systèmes de surveillance jusqu'à l'utilisation de données.

La multiplication de technologies bas-coûts représente une opportunité pour créer de nouvelles approches de surveillance personnalisées qui, par exemple, utilisent plus de données ou qui donnent accès aux données en temps réel. La réalisation de ce projet dépend de l'investigation de nouveau challenge et d'imaginer de nouvelles solutions. Les capteurs déployés doivent être assez robustes pour résister à des conditions climatiques extrêmes sans compromettre l'acquisition des données. Un autre défi est la résolution spatiale des données, qui est actuellement contraint par le coût des capteurs, entre 5 000 et 10 000 €. Ce processus a comme challenge d'optimiser les nouvelles technologies plutôt que de remplacer les étapes des anciens systèmes de surveillance. Le but est de créer une plus grande chaîne de surveillance dans laquelle les intervenants ont un accès facile et constant aux informations et alertes.

Cette thèse s'appuiera sur cette nouvelle technologie pour étudier les dynamiques du transport sédimentaire à l'intérieur du bassin périurbain de l'Yzeron. Étant donné que les bassins versants périurbains présentent un degré élevé de changements dans l'utilisation des terres. L'utilisation d'une technologie à faible coût permettra un plus grand suivi du bassin versant, en ayant une acquisition en temps réel. Avec ce type de capteurs, non seulement la résolution temporelle augmentera, mais aussi la résolution spatiale, permettant à plusieurs capteurs d'être installés dans le même cours d'eau, de sorte que plusieurs dynamiques sédimentaires (longitudinal, transversal, dépendant de la profondeur) peuvent être analysées.

Site étudié

Le bassin versant de l'Yzeron est une zone d'une superficie de 150km² comprenant la rivière de l'Yzeron et plusieurs tributaires. Le régime du bassin est pluviométrique et son débit maximal est observé en printemps et en automne. Une urbanisation rapide des terres a été remarquée dès les années quatre-vingt. Le bassin est caractérisé d'une prairie, des collines recouvertes de forêt et d'une zone rurale avec des petits coins urbanisés. En aval, la terre est fortement urbanisée à cause de sa proximité avec la ville de Lyon. De plus en plus de zones urbanisées ce forme dans les anciens villages près des routes principales (Braud et al., 2013). À cause des zones urbaines avoisinantes, les eaux pluviales s'écoulent principalement dans les tributaires de la rivière. Par conséquent, l'eau est pleine de sédiments et polluants, et cela, cause des problèmes de qualité de l'eau, particulièrement pendant la saison des crues lorsque l'eau polluée des zones urbaines entre dans le bassin (Lafont et al. 2006). La surveillance à long terme du bassin est effectuée par l'OTHU et l'INRAE.



Figure 2. Représentation du bassin versant de l'Yzeron

Résultats sur la turbidité

Le premier capteur créé pour ce projet est une station de mesure de turbidité autonome, transmettant des données en temps réel. Le système est construit avec Arduino® et le capteur SEN0189 (DFRobot, 2022) qui est originalement conçu pour les machines à laver. À notre connaissance, ce capteur est le seul capteur à bas-coût disponible sur le marché. Le capteur consiste d'un circuit imprimé protégé par un bouchon en plastique transparent avec deux LEDs face à face d'une distance d'1 cm émettant dans l'infrarouge. La turbidité est mesurée par la photodiode réceptrice en fonction du niveau d'atténuation du rayonnement infrarouge produit par l'émetteur. Ce principe a déjà été appliqué dans les travaux de plusieurs auteurs (Rymszewicz et al., 2017; Parra et al., 2018). Avant de déployer ces capteurs bas-coûts sur le terrain, il faut considérer les effets des diverses problématiques présentés dans le Tableau 1.

Tableau 1. Problèmes relatifs au déploiement de turbidimètres bas-coût

Problème	Description	Identification	Solutions potentielles
Interférence du bruit d'origine solaire	La lumière solaire est captée par la LED récepteur, résultant en une surestimation de données.	Mesures sous différentes conditions expérimentales (au soleil, à l'ombre, dans l'obscurité).	<ul style="list-style-type: none"> • Utiliser une LED avec une sensibilité réduite • Développer un revêtement qui protège le capteur du soleil • Mesurer l'influence du soleil LED émettrice éteinte
Encrassement	Les rayons de lumière sont obstrués par l'accumulation de terre, algues, et : ou calcaires.	<ul style="list-style-type: none"> • Déterminer la tendance de variation des mesures • Mesurer avant et après le nettoyage de la sonde 	<ul style="list-style-type: none"> • Développer un système de nettoyage (acide, ultrasonique, mécanique) • Adopter un système d'alerte quand la tendance de variation est remarquable
Précision	La précision de la mesure de turbidité dépend de la précision de la mesure de tension	La précision de la tension mesurée par le système Arduino est trop faible.	Utiliser un composant spécifique pour les mesures de tension : ADS1115
Calibrage	Sans calibration du capteur, les données acquises ne sont pas fiables.	La calibration est nécessaire avant de déployer les capteurs.	Concevoir des procédures de calibrage rapides.

Les expériences préliminaires effectuées dans un environnement contrôlé au sein du laboratoire ont donné des résultats prometteurs, comparables à ceux des capteurs commerciaux. L'étape suivante est de mettre en place

les solutions du Tableau 1. Pour contrebalancer l'influence des rayons solaires, des LEDs équipés d'un filtre à lumière ambiante ont été utilisés. Avec ce changement, l'influence des rayons du soleil diminue d'environ 60%. Les expériences montrent qu'il est possible de compenser les changements de température tout en obtenant des résultats comparables aux capteurs de référence. Les capteurs à bas-coût semblent obtenir des résultats très précis pour des concentrations supérieures à 2g/L de sédiments dans l'eau.

Pour connaître et annuler l'effet de la lumière du soleil dans les données mesurées, une procédure simple a été mise en place lors de la mesure de la turbidité. Deux mesures sont effectuées, une avec la LED émettrice allumée et l'autre avec cette dernière éteinte afin de connaître l'influence du rayonnement solaire. La valeur finale est obtenue en soustrayant ces deux mesures pour s'affranchir du bruit solaire. Cette méthode simple a permis d'augmenter la précision sur la valeur mesurée de la turbidité. La Figure 3 montre un graphique de la mesure de la turbidité d'une solution avec les mesures effectuées avec la LED allumée, la LED éteinte et leur soustraction, qui est considérée comme la vraie valeur de la turbidité. Dans le graphique, on peut voir que la lumière ambiante a une part significative dans le résultat final.

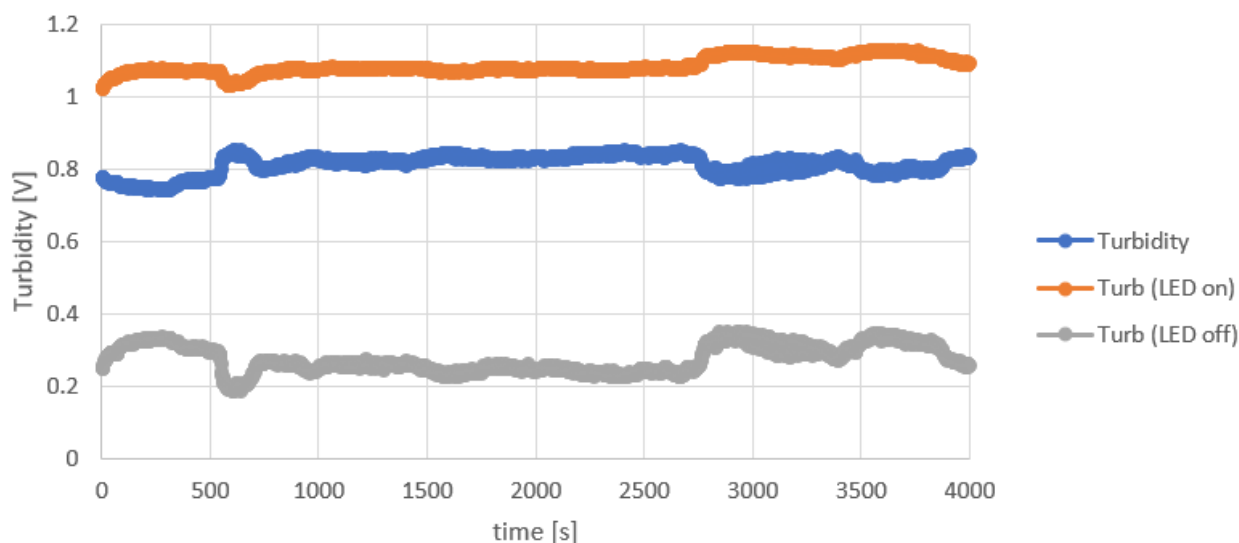


Figure 3. Turbidité [V] dans une solution mesurée avec la LED émettrice allumée, la LED émettrice éteinte et la valeur résultante.

Conclusions

Les résultats préliminaires encouragent la recherche pour résoudre les problèmes d'interférences avec le rayonnement solaire et de la température. Une fois ces difficultés résolues, le problème d'encrassement sera sûrement la cause principale de surestimation de turbidité. Il faudra examiner les systèmes de nettoyage pour réduire les interventions d'entretien afin de réduire les coûts autant que possible. Malgré ces obstacles, le SEN0189 a prouvé sa pertinence aux mesures de turbidité dans les systèmes hydrologiques de par son coût et sa facilité de prise en main et d'utilisation. L'approche problème-solution suivie dans cette thèse peut être une inspiration pour d'autres chercheurs qui feront face à la même situation.

Références

- Braud, I., Breil, P., Thollet, F., Lagouy, M., Branger, F., Jacqueminet, C., Michel, K. (2013). Evidence of the impact of urbanization on the hydrological regime of a medium-sized periurban catchment in France. *Journal of hydrology*, 485, 5-23.
- DFRobot (2022) https://wiki.dfrobot.com/Turbidity_sensor_SKU__SEN0189 (last access 08.03.2022) .
- Lafont, M., Vivier, A., Nogueira, S., Namour, P., & Breil, P. (2006). Surface and hyporheic oligochaete assemblages in a French suburban stream. In *Aquatic Oligochaete Biology IX* (pp. 183-193). Springer, Dordrecht.

- Navratil O., Esteves M., Legout C., Gratiot N., Nemery J., Willmore S., Grangeon T. (2011). Global uncertainty analysis of suspended sediment monitoring using turbidimeter in a small mountainous river catchment, *Journal of Hydrology*. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.12.025. 398, 246–259.
- Parra, L., Rocher, J., Escrivá, J., & Lloret, J. (2018). Design and development of low-cost smart turbidity sensor for water quality monitoring in fish farms. *Aquacultural Engineering*, 81, 10-18.
- Russell K.L, Vietz G.J., Fletcher T.D. (2017) Global sediment yields from urban and urbanizing watersheds. *Earth-Sci. Rev.* 168, 73-80.
- Rymszewicz, A, O'sullivan, JJ, Bruen, M, Turner, JN, Lawler, DM, Conroy, E, & Kelly-Quinn, M (2017). Measurement differences between turbidity instruments, and their implications for suspended sediment concentration and load calculations: A sensor inter-comparison study. *Journal of Environmental Management*, 199, 99-108.
- Sampedro, Ó, & Salgueiro, JR (2015). Turbidimeter and RGB sensor for remote measurements in an aquatic medium. *Measurement*, 68, 128-134
- Walsh, C. J., Fletcher, T. D., & Ladson, A. R. (2005). Stream restoration in urban catchments through redesigning stormwater systems: looking to the catchment to save the stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 690-705.
- Zhu, Y, Cao, P, Liu, S, Zheng, Y, & Huang, C (2020). Development of a new method for turbidity measurement using two NIR digital cameras. *Acs Omega*, 5, 5421-5428.

Prévision des flux d'entrée des stations de traitement des eaux usées utilisant des techniques d'apprentissage automatique

Murati E.^{1*}, Dembele A.², Denoeux T.³

1 Université de technologie de Compiègne, Suez Smart Solutions, erisa.murati@suez.com.

2 Suez Smart Solutions, abel.dembele@suez.com.

3 Université de technologie de Compiègne, thierry.denoeux@hds.utc.fr.

Résumé court : La connaissance préalable des flux d'entrée des stations de traitement des eaux usées (STEU) est un défi important pour les opérateurs de ces systèmes. Être en mesure de prédire ces entrées aidera à optimiser le fonctionnement des stations par une meilleure planification des opérations avec à la clef des économies à la fois financières, patrimoniales et environnementales. Dans cette étude, un modèle de prévision à court et moyen termes des flux d'entrée des STEU est proposé en s'appuyant sur des techniques d'apprentissage automatique. Le cas d'étude présenté concerne une variable quantitative (le débit) et une variable qualitative (la turbidité). Les résultats préliminaires de la phase de test, avec un coefficient de détermination égal à 0.69 pour le débit et 0.57 pour la turbidité, ainsi qu'une valeur normalisée de l'erreur quadratique moyen d'environ 0.19, sont encourageants.

Mots-clés : stations de traitement des eaux usées ; flux d'entrée ; débit ; turbidité ; apprentissage automatique.

Introduction

Les stations de traitement des eaux usées (STEU) sont des systèmes complexes dont l'exploitation requiert une compétence multidisciplinaire : physique, chimie, biologie et informatique industrielle (Seow et al., 2016). Actuellement le pilotage de ces systèmes s'effectue en mode manuel, automatique ou mixte. En mode manuel, un opérateur humain contrôle le fonctionnement de la station suivant son expérience et parfois selon des règles du métier préalablement éditées par un expert. En mode automatique, le contrôle de la station est assuré par un automate fonctionnant sur la base d'algorithmes simples, le plus souvent linéaires (par exemple, un régulateur PID – proportionnel, intégral, dérivé). Le mode mixte correspond à une combinaison des deux précédents. Ces modes de fonctionnement présentent plusieurs inconvénients. Du fait de leur caractère réactif il n'y a pas d'anticipation des entrées, qui peut entraîner : i) un surdosage ou sous-dosage des réactifs, ii) un fonctionnement non optimal des pompes et iii) des changements saccadés de l'état des équipements. Il en résulte des pertes financières, patrimoniales et environnementales (Torregrossa et al., 2018). En outre, l'évolution du système n'est pas toujours linéaire, comme supposé par la logique de certains PID. Par conséquent, un contrôle optimal de ces stations passe nécessairement par une meilleure prévision des flux d'entrée offrant une possibilité d'anticipation.

Le travail présenté dans ce résumé se concentre essentiellement sur la prévision des flux d'entrée des STEU et s'inscrit dans le cadre d'une thèse CIFRE (N°2020/1417) qui a débuté en juin 2021. Cette thèse porte sur l'optimisation des STEU par application des techniques d'apprentissage automatique. Dans ce cadre nous nous intéresserons à la plupart des procédés habituellement mis en œuvre dans ces stations : filtration, décantation, aération, etc.

Données et méthodes

Les données utilisées pour le développement des modèles de prévision des flux d'entrée proviennent d'une station de traitement des eaux usées située dans le sud-ouest de la France. Pour des raisons de confidentialité, le nom et la localisation exacte de cette station ne sont pas précisés. Toutefois, il s'agit d'une STEU traitant les eaux provenant principalement d'une agglomération urbaine. La capacité nominale de la station est de 950 000 EH (équivalents-habitants). Le système de collecte est de type majoritairement séparatif eaux usées avec une petite composante unitaire.

Le jeu de données utilisé couvre une période d'environ sept mois, de fin août 2021 à fin mars 2022, avec des valeurs enregistrées toutes les cinq minutes. Cela représente une volumétrie d'un peu plus de 120 000 observations pour les débit et turbidité. Des variables extérieures ont également été considérées : il s'agit de paramètres météorologiques (pluviométrie et température) et des informations calendaires (vacances, jours fériés). Les données météorologiques ont été collectées sous forme libre (données en libre accès) sur le site de Météo-France. Dans les entrées du modèle, les informations portant sur le type de jour et l'heure de la journée ont également été explicitement prises en compte. La Figure 1 récapitule la structure générale du modèle, avec les entrées obligatoires (par défaut) et optionnelles.

Pour les modèles de débit et turbidité, la liste des entrées utilisées inclut : l'historique de la variable respective (débit ou turbidité) ; l'historique et les prévisions des données météo ; les informations calendaires ; le type de jour et l'heure de la journée.

Avant l'entraînement des modèles, une phase de prétraitement des données a été appliquée. Celle-ci inclut la détection des données aberrantes, le remplacement des données manquantes ou invalides et le rééchantillonnage des données météorologiques n'ayant pas le même pas de temps que les variables d'intérêt (débit et turbidité).

L'approche utilisée dans cette étude est celle de l'apprentissage supervisé. Trois modèles ont été testés : un réseau de neurones (RN) composé de trois couches totalement connectées ; le modèle des forêts aléatoires (FA), basé sur la combinaison d'arbres de régressions ajustés sur des échantillons de bootstrap, et la régression linéaire multiple (RL).

La qualité des modèles, aussi bien lors de la phase d'entraînement que les phases de test et de validation, a été mesurée à partir des critères dont la valeur normalisée de la racine de l'erreur quadratique moyenne (NRMSE) et le coefficient de détermination (R^2).

Les algorithmes ont été évalués et celui avec les meilleures précisions est retenu. Les données des 15 derniers jours de l'échantillon ont été utilisées pour tester le modèle lorsque le reste sert pour l'entraînement et la validation. En complément du choix des algorithmes testés, le choix du nombre N de jours historiques à considérer ainsi que la durée M de l'horizon de la prévision ont été évalués.

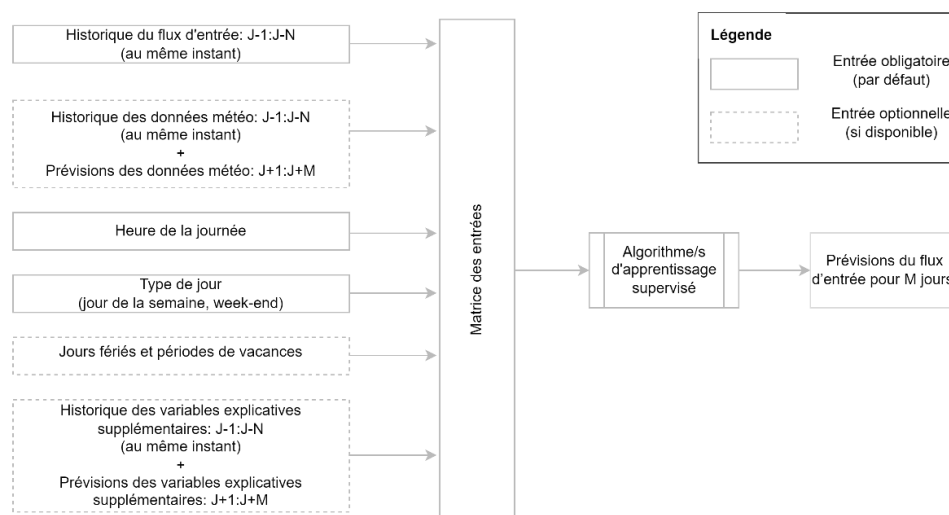


Figure 1: Structure générale du modèle.

Résultats et discussion

Les résultats de l'évaluation du réseau de neurones pour le débit d'entrée de la station et pour des valeurs de $N = \{3, 5, 7, 10, 12, 20\}$ et $M = \{1, 3, 5\}$ sont illustrés sur la Figure 2. Il apparaît que les meilleures performances sont observées avec la configuration du modèle consistant à prendre 10 jours de données historiques pour l'entraînement, pour un horizon de prévision d'une journée. Des résultats de forme

comparable sont obtenus avec les autres algorithmes (FA et RL) ainsi que pour la turbidité, pour laquelle les valeurs optimales de N et M valent respectivement 7 et 1.

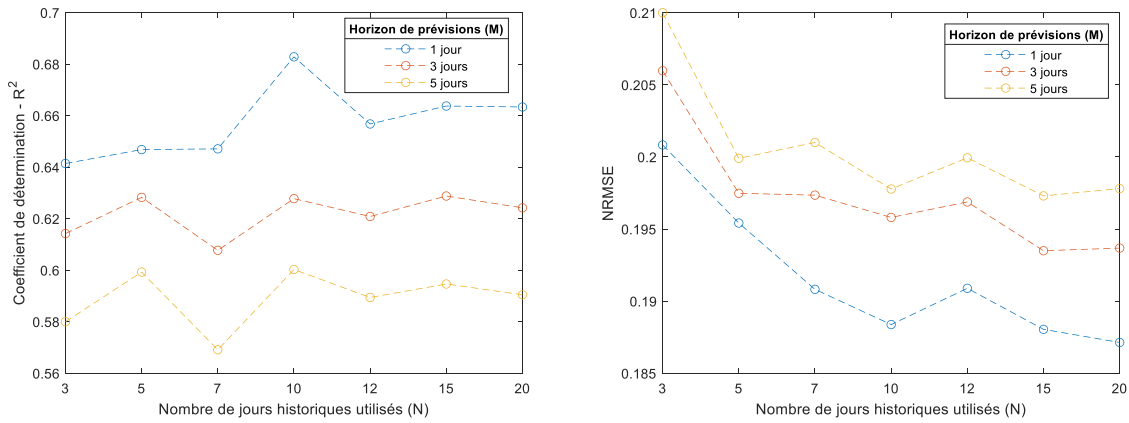


Figure 2: Coefficient de détermination (R^2) et NRMSE en fonction de N et M pour le débit (RN).

Les résultats des meilleures configurations des modèles, sur la base des observations de 15 jours de test, pour le débit et la turbidité sont illustrés sur les Figure 3 et Figure 4.

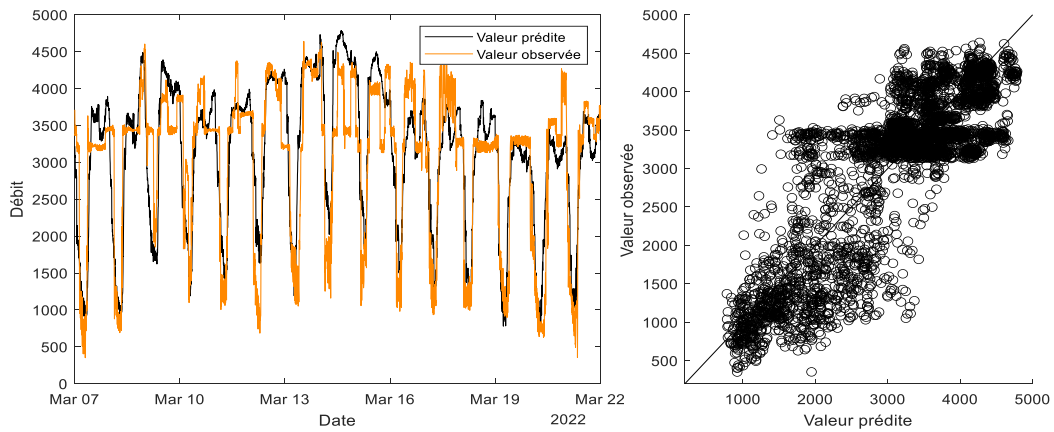


Figure 3: Prévisions du débit pour la période de test.

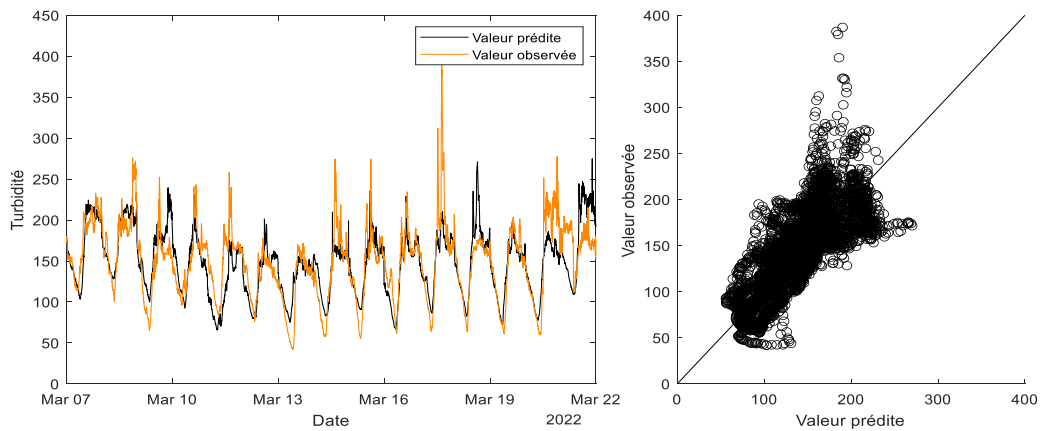


Figure 4: Prévisions de la turbidité pour la période de test.

Pour le débit comme pour la turbidité, les modèles reproduisent bien les tendances observées. Les écarts entre observations et prévisions peuvent être considérés comme compatibles avec les besoins de l'application. On note également que les valeurs prédites sont globalement plus lissées que les observations. Une piste d'amélioration consistera à estimer le niveau de bruit dans les observations avec un algorithme de filtrage et de fournir aux algorithmes d'apprentissage des données lissées et non les données brutes.

Une synthèse des meilleurs modèles est donnée dans le Tableau 1.

Tableau 1: Performances des meilleurs modèles.

Modèle	R ²	NRMSE
Meilleur modèle de prévision de débit (RN, N=10, M=1)	0.689	0.188
Meilleur modèle de prévision de la turbidité (RN, N=7, M=1)	0.568	0.198

Conclusion

Dans ce résumé, des techniques d'intelligence artificielle (apprentissage automatique) ont été appliquées pour entraîner des modèles de prévision du débit et de la turbidité à l'entrée des stations de traitement des eaux usées. L'approche utilisée est celle de l'apprentissage supervisé. Les modèles prennent en compte l'historique, le type de jour, l'heure, des paramètres météorologiques ainsi que les informations calendaires. Les meilleures configurations obtenues correspondent à un entraînement des modèles avec les données des sept (turbidité) à dix (débit) derniers jours, pour une prévision des 24 prochaines heures. Les meilleurs modèles retenus sont des réseaux de neurones multi-couches. Avec des valeurs du coefficient de détermination variant de 0.57 (turbidité) à 0.69 (débit) et un NMSE environ égal à 19% , leurs performances peuvent être considérées comme satisfaisantes. Toutefois, des études sont en cours dans le but d'améliorer la performance des modèles en intégrant d'autres variables potentiellement explicatives. En parallèle, des tests de généralisation de l'approche en l'appliquant à d'autres sites et à d'autres paramètres d'entrée sont en cours.

Un autre aspect important concerne l'évaluation des incertitudes. Pour ce faire, nous travaillons sur plusieurs approches basées sur la théorie de la prédiction conformelle (Stankeviciute et al., 2021)(Shafer et Vovk, 2007) ou sur la théorie des fonctions de croyance (Denoeux et al. 2019).

Références

- Breiman L. Random Forests. *Machine Learning* 45, pp. 5–32, 2001.
- Denoeux T., Dubois D., and Prade H. Representations of Uncertainty in Artificial Intelligence: Beyond Probability and Possibility. In P. Marquis, O. Papini and H. Prade (Eds), "A Guided Tour of Artificial Intelligence Research", Volume 1, Chapter 4, Springer Verlag, pages 119-150, 2020.
- Goodfellow I., Bengio Y., and Courville A., Deep Learning. MIT Press, 2016.
- Météo-France [Online]. Available: <https://donneespubliques.meteofrance.fr/>.
- Seow T. W., Chi Kim Lim C-K., Norb M. H. D., Mubarak M. F. M., Lam C-Y., Yahya A., Ibrahim Z. (2016). Review on Wastewater Treatment Technologies, *International Journal of Applied Environmental Sciences*, 11(1), 111-126.
- Shafer G. and Vovk V., A tutorial on conformal prediction, *CoRR*, vol. abs/0706.3188, 2007, [Online]. Available: <http://arxiv.org/abs/0706.3188>.
- Stankeviciute K., Alaa A. M., and van der Schaar M., Conformal Time-series Forecasting, in *Advances in Neural Information Processing Systems*, 2021, vol. 34, pp. 6216–6228. [Online]. Available: <https://proceedings.neurips.cc/paper/2021/file/312f1ba2a72318edaaa995a67835fad5-Paper.pdf>.
- Torregrossa D., Leopold U., Hernández-Sancho F., and Hansen J., Machine learning for energy cost modelling in wastewater treatment plants, *Journal of Environmental Management*, vol. 223, pp. 1061–1067, 2018, doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.092>.

Utilisation de l'intelligence artificielle pour la détection d'anomalies dans les mesures de turbidité

Zidaoui I. ^{1*}, Vazquez J. ², Dufresne M. ¹, Wemmert C. ³, Joannis C. ⁴, Isel S. ¹, Wertel J. ¹

1 [imane.zidaoui, matthieu.dufresne, sandra.isel, jonathan.wertel}@3deau.fr](mailto:{imane.zidaoui, matthieu.dufresne, sandra.isel, jonathan.wertel}@3deau.fr)

2 jose.vazquez@engees.eu

3 wemmert@unistra.fr

4 claude.joannis@wanadoo.fr

* auteur correspondant

Résumé court : Pour lutter contre la pollution des masses d'eaux, la réglementation française impose la mesure et la régulation des rejets d'eaux usées dans l'environnement. Cependant, malgré les progrès dans le domaine des systèmes d'acquisition de données, les capteurs, tout particulièrement les sondes de turbidité, sont sujets à des dysfonctionnements (dérive, saturation, données manquantes, ...), qui peuvent fausser l'évaluation du flux de pollution. Il est donc essentiel d'identifier les potentielles anomalies avant toute utilisation. L'objectif de ce travail de thèse est d'utiliser des outils d'intelligence artificielle pour automatiser la validation et statuer sur la plus-value de cette approche par rapport à une validation « métier » effectuée par un opérateur. Pour cela, nous comparons quatre algorithmes de détection d'anomalies de l'état de l'art sur des données de turbidité. Nous concluons que la plupart d'entre eux ne sont pas adaptés à la nature des données étudiées qui sont hétérogènes et bruitées. Seul l'algorithme *matrix profile* permet d'obtenir des résultats prometteurs avec une majorité d'anomalies détectées et un nombre de faux positifs relativement limités.

Mots-clés : Assainissement, pollution, analyse de données, intelligence artificielle, anomalie.

Introduction

Aujourd'hui, la lutte contre la pollution des milieux aquatiques en France passe par la régulation et le contrôle des rejets d'eaux usées, via la notion de conformité des systèmes d'assainissement par temps de pluie (Arrêté du 21 juillet 2015). En plus d'une obligation de moyens (mesurer les débits rejetés), les collectivités sont soumises à une obligation de résultats correspondant à l'un des trois critères suivants :

- Les rejets par temps de pluie représentent moins de 5% des volumes d'eaux usées produits par l'agglomération au cours de l'année,
- Les rejets de temps de pluie représentent moins de 5% des flux de pollution produits par l'agglomération au cours de l'année,
- Moins de 20 jours de déversement annuellement sur chaque déversoir d'orage soumis à l'autosurveillance.

Ces obligations conduisent les exploitants à équiper les réseaux avec des capteurs de mesure (sondes de hauteur, capteurs de vitesse, turbidimètres, conductimètres, ...). La validation des données recueillies devient donc un enjeu particulièrement critique, surtout si ces données sont utilisées pour évaluer le critère de conformité du système. Bien que de nombreuses techniques aient été développées pour enregistrer les données, les méthodes permettant de juger de leur fiabilité sont encore limitées.

La nature chargée et agressive des eaux d'assainissement conduit à des problèmes d'incohérence ou de perte de données, ce qui rend une partie des données invalides. Il est donc nécessaire de prendre des mesures pour vérifier la représentativité des données, c'est-à-dire établir un processus consistant à juger si les observations sont correctement enregistrées ou pas. C'est ce qu'on appelle la détection des anomalies.

Aujourd'hui, il existe deux types de validation :

- La "validation triviale", effectuée directement par le capteur ou par la supervision, et qui consiste à supprimer les valeurs anormales (par exemple en cas de saturation de la sonde) : cette validation est automatisée ; elle reste cependant superficielle.
- La "validation métier" qui dépend du type des données étudiées. Elle consiste à analyser les données au vu de leur historique et les autres données disponibles (pluie, débit, redondance...). Pour des données de

hauteur / débit, une modélisation numérique du réseau en prenant en compte ses conditions de fonctionnement permet de vérifier les mesures enregistrées par les capteurs. Dans le cas des données de qualité, cette validation est effectuée par un opérateur ; elle demande beaucoup de temps et présente une certaine subjectivité.

L'objectif de la thèse est de déterminer si l'intelligence artificielle peut apporter l'expertise de la validation métier et la rapidité de la validation triviale pour la validation des mesures en continue, notamment pour des données de qualité.

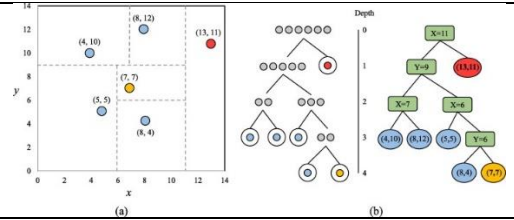
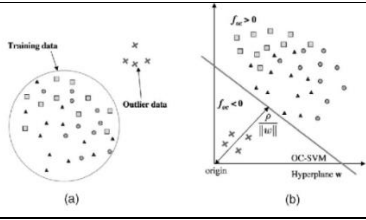
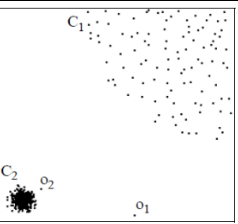
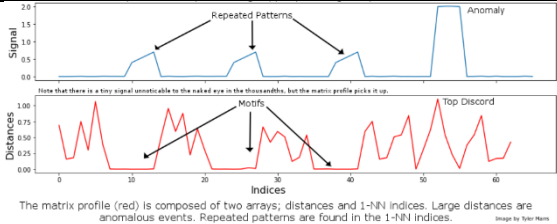
Pour cela, les deux approches suivantes seront déployées :

- Utiliser des approches d'apprentissage automatique (Machine Learning) non supervisées pour la validation des données,
- Déployer des techniques d'apprentissage profond (Deep Learning) pour l'analyse des séries temporelles et la reconstruction des données manquantes.

Matériel et méthodes

La détection d'anomalies dans les séries temporelles est largement étudiée dans la communauté scientifique. Le but de notre étude est donc d'évaluer les approches de l'état de l'art et de délimiter leurs faiblesses et leurs forces à valider des mesures en continue réalisées dans les eaux usées. Le travail de thèse a pour le moment porté sur les approches d'apprentissage automatique existantes dans la littérature. Ces algorithmes peuvent être classés en trois catégories : supervisé, non supervisé et apprentissage par renforcement. Ce dernier est utilisé pour résoudre le problème de la maximisation du gain, ce qui n'est pas le cas dans notre étude. Par conséquent, le choix est limité entre les approches supervisées et non supervisées. Les premières nécessitent des données étiquetées pour l'apprentissage. L'étiquetage consiste à avoir une référence qui précise qui la donnée est validée ou pas. Dans le domaine des eaux usées, il est coûteux de disposer de telles étiquettes. Par conséquent, les approches utilisées sont toutes non supervisées, ce qui signifie que l'algorithme est capable de déduire lui-même une fonction pour décrire les structures internes à partir de données non classées. Quatre algorithmes classiques qui ont les résultats les plus prometteurs pour la détection des anomalies dans d'autres domaines, ont été choisis et appliqués aux séries temporelles issues des capteurs de qualité des eaux usées.

Tableau 1. Synthèse des différents modèles évalués avec leurs hypothèses et schémas synthétiques

<p>Isolation Forest : part du principe que les anomalies sont "peu nombreuses et différentes" et qu'il est donc "plus facile" de les isoler que les points normaux (Xiao <i>et. al</i>, 2018).</p>	<p>One Class SVM : repose sur l'hypothèse que toutes les données d'apprentissage se trouvent dans la première classe et les anomalies forment la deuxième classe (Zhang <i>et. al</i>, 2008).</p>
	
<p>Local Outlier Factor : s'intéresse aux anomalies locales en comparant la densité locale de d'un point donné avec celles de son voisinage (Campos <i>et. al</i>, 2016).</p>	<p>Matrix Profile : se base sur le fait qu'une sous-séquence est plus susceptible d'être anormale si elle ne ressemble à aucune autre sous-séquence de la même série temporelle (Yeh <i>et. al</i>, 2016).</p>
	

Résultats et discussion

Dans le cadre d'autosurveillance des eaux usées, les expériences sont menées en utilisant la chronique de la turbidité comme donnée d'entrée (situation unidimensionnelle). Un ensemble de modèles utilisant les algorithmes présentés ci-dessus a été entraîné en faisant varier les hyperparamètres de chacun. L'objectif est de trouver le modèle le plus performant pour les données de qualité de l'eau.

Les performances des algorithmes d'apprentissage automatique sont évaluées en utilisant des métriques adaptées à la classification des données déséquilibrées (anomalies minoritaires). La matrice de confusion (cf. Tableau 2) compare les résultats de l'algorithme à la référence (cf. Figure 1). Une étiquette positive désigne une anomalie (données invalides). Un vrai positif correspond à une anomalie identifiée à la fois par l'expert et l'algorithme tandis qu'un faux positif correspond à une anomalie identifiée uniquement par l'algorithme ; il s'agit dans ce cas d'une fausse alerte.

Tableau 2. Matrice de confusion

	Référence invalide	Référence valide
Algorithme invalide	(Vrai positif) TP	(Faux positif) FP
Algorithme valide	(Faux négatif) FN	(Vrai négatif) TN

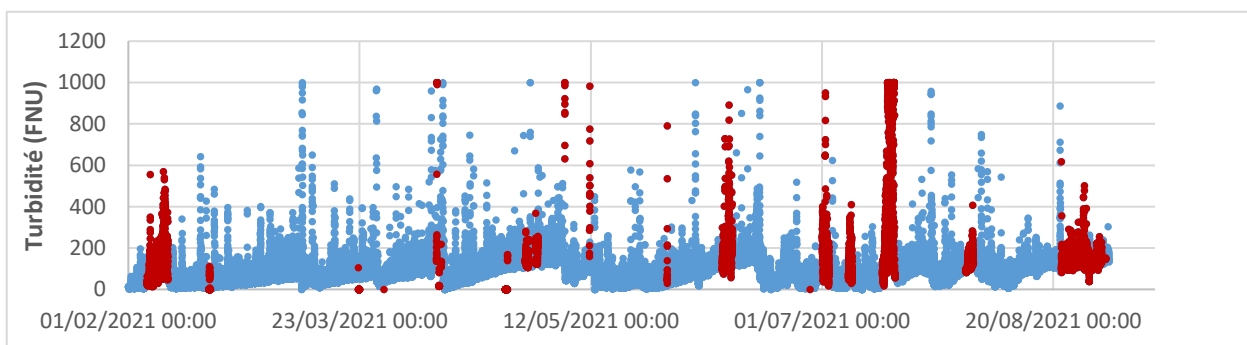


Figure 1. Classification des données selon un expert métier. Les anomalies sont en rouge

Le tableau 3 compare les performances des différents algorithmes de l'état de l'art.

Tableau 3. Performance des différents modèles d'apprentissage automatique

	Précision = $\frac{TP}{TP+FP}$	Rappel = $\frac{TP}{TP+FN}$	F1 score = $\frac{2 \times \text{Précision} \times \text{Rappel}}{\text{Précision} + \text{Rappel}}$	Temps d'exécution
IForest	0.3606	0.3642	0.3624	25 s
Oc-SVM	0.3253	0.8134	0.4648	2 s
LOF	0.2996	0.2641	0.3046	5 s
Matrix Profile	0.730	0.635	0.679	10 s

Le modèle *Matrix Profile* s'avère plus performant que les autres modèles de l'état de l'art : à l'échelle d'un pas de temps de 5 minutes, 73% des anomalies détectées sont des anomalies identifiées par l'expert métier (précision) et 64% des anomalies identifiées par l'expert ont été détectées (rappel) ; à l'échelle de la journée, ces scores passent à respectivement 81% et 71%. Sans être exceptionnels, ces scores supplantent néanmoins les autres algorithmes pour lesquels la nature des données sur la qualité des eaux usées n'est en fait pas adaptée aux approches de détection d'anomalie par classification binaire. En général, la turbidité des eaux usées varie en fonction des conditions météorologiques (temps de pluie et temps sec). Le signal de turbidité en temps sec présente des variations rapides et importantes qui dépendent de la qualité de l'effluent. En temps de pluie, la variation de la turbidité dépend de la nature du bassin versant. Généralement, un pic de turbidité est observé, suivi d'un retour progressif à la normale. Par conséquent, un algorithme de détection d'anomalies classique est capable d'identifier la classe majoritaire, qui dans notre cas est le temps sec, mais toutes les données des événements pluvieux sont identifiées comme des anomalies (cf. Figure 2). Par conséquent, une approche de clustering avec plusieurs classes est plus adaptée dans notre contexte. L'algorithme matrix profile est en quelque sorte similaire à l'approche de la validation par l'expert métier, qui consiste à reconnaître la structure

interne d'une chronique (cf. Figure 3). Les résultats présentés ci-dessous découlent d'un processus d'optimisation de l'algorithme en utilisant des étapes de prétraitement et de formatage des données d'entrée (échantillonnage, lissage, normalisation, ...). L'avantage majeur de ces approches est le temps d'exécution, évalué à quelques secondes alors que la validation d'un agent prend plusieurs heures.

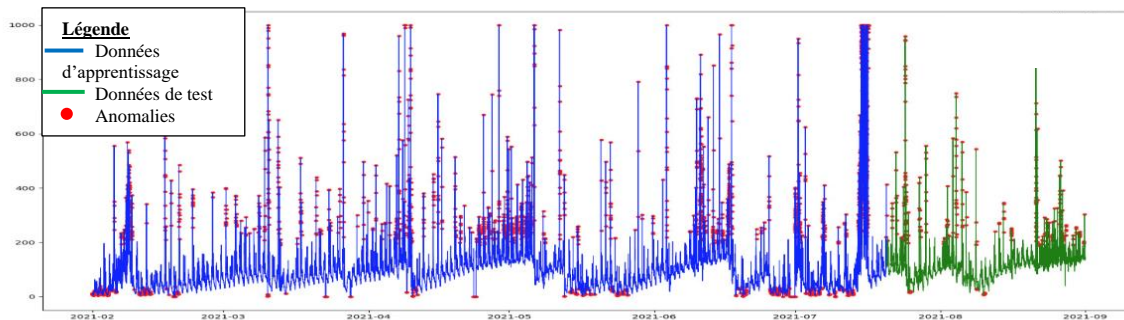


Figure 2. Classification des données selon Oc-SVM

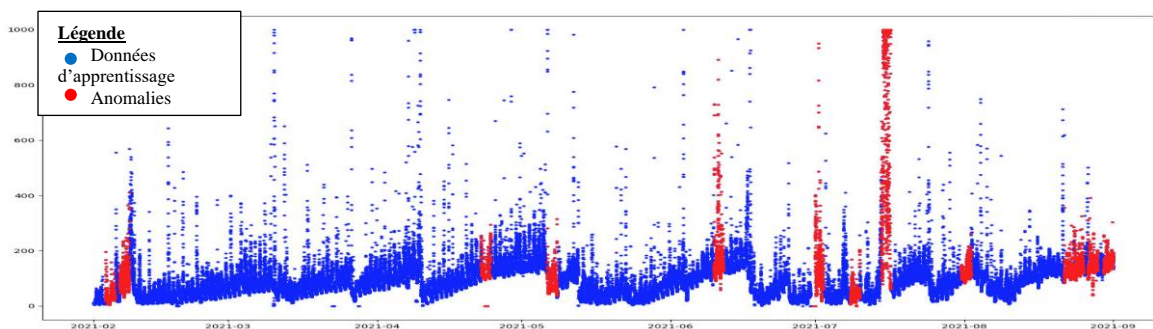


Figure 3. Classification des données selon Matrix Profile

Conclusion

L'objectif de ce travail de thèse est de répondre à une question primordiale dans le domaine de l'instrumentation des réseaux d'eaux usées qui est la fiabilité des données mesurées. Ainsi, une comparaison de 4 algorithmes de détection d'anomalies a été établie sur des jeux de données de capteurs de turbidité mis en place sur le réseau de Saint Malo Agglomération. Les algorithmes classiques d'apprentissage automatique peuvent identifier certaines anomalies dans un temps beaucoup plus court que celui requis pour la validation « métier ». Cependant, les performances de ces algorithmes sont insuffisantes car ils génèrent de nombreuses fausses alertes et omettent certaines anomalies flagrantes. *Matrix profile* est l'algorithme le plus performant jusqu'à présent, avec des résultats prometteurs et un F1 score de 76% à l'échelle journalière. Par la suite, des algorithmes d'apprentissage profond (réseaux de neurones) vont être testés. Une fois le meilleur algorithme de détection d'anomalie identifié, des modèles de reconstruction des données seront mis en place.

Remerciements

Nous remercions avec gratitude le financement de 3D EAU et l'encadrement scientifique de ICube. Nous remercions Saint Malo Agglomération pour la mise à disposition de leurs données, ainsi que Claude Joannis pour son aide à la validation métier qui a servi de référence pour l'évaluation des différents modèles.

Références

- Campos, Guilherme O.; Zimek, Arthur; Sander, Jörg; Campello, Ricardo J.G.B; Micenková, Barbora; Schubert, Erich; Assent, Ira; Houle, Michael E. (2016) *On the evaluation of unsupervised outlier detection: measures, datasets, and an empirical study*. Data Mining and Knowledge Discovery, Vol. 30. 891–927
- Xiao, Chun-Hui; Chen, Su; Cong-Xiao, Bao; Li, Xing. (2018). *Anomaly Detection in Network Management System Based on Isolation Forest*. 4th Annual International Conference on Network and Information Systems for Computers (ICNISC), 2018. 10.1109/ICNISC.2018.00019.

Yeh, Chin-Chia Michael; Zhu, Yan; Ulanova, Liudmila; Begum, Nurjahan; Ding, Yifei; Dau, Hoang Anh; Silva, Diego Furtado; Mueen, Abdullah; Keogh, Eamonn. (2016). *Matrix Profile I: All Pairs Similarity Joins for Time Series: A Unifying View That Includes Motifs, Discords and Shapelets*. IEEE 16th International Conference on Data Mining (ICDM), 2016. 10.1109/ICDM.2016.0179.

Zhang, Rui; Zhang, Shaoyan; Lan, Yang; Jiang, Jiamin. (2008). *Network Anomaly Detection Using One Class Support Vector Machine*. Computer Science.

Utilisation d'un capteur de fluorescence pour la caractérisation *in situ* et à haute fréquence de la matière organique dans les eaux

Musabimana N. 1*, Goffin A. 2, Guérin S. 3, Rocher V. 4, Varrault G. 5

1 Laboratoire Eau, Environnement et Systèmes Urbains, ENPC (Champs sur Marne), UPEC (Créteil), France, nadege.musabimana@enpc.fr

2 Laboratoire Eau, Environnement et Systèmes Urbains, UPEC (Créteil), France, angelique.goffin@u-pec.fr

3 Direction de l'innovation, SIAAP, Colombes, France, sabrina.guerin@siaap.fr

4 Direction de l'innovation, SIAAP, Colombes, France, Vincent.ROCHER@siaap.fr

5 Laboratoire Eau, Environnement et Systèmes Urbains, UPEC (Créteil), France, varrault@u-pec.fr

Résumé court : L'efficacité du traitement des eaux usées dépend de la quantité et de la biodégradabilité de la matière organique (MO) qu'elles contiennent à chaque étape du traitement en station de traitement des eaux usées (STEU). La caractérisation de la MO contenue dans les eaux usées est obtenue via la connaissance notamment de la DBO₅ et de la DCO dont la détermination selon des méthodes normées nécessite plusieurs heures à plusieurs jours. Des travaux récents ont montré la capacité de la spectrofluorescence à estimer avec une très bonne précision (moins de 10% d'erreur) ces paramètres. Afin d'implémenter cette technique *in situ* pour une mesure à haute fréquence, un capteur de fluorescence, FLUOCOPEE, a été développé au LEESU et au SIAAP. Dans le cadre de cette étude, nous montrons l'efficacité de FLUOCOPEE pour le suivi en ligne et à haute fréquence de la DBO₅ et de la DCO dans la STEU Seine-Aval (6 millions équivalents habitants), en amont de l'étape du traitement biologique. La connaissance en temps réel de l'effluent à traiter va permettre une économie d'énergie et de réactifs tout en atteignant une meilleure qualité de traitement. A court-terme plusieurs sondes FLUOCOPEE seront également implémentées dans les milieux aquatiques afin de mieux comprendre les sources, transformations et transferts de matière organique dissoute en rivière et donc également de mieux comprendre les nombreux processus biogéochimiques dans lesquels elles est impliquée.

Mots-clés : Mesures *in situ* et à haute fréquence ; spectrofluorescence ; matière organique ; traitement des eaux usées

Introduction

L'efficacité du traitement des eaux usées dépend de la quantité et de la biodégradabilité de la MO qu'elles contiennent. Les quantité et qualité de MO en entrée de STEU varient au cours de la journée (Goffin, 2017). Les indicateurs actuellement utilisés pour quantifier la MO et sa biodégradabilité sont la demande chimique en oxygène (DCO) et la demande biochimique en oxygène (DBO₅). Leur détermination nécessite respectivement deux heures et cinq jours d'analyse ce qui empêche une caractérisation en temps réel de l'effluent à traiter. Or, la connaissance en temps réel de la concentration et de la nature chimique de la MO aux différentes étapes du traitement permettra de mieux piloter les ouvrages de traitement et ainsi de diminuer les quantités de réactifs utilisés ainsi que la consommation énergétique des STEU.

Des travaux récents menés dans notre équipe ont montré l'efficacité de cette technique pour estimer la DCO et la DBO₅ dans les eaux usées d'entrée de six STEU de la région parisienne (Goffin *et al.*, 2018, 2019). Ces travaux ont été réalisés en laboratoire avec des échantillons ponctuels.

En outre, l'avantage de la spectrofluorescence est d'être implémentable *in situ* pour des mesures à haute fréquence et en temps réel, ce qui permettrait de suivre en temps réel les procédés d'épuration et d'aider les gestionnaires à optimiser leur fonctionnement (consommation d'énergie et de réactifs) en fonction de la nature de l'eau à traiter.

Matériel et méthodes

Un capteur de fluorescence (FLUOCOPEE) a été développé au Laboratoire Eau, Environnement et Systèmes Urbains (LEESU) en collaboration avec le service public de l'assainissement francilien (SIAAP) dans le cadre

des programmes de recherche MOCOPEE. L'intérêt de ce capteur est sa capacité à analyser 32 fluorophores contre seulement 1 à 2 pour les capteurs disponibles dans le commerce. Ce dispositif de mesure apporte presque autant d'informations qu'un spectrofluorimètre 3D de paillasse tout en permettant une mesure *in situ* et à haute fréquence et ainsi la possibilité de déterminer *in situ* et en temps réel la DBO₅ et la DCO.

Dans le cadre de cette étude, un ensemble de test d'efficacité de cette sonde a été mené. La calibration de ce capteur ainsi que des tests de linéarité du signal avec des mélanges d'échantillons réels ont été réalisés. Des comparaisons avec un spectrofluorimètre de paillasse (Jasco FP8300) qui sert de référence ont été effectuées. Enfin, différents suivis ont été menés avec cette sonde avec en particulier un suivi de huit mois à raison d'une mesure toutes les 15 minutes des eaux décantées de la STEU Seine Aval (Achères, SIAAP, 1 500 000 m³/j). La DBO₅ et DCO ont été mesurés avec les méthodes de référence (EN NF 1899-1 pour la DBO₅ et NF T90-101 pour la DCO), toutes les deux heures entre 8 h et 16 h pendant deux périodes de deux semaines. En outre, les DCO moyennes 24 h ont également été déterminées tous les jours sur la totalité du suivi de 8 mois. Les DCO et DBO₅ estimées par la sonde Fluocopée ont été comparées à ces DCO ponctuelles et moyennes 24 h et DBO₅ ponctuelles.

Résultats et discussion

Le capteur FLUOCOPEE montre une très bonne linéarité du signal sur toutes les gammes de concentrations de la MO qui peuvent être retrouvées dans les milieux aquatiques et en STEU. Un excellent accord est observé entre les mesures du capteur FLUOCOPEE et celles du spectrofluorimètre de paillasse, qui sont des mesures de références. Durant le suivi des eaux décantées, des variations horaires et journalières de qualité et de quantité de la MO ainsi qu'un changement de qualité et de quantité de la MO lors des temps de pluie ont été observées.

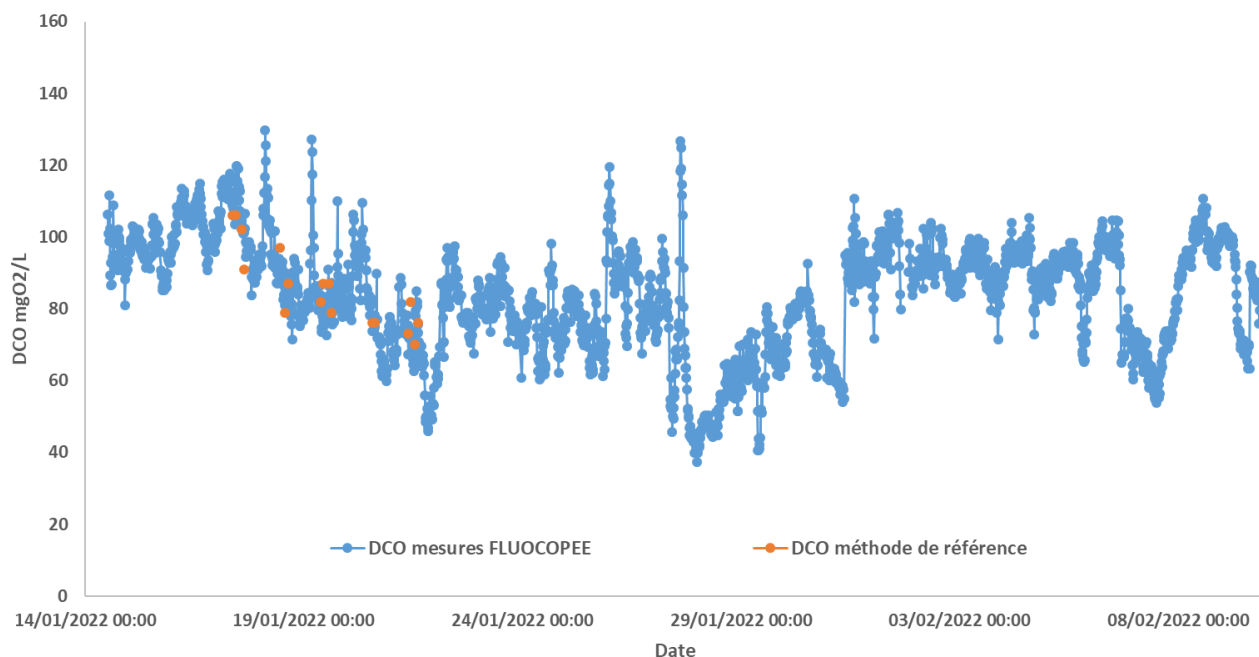


Figure 1. Chronique de la DCO calculée via les mesures de fluorescence obtenues avec FLUOCOPEE sur trois semaines de suivi des eaux décantées à la STEU Seine-Aval (bleu) et mesures de la DCO réalisées via des méthodes normées sur des échantillons ponctuels d'eaux décantées prélevés à l'endroit où le capteur FLUOCOPEE est installé.

A partir des données obtenues via FLUOCOPEE et des analyses de DCO et DBO₅ nous avons pu établir des modèles pour estimer ces paramètres globaux. Des chroniques de ces paramètres ont aussi été calculées sur toute la durée du suivi des eaux décantées. La figure 1 présente la chronique de la DCO sur trois semaines obtenue via le suivi avec FLUOCOPEE (en bleu) et les mesures de DCO réalisées via des méthodes normées sur des échantillons ponctuels (en orange). Un zoom sur quatre jours de ces mesures est présenté sur la partie gauche de la figure 2. La partie droite, quant à elle, montre les mesures de DCO réalisées via des méthodes normées sur des échantillons moyen 24 h (en orange) et la DCO moyenne 24 h estimée via la spectrofluorescence. Cette dernière est estimée en moyennant les valeurs de DCO ponctuelles obtenues via la

spectrofluorescence, entre 7h du jour j et 7h du jour $j+1$. Aucune mesure de fluorescence via FLUOCOPEE n'a été effectuée dans l'échantillon moyen 24h, en effet il était impossible d'accéder à cet échantillon pour procéder à une mesure. Un bon accord entre les mesures obtenues via la spectrofluorescence et les méthodes normées est observé. Les résultats obtenus avec la DBO_5 sont similaires à ceux obtenus avec la DCO.

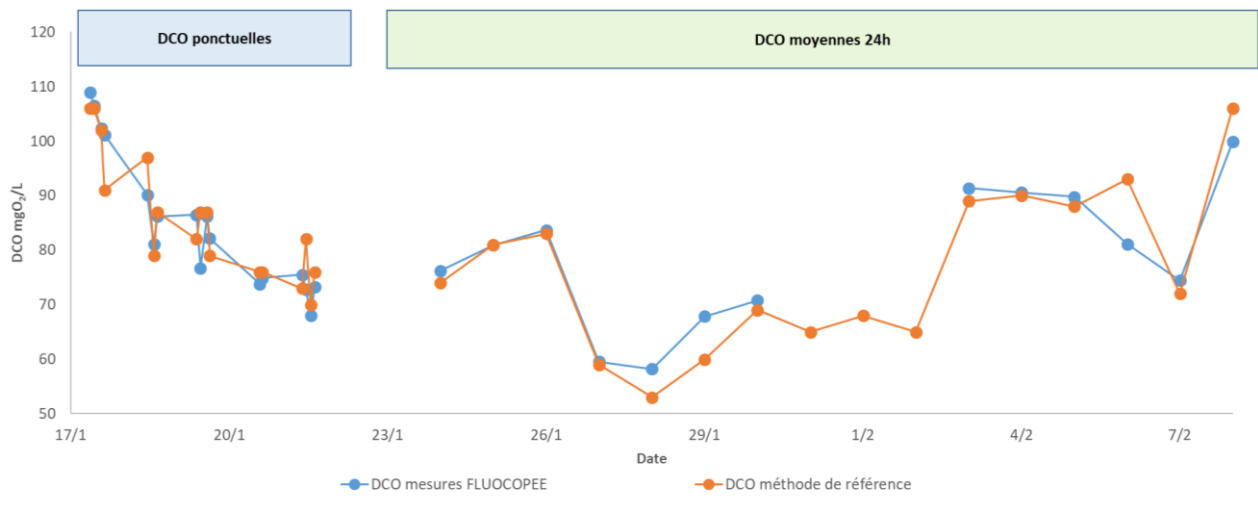


Figure 2. Partie gauche : DCO calculée via les mesures de fluorescence obtenues avec FLUOCOPEE pendant le suivi des eaux décantées à la STEU Seine-Aval (bleu) et mesures de la DCO réalisées via des méthodes normées sur des échantillons ponctuels d'eaux décantées prélevés à l'endroit où le capteur FLUOCOPEE est installé. Partie droite : moyenne 24 h des DCO calculées via les mesures de fluorescence obtenues avec FLUOCOPEE (bleu) et mesures de la DCO réalisées via des méthodes normées sur des échantillons moyen 24 h.

Le suivi *in situ* et à haute fréquence de la MO, via FLUOCOPEE, dans les rivières, permettrait de caractériser plus finement les variations spatio-temporelles des quantité et qualité de la MO et ainsi de mieux comprendre les sources, transformations et transferts de matière organique dissoute, notamment en période transitoire (crues, orages, dysfonctionnement de traitement des eaux usées ...), qui sont des périodes où la MO varie de manière importante et rapidement. Ce qui permettrait à terme à une meilleure compréhension des processus biogéochimiques dans lesquels la MO est impliquée.

Conclusion

Le capteur FLUOCOPEE permet d'obtenir les valeurs de DBO_5 et DCO avec une très bonne précision, c'est-à-dire avec une incertitude de 15 % sur l'estimation ce qui est comparable à l'incertitude des mesures obtenues avec des méthodes normées qui est de 20 %. Le capteur FLUOCOPEE présente, en outre, l'avantage d'estimer la DBO_5 et la DCO à haute fréquence, en temps réel et *in situ*. Un suivi de 8 mois à raison d'une mesure toutes les 15 minutes a été réalisé en amont du traitement biologique de la STEU Seine-Aval. Les DBO_5 et DCO ont ainsi été mesurées toutes les 15 minutes et les résultats obtenus montrent un très bon accord avec les déterminations de ces paramètres par les méthodes de référence. L'obtention de la DBO_5 et de la DCO en temps réel permettra aux opérationnels de STEU d'ajuster en temps réel les quantités de réactifs (par exemple la quantité de méthanol à ajouter pour la dénitrification aval) et d'oxygène nécessaires pour le traitement biologique. Ce capteur est désormais déployé de manière pérenne à la STEU Seine-Aval et son utilisation pour optimiser le traitement biologique des eaux usées va être testée dans un cadre industriel.

En outre, deux sondes FLUOCOPEE seront déployées en Seine pendant la période d'étiage à l'été 2022, ce qui permettra de suivre à haute fréquence l'évaluation des variations des quantité et qualité de la MO, notamment en période d'orage pendant laquelle les rejets urbains peuvent considérablement dégrader la qualité des milieux aquatiques.

Enfin, une autre sonde FLUOCOPEE sera disposée en amont d'une zone de baignade en Marne pour évaluer la capacité de la spectrofluorescence à mettre en évidence la dégradation de la qualité bactériologique des eaux suite à un rejets d'eaux usées non traitées notamment en période de temps de pluie.

Références

- Goffin A. (2017). Potentiel d'utilisation de la spectrofluorimétrie 3D pour la caractérisation en ligne de la matière organique dissoute: de la station d'épuration au milieu récepteur. Université Paris Est, France.
- Goffin A., Guérin S., Rocher V. & Varrault G. (2018) Towards a better control of the wastewater treatment process: excitation-emission matrix fluorescence spectroscopy of dissolved organic matter as a predictive tool of soluble BOD 5 in influents of six Parisian wastewater treatment plants. *Environmental Science and Pollution Research* 25(9):8765-76. doi: 10.1007/s11356-018-1205-1.
- Goffin A., Guérin-Rechdaoui S., Rocher V. & Varrault G. (2019) An environmentally friendly surrogate method for measuring the soluble chemical oxygen demand in wastewater: use of three-dimensional excitation and emission matrix fluorescence spectroscopy in wastewater treatment monitoring. *Environmental monitoring and assessment* 191(7):421. doi: 10.1007/s10661-019-7570-5.

Conception et mise en œuvre d'une station autonome miniaturisée de mesure des précipitations à bas coût

Q. Zhu ^{1*}, F. Cherqui ^{1,2}, J.-L. Bertrand-Krajewski ¹

1 Univ. Lyon, INSA Lyon, DEEP, EA7429, F-69621 Villeurbanne cedex, France.

2 Univ. Lyon, Université Claude Bernard Lyon-1, F-69622 Villeurbanne cedex, France.

emails: qingchuan.zhu@insa-lyon.fr, fcherqui@gmail.com, jean-luc.bertrand-krajewski@insa-lyon.fr.

* auteur correspondant

Résumé court : Il est nécessaire de renforcer le mesurage des précipitations dans les zones urbaines afin d'améliorer la gestion des eaux pluviales et la prévision des inondations urbaines. Cependant, le déploiement à grande échelle d'instruments conventionnels de mesure des précipitations est coûteux. Ce résumé présente la mise en œuvre d'une station de mesure des précipitations à faible coût et l'étalonnage des pluviomètres utilisés dans la station. L'objectif est d'évaluer la performance et la fiabilité de ces instruments à faible coût en comparaison avec des instruments conventionnels installés sur le même site. Les premiers tests ont montré que le système conçu peut fonctionner de manière autonome sur le terrain et transmettre les grandeurs mesurées (horodatage, précipitations, tensions de sortie) toutes les cinq minutes.

Mots-clés : instrument peu coûteux, étalonnage sur site, pluviomètre, réseau de détection, eaux pluviales.

Introduction

Ces dernières années, les inondations urbaines constituent une préoccupation croissante. Les inondations survenues dans la ville de Zhengzhou, en Chine, le 20 juillet 2021, ont causé d'importantes pertes humaines et matérielles (Wang *et al.*, 2021). Le mesurage des précipitations à haute résolution spatiale et temporelle est une condition préalable à une meilleure gestion des eaux pluviales et à la prévision des inondations urbaines. Cependant, la taille et le prix élevés des instruments conventionnels de mesure des précipitations entravent leur mise en œuvre systématique et spatialement distribuée. Grâce aux développements dans les domaines du matériel libre, de la technologie de communication sans fil et des capteurs à faible coût, un paradigme prometteur pour le mesurage environnemental à grande échelle du sol, de l'air et de l'eau est apparu (Morawska *et al.*, 2018; Valente *et al.*, 2020). En appliquant ce paradigme au domaine des précipitations, nous avons conçu une station de mesure des précipitations autonome, miniaturisée et peu coûteuse, et étalonné ses pluviomètres.

Matériel et méthodes

Matériel

Après des tests initiaux, nous avons choisi pour construire notre station de mesure des précipitations à faible coût les modules présentés dans le Tableau 1, qui indique leurs noms, fonctions et prix approximatifs. La connexion de ces modules est illustrée Figure 1. Dans cette conception, la station est capable de fonctionner à long terme avec l'énergie solaire. L'ensemble de la station coûte moins de 250 €, carte SD, panneau solaire et piles au lithium compris. Elle a une surface inférieure à 2 décimètres carrés.

Tableau 1. Modules utilisés dans la station de mesure des précipitations à bas coût.

Nom du module	Fonction	Prix approximatif
Arduino MKR WAN 1310	Fonctionne comme carte de contrôle principale et envoie les données via LoRaWAN	~ 30 €
Arduino MKR Mem Shield	Sauvegarde les données sur la carte SD	~ 20 €
ADS1115	Mesure la tension de sortie de la batterie et du panneau solaire	~ 10 €
DS3231	Fonctionne comme horloge en temps réel	~ 5 €
LiPo Rider Pro	Fait fonctionner le panneau solaire et la pile au lithium, et alimente le système	~ 15 €
RG-15	Pluviomètre optique à bas coût	~ 80 €
WH-SP-RG	Pluviomètre à auget basculant à bas coût	~ 20 €

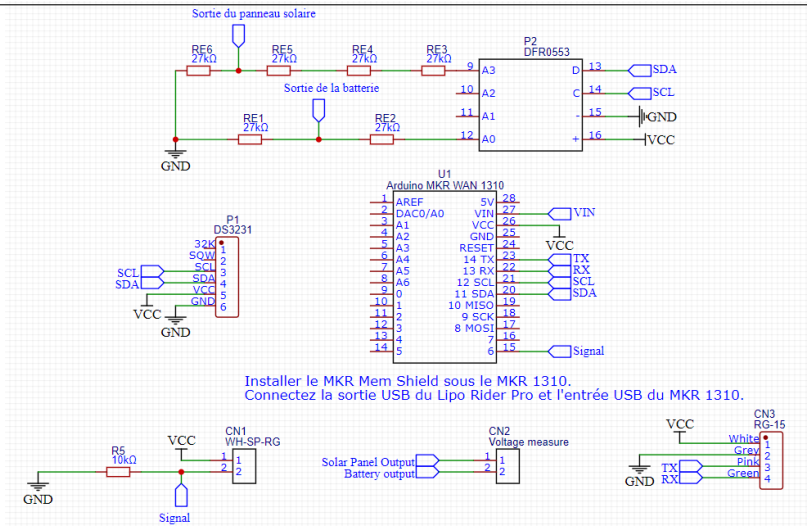


Figure 1. Schéma d'assemblage de la station de mesure des précipitations à bas coût.

Logiciel

Les codes d'exploitation sont écrits avec Arduino IDE (langage proche du C++). L'organigramme du logiciel est présenté Figure 2.

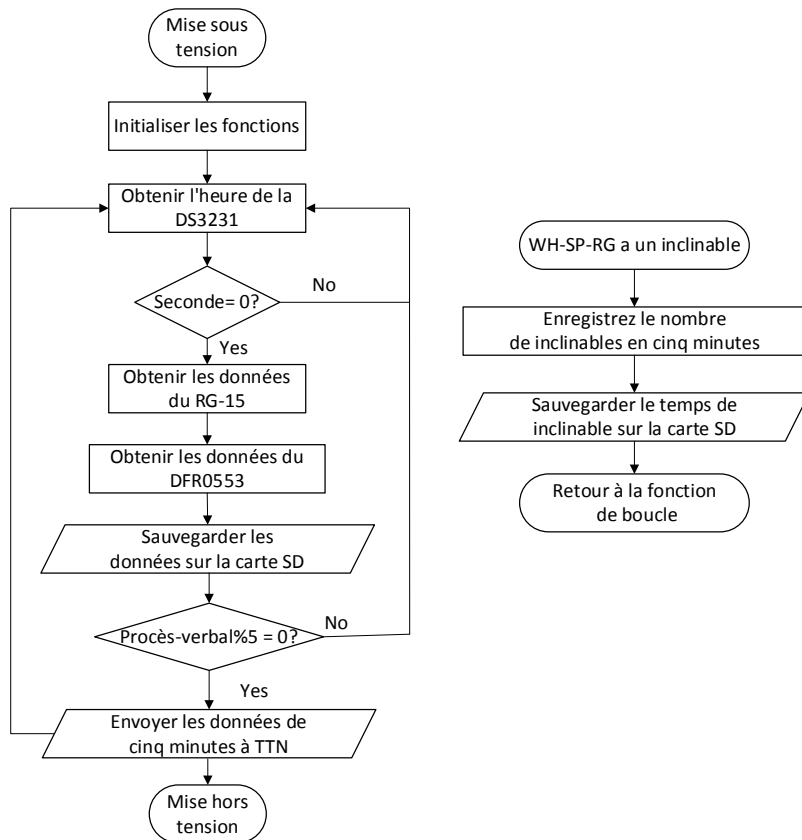


Figure 2. Organigramme du logiciel : boucle principale (à gauche), fonction d'interruption (à droite).

Site

Le site expérimental est la plateforme GROOF (Green ROOF Facility) de l'INSA Lyon. La Figure 3 montre la station de mesure installée sur la plateforme GROOF.



Figure 3. Station de mesure installée sur la plateforme GROOF.

Résultats et discussion

Les pluviomètres WH-SP-RG et RG-15 utilisés dans la station ont été étalonnés et testés depuis 2020.

WH-SP-RG

Trois pluviomètres de type WH-SP-RG ont été étalonnés en mars 2021 et en février 2022. Avec une résolution de 0.1 mm/basculement pour les trois pluviomètres testés, nous avons établi une fonction d'étalonnage $I_m = b \times I_t$ où I_m est l'intensité mesurée (mm/h) et I_t est l'intensité réelle (mm/h). L'intervalle de couverture de b est de [0.97, 1.03]. Par conséquent, la précision lors de l'étalonnage dynamique du pluviomètre WH-SP-RG est de 3 %.

Résultats préliminaires

Après plusieurs mois de tests, nous avons constaté que la configuration actuelle de l'alimentation électrique peut répondre aux besoins de mesure des précipitations pendant environ 5 jours (si les périodes nuageuses sont plus longues, les panneaux solaires ne pourront pas recharger les batteries et l'alimentation sera épuisée). Les données des différents pluviomètres installés sur la plateforme GROOF pendant un événement pluvieux sont présentées Figure 4.

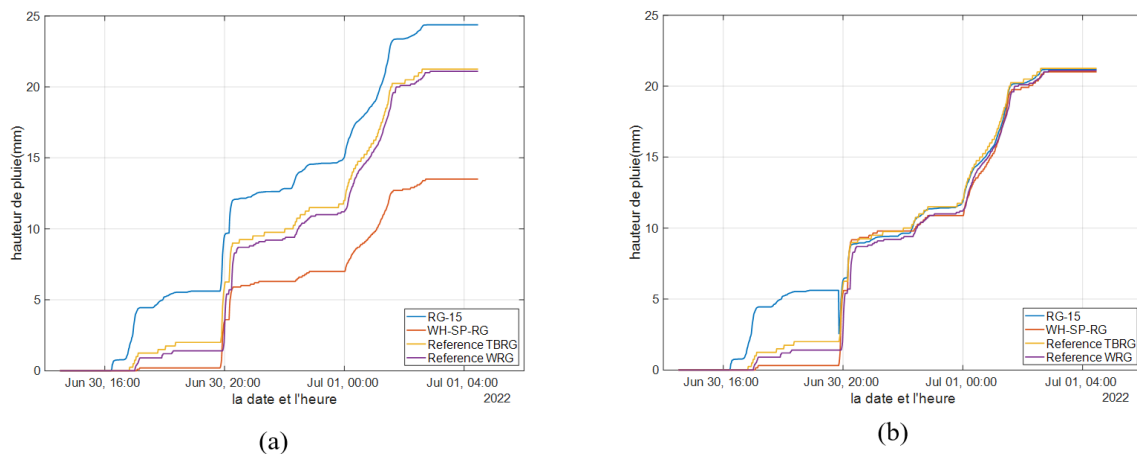


Figure 4. Cumuls de précipitation fournis par les pluviomètres du 30 juin 2022 au 1er juillet 2022 : (a) données brutes, (b) données corrigées : valeurs du pluviomètre WH-SP-RG multipliées par 1.56, offset du pluviomètre RG-15 fixé à -3.2 mm à partir du 30 juin à 19:52. TBRG : pluviomètre de référence à augets, WRG : pluviomètre de référence à pesée.

Comme le montre la Figure 4, les données brutes fournies par les pluviomètres RG-15 et WH-SP-RG nécessitent une analyse plus approfondie. Deux points doivent être mentionnés pour cet événement pluvieux :

i) il semble que le pluviomètre RG-15 surestime les précipitations au début de l'événement pluvieux. En fait, il s'avère qu'il génère également des valeurs pendant les périodes sèches, ce qui nécessitera une attention particulière pour identifier la cause du problème et proposer une solution, et ii) la résolution réelle *in situ* du pluviomètre WH-SP-RG semble être de 0.156 mm/basculement, ce qui est différent de la valeur obtenue par étalonnage dynamique. Nous ferons un bilan de ces deux questions lors des JDHU en octobre 2022. Nous comparerons également les performances des pluviomètres RG-15 et WH-SP-RG pour un plus grand nombre d'événements pluvieux sur de plus longues périodes.

Conclusion

Sur la base de tests préliminaires des pluviomètres WH-SP-RG et RG-15, nous avons développé une station de mesure des précipitations autonome, miniaturisée et peu coûteuse, et nous avons commencé à la tester sur le terrain. La station possède deux pluviomètres, peut fonctionner de manière autonome, et vérifie la tension de sortie de son panneau solaire et de sa batterie. Toutes ces caractéristiques la rendent apte à être déployée dans des réseaux spatialement distribués de mesure des précipitations. L'évaluation et la qualification de la station de mesure des précipitations à faible coût sont prévues sur une durée minimale d'une année complète, avec une comparaison avec les données fournies par d'autres pluviomètres traditionnels (à augets et à pesée) de la plateforme GROOF.

Remerciements

La bourse de thèse de Qingchuan Zhu est financée par le China Scholarship Council (Dossier 201806560056). Les recherches sont financées par l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée-Corse (projet Cheap'eau) et le programme européen Horizon 2020 (Grant Agreement no. 786566 - <https://mind4stormwater.org>), et sont conduites dans le cadre de l'OTHU (Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine). Ce travail est réalisé au sein de l'EUR H2O'Lyon (ANR-17-EURE-0018) de l'Université de Lyon (UdL), dans le cadre du programme "Investissements d'Avenir " géré par l'Agence Nationale de la Recherche (ANR)".

Références

- Morawska, L., Thai, P.K., Liu, X., Asumadu-Sakyi, A., Ayoko, G., Bartonova, A., Bedini, A., Chai, F., Christensen, B., Dunbabin, M., Gao, J., Hagler, G.S.W., Jayaratne, R., Kumar, P., Lau, A.K.H., Louie, P.K.K., Mazaheri, M., Ning, Z., Motta, N., Mullins, B., Rahman, M.M., Ristovski, Z., Shafiei, M., Tjondronegoro, D., Westerdahl, D., Williams, R. (2018). Applications of low-cost sensing technologies for air quality monitoring and exposure assessment: How far have they gone? *Environment International*, 116, 286–299. doi.org/10.1016/j.envint.2018.04.018.
- Valente, A., Silva, S., Duarte, D., Pinto, F.C., Soares, S. (2020). Low-cost LoRaWan node for agro-intelligence IoT. *Electronics* (Switzerland), 9, 1–17. doi.org/10.3390/electronics9060987.
- Wang, J., Yu, C.W., Cao, S. (2021). Urban development in the context of extreme flooding events. *Indoor and Built Environment*, 0, 1–4. doi.org/10.1177/1420326X211048577.

Variabilité méthodologique pour la mesure des indicateurs de contamination de l'eau de surface

Naloufi M 1,2*, Therial C 2., Saad M 2., Bathily S 2., Partibane C 2., Delarbre M 1., Gillon-Ritz M 1., Lucas F.S 2.

1 Direction de la Propreté et de l'Eau, Service Technique de l'Eau et de l'Assainissement, 27 rue du Commandeur, 75014 Paris ; manel.naloufi@paris.fr ; marion.delarbre@paris.fr ; miguel.gillon-ritz@paris.fr
2 Laboratoire Eau, Environnement et Systèmes Urbains (Leesu), Université Paris-Est Créteil, École des Ponts ParisTech, 61 Avenue du Général de Gaulle, Créteil, 94010 Paris ; claire.therial@u-pec.fr ; mohamed.saad@enpc.fr ; salimatabathily2@gmail.com ; chandirane.partibane@enpc.fr ; lucas@u-pec.fr

* auteur correspondant

Résumé court :

La gestion quotidienne des sites de baignade implique un suivi de la qualité microbiologique. Or une incertitude peut exister au niveau des différentes étapes du processus d'échantillonnage du prélèvement jusqu'à l'analyse de l'échantillon en laboratoire. En effet, la réglementation et les normes laissent une marge de liberté qui peut induire des pratiques différentes d'échantillonnage et d'analyse. Dans notre étude, nous avons analysé la variabilité liée à la méthodologie pour la mesure des bactéries indicatrices fécales. Aucune différence significative de concentration en bactéries indicatrices de contamination fécale (BIF) n'a été constatée en comparant différents modes de prélèvement ponctuel d'eau depuis la berge (seau, Bêcher, pompe), quel que soit le site de prélèvement. Les protocoles de nettoyage entre chaque prélèvement d'un préleveur automatique, et de deux équipements de prélèvement ponctuel (Bêcher et tuyau de la pompe) ont été évalués, les résultats montrent qu'un rinçage à l'eau du site est suffisant. L'analyse du temps de lecture des milieux de culture des BIF a montré que le temps minimal d'incubation présente une variation inverse à la concentration de l'échantillon. L'identification et l'estimation de ces sources de variabilité permettra ainsi la mise en place d'un plan d'échantillonnage pour une surveillance optimale des sites de baignade.

Mots-clés : Bactéries indicatrices fécales ; incertitude ; échantillonnage, prélèvement.

Introduction

Depuis de nombreuses années émerge au niveau international une volonté de reconquête de la baignade en ville. Cependant, les changements globaux, tels que les changements climatiques ou d'usage des sols, pourraient affecter la magnitude, la fréquence des événements pluvieux et le volume du ruissellement, entraînant une diminution de la qualité microbiologique et chimique des eaux de surface (McCarthy *et al.*, 2008 ; Islam *et al.*, 2017). Les activités récréatives et sportives dans les eaux de surface urbaines peuvent donc poser des risques sanitaires dus à l'exposition à des contaminants, incluant un ensemble de microorganismes pathogènes. Différentes sources de contamination ponctuelles et diffuses peuvent apporter un flux de pathogènes au niveau du site de baignade et ainsi générer un risque sanitaire lié au contact ou à l'ingestion des eaux contaminées (Guérineau *et al.*, 2014).

La directive européenne 2006/7/CE, concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade, vise à protéger, à préserver et à améliorer la qualité de l'environnement en continu ainsi qu'à protéger la santé humaine. Du point de vue de cette directive, la qualité microbiologique des eaux de baignade est actuellement estimée à l'aide de deux groupes de bactéries, dites bactéries indicatrices fécales (BIF), les entérocoques intestinaux (EI) et les *Escherichia coli*, dont l'analyse permet d'évaluer la conformité des eaux aux normes de qualité microbiologique. En effet, les BIF sont suivis car il existe un grand nombre de pathogènes hydriques, dont l'analyse représenterait un coût élevé en temps et main d'œuvre qualifiée pour pouvoir être suivis en routine (Harmel *et al.*, 2016).

Une surveillance optimale de la qualité ne peut être atteinte que si l'incertitude au niveau de la mesure est identifiée et qu'un moyen pour la réduire est considéré lors de l'échantillonnage et de la mesure. Ainsi, définir l'incertitude associée à la surveillance des BIF permettra une amélioration des bases scientifiques des normes et des réglementations en vigueur pour la mise en œuvre d'un plan de gestion des eaux de surface via un guide d'échantillonnage précis. L'objectif de notre étude est d'identifier les sources de variabilité et mesurer l'incertitude liée à l'échantillonnage dans l'analyse des BIF. Pour cela, nous avons statistiquement analysé les modes de prélèvement, leurs protocoles de nettoyage, l'ensemble des étapes de transport et stockage des échantillons ainsi que la recherche et dénombrement des BIF.

Matériel et méthodes Site d'échantillonnage

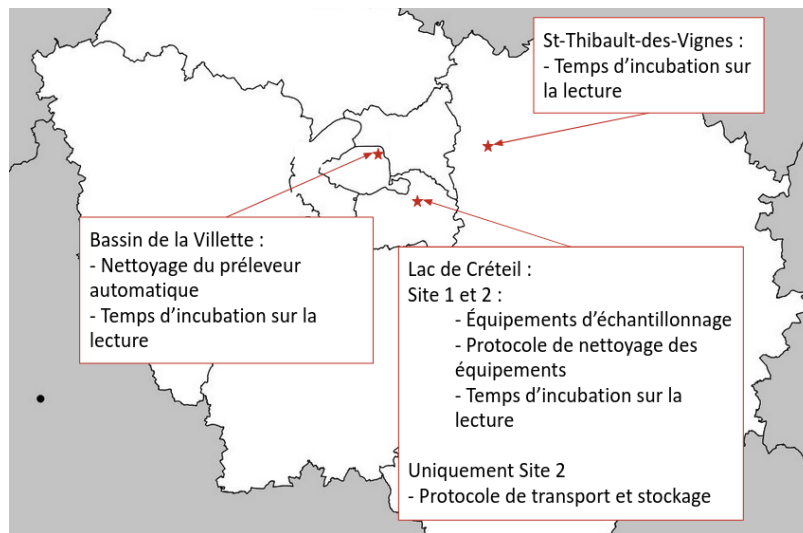


Figure 1. Schéma récapitulatif des sites étudiés et des différents protocoles appliqués aux 4 sites d'étude.

Au cours de cette étude, le suivi de la qualité de l'eau de surface et de l'eau de rejet a été effectué sur 4 sites (2 sites au lac de Créteil (94) avec environ 1 Log_{10} d'écart en concentration de BIF, le bassin de La Villette (75) et la station de traitement des eaux usées de St-Thibault-des-Vignes (93)) (Fig.1). Ces sites représentent un gradient de concentrations en BIF allant d'un site de baignade de bonne qualité microbiologique à des eaux usées non-traitées. Les eaux de surface ont été prélevées dans les 30 premiers cm à 1-2 m de la berge selon la norme FD T90-523-1.

Différents techniques et protocoles ont été testés afin d'étudier la variabilité liée à la méthodologie. Pour les protocoles d'échantillonnage, de lavage, de transport et de stockage des échantillons, un total de 5 prélèvements a été effectué avec chaque équipement au niveau de chaque site.

Équipements d'échantillonnage ponctuel depuis la berge

Selon la norme FD T90-523-1 sur la qualité de l'eau dans l'environnement, trois équipements peuvent être employés pour le prélèvement ponctuel : un Bêcher associé à une perche télescopique, une pompe dont le tuyau est associé à une perche télescopique et un seau. Ainsi au niveau des 2 sites du lac de Créteil, clés 3 équipements pour les prélèvements ponctuels depuis la berge ont été testés. Nous avons choisi un milieu lentique pour nous affranchir d'une trop grande hétérogénéité spatio-temporelle entre chaque prélèvement comme dans le cas d'une rivière.

Protocole de nettoyage d'un préleveur automatique

Les préleveurs automatiques sont utiles pour effectuer des échantillonnages sur un temps donné (par exemple un échantillon moyen sur 24h) ou pour échantillonner un événement pluvieux au pas de temps ou en fonction d'un débit, ou d'un seuil. Toutefois les résultats de l'étude de Hathaway et al, (2014) suggèrent une contamination du système de prélèvement des préleveurs automatiques après échantillonnage. Afin de tester le processus de nettoyage du préleveur, des prélèvements ponctuels au préleveur automatique effectués avant et après lavage ont été comparés à des prélèvements ponctuels au Bêcher au niveau du tuyau du préleveur

automatique. Au Bassin de la Villette, un préleveur automatique Bühler 2000 réfrigéré (Hach) a été nettoyé avec l'eau de Javel à 0,5% (degré chlorhydrique) suivi de 3 rinçage à l'eau du robinet autoclavée 20 min à 120°C. Ces tests d'effet du nettoyage ont été effectués après 1 à 63 jours sur site sans utilisation du préleveur (pour simuler par exemple un temps d'inutilisation du préleveur entre deux évènements pluvieux).

Protocole de nettoyage des équipements d'échantillonnage ponctuel

Au lac de Créteil, le protocole de nettoyage (rinçage 3 fois à l'eau du lac selon la réglementation ou lavage à l'éthanol) du tuyau de la pompe et du Bécher a été testé en partant d'un site avec un niveau de concentration faible en BIF (Site 1) vers un site avec un niveau de concentration d'environ 1 Log₁₀ plus élevé (Site 2).

Protocole de transport et stockage

Selon la directive baignade l'analyse en laboratoire doit être effectuée le plus rapidement possible après prélèvement. Cependant le transport peut parfois prendre du temps. Selon la norme FD T90-523-1, l'échantillon doit être conservé à une température de 5±3 °C et l'analyse doit être effectuée au plus tard après 24h. Mais le système de réfrigération des échantillons peut tomber en panne. Ainsi l'effet de la réfrigération pendant le transport et le stockage des échantillons a été testé au lac de Créteil sur le site 2 avec un temps de transport de 0,5h et 6h à 5°C (glacière) et à température ambiante (19,2±2,4°C), avec un ensemencement immédiatement dès le retour au laboratoire et après 24h de stockage des échantillons au réfrigérateur à 5°C.

Dénombrement des BIF

Afin d'estimer la concentration (exprimée en nombre le plus probable NPP /100ml), d'*E. coli* et des EI, les échantillons ont été ensemencés sur les microplaques MUG/EC et MUD/SF (BioRad) selon la méthode de référence NF EN ISO 9308-3 pour *E. coli* et NF EN ISO 7899-1 pour EI. Les microplaques ont été incubées à 44°C pendant 24 à 48h selon les normes précitées et le nombre de puits positifs est évalué sous lampe UV.

Le calcul du NPP/100 ml dans un intervalle de confiance de 95% a été réalisé à l'aide d'une feuille de calcul Excel® publiée par Jarvis *et al.* (2010).

En parallèle, certains paramètres physico-chimiques ont été évalués. La conductivité et la turbidité ont été mesurées dans les différents échantillons avec une sonde PCSTestr 35 (Eutech) et un turbidimètre (modèle 2100P, HACH).

Longueur d'incubation nécessaire pour une lecture stable

Les normes NF EN ISO 9308-3 et NF EN ISO 7899-1 ne précisent pas si une lecture à 24h est plus indiquée qu'une lecture à 48h, où l'inverse, ou si une lecture au-delà de 48h est faisable. Pour évaluer la variabilité des concentrations liée au temps d'incubation, les eaux usées (traitées et non-traitées) en entrée et sortie de la station de traitement des eaux usées de Saint-Thibault-des Vignes (échantillon moyen sur 24h), les eaux de surface du Bassin de la Villette (échantillon moyen sur 24h) et les eaux de surface du Lac de Créteil (échantillonnages ponctuels au Bécher ou à la pompe) ont été collectés et ensemencés. Les microplaques ont été lues à 24, 48 et 72h.

Analyse statistique

Afin d'évaluer l'effet significatif de chaque protocole et technique, une analyse statistique a été effectuée (tests de Friedman, Wilcoxon et test t appariés) (R Project V4.1.1, R-Core-Team, 2018). La normalité des données a été vérifiée avec un test de Shapiro-Wilk. Dans le cas des tests de Wilcoxon ou test t appariés, la correction de Bonferroni a été appliquée. Pour tous les tests statistiques, le niveau de signification était basé sur 5%.

Analyse de l'incertitude

Afin d'estimer le pourcentage d'incertitude au niveau de la mesure de la concentration en BIF. Une mesure du pourcentage d'erreur relative d'échantillonnage a été réalisée (Esbensen et Wagner, 2014; Harmel *et al.*, 2016)

$$Unc = \frac{x_2 - x_1}{x_1} * 100 \quad \text{Eq(1)}$$

Au niveau de cette formule (X1 et X2) sont des valeurs paires de concentration avec (X1) supposées être la vraie valeur (échantillon de référence).

Résultats et discussion

Équipements d'échantillonnage ponctuel depuis la berge

L'analyse de la concentration en BIF de l'eau de surface au niveau des deux sites du lac de Créteil a montré que le mode de prélèvement ponctuel depuis la berge n'avait pas d'impact sur la concentration. En effet aucune différence significative n'a été observée entre les résultats des trois systèmes (Fig.2, test de Friedman apparié, $n=30$, $p>0,05$), quel que soit le site de prélèvement et que ce soit pour les *E. coli* ou les EI.

La réglementation sur le prélèvement (Directive 2006/7/CE, normes NF EN ISO 19458, FD T 90-521 et FD T 90-523-1) ainsi que le guide de prélèvement de l'Agence de l'Eau Loire Bretagne (AELB, 2006) laisse une liberté d'interprétation et d'adaptation quant aux prélèvements ponctuels. Notre analyse montre que les différents équipements donnent des résultats similaires ce qui conforte la flexibilité du protocole d'échantillonnage ponctuel des eaux de surface depuis la berge. Néanmoins le Bêcher et la pompe combinés à une perche sont plus pratiques que le seau depuis la berge pour effectuer un prélèvement à 2 m de la berge et dans les 30 premiers centimètres.

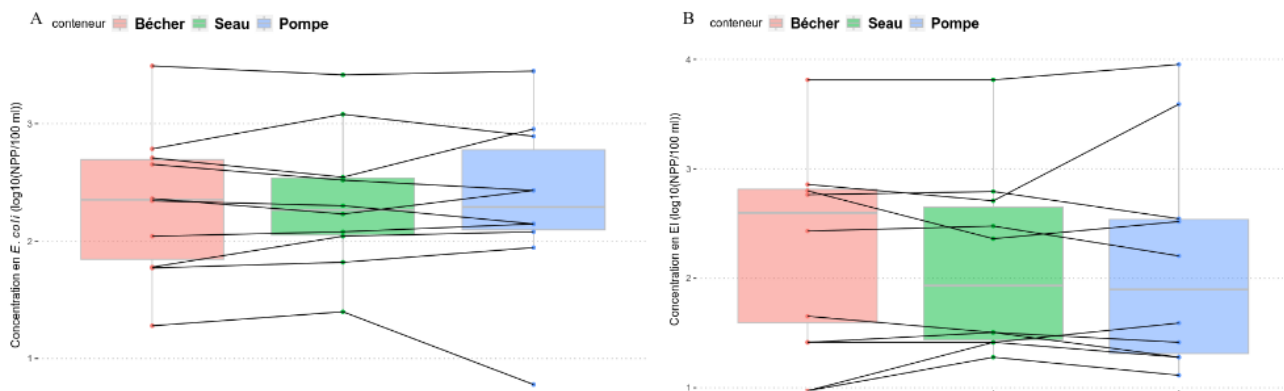


Figure 2. Concentration en BIF pour les 3 équipements utilisés au niveau des 2 sites du lac de Créteil : (A) *E. coli* et (B) entérocoques intestinaux.

Protocole de nettoyage des équipements de prélèvement ponctuel depuis la berge

Au cours du processus un prélèvement, considéré comme référence, a été effectué en premiers lieux au niveau du site 1 du lac de Créteil avec une concentration moyenne en *E. coli* de $164,40 \pm 102,50$ NPP/100ml. Par la suite, afin d'ajouter de la contamination sur l'équipement d'échantillonnage (Bêcher et pompe), une série d'analyses a été effectuée en passant par le site 2 avec une concentration moyenne en *E. coli* de $853,50 \pm 1070,15$ NPP/100ml. L'analyse du pourcentage d'incertitude pour l'estimation de la concentration en *E. coli* au niveau du site 1 a montré que le passage par un site plus contaminé (site 2) augmentait l'incertitude en moyenne de 9,28%, dû à une surestimation de la concentration en BIF par rapport à l'échantillon de référence. Une diminution en moyenne de 6,15% de l'incertitude a été observée lors d'un rinçage 3 fois avec l'eau du site. Lors de l'ajout en plus d'une étape de désinfection avec de l'éthanol, une diminution de l'intervalle d'incertitude a été observée avec une distribution des données plus resserrée en comparaison au rinçage uniquement (Fig.3). Cependant avec uniquement un lavage avec de l'éthanol sans rinçage 3 fois avec l'eau du site, une incertitude moyenne de 5,93% et un intervalle d'incertitude plus grand (-42,14:81,81 %) ont été observés. Au niveau de la littérature, l'incertitude pour l'échantillonnage répété était en moyenne de $23 \pm 16\%$ (Harmel et al., 2016 ; Pendergrass et al., 2015). Ainsi les variations d'incertitude observées pourraient être dues à de l'incertitude d'échantillonnage.

Globalement les résultats indiquent, qu'entre des sites avec des concentrations d'environ 1 Log₁₀ d'écart en BIF, un rinçage 3 fois avec l'eau du site est suffisant quel que soit l'équipement utilisé. Ce résultat est conforme à la réglementation et aux normes qui recommandent de rincer le matériel de prélèvement 3 fois avec l'eau du site avant prélèvement. Il est également recommandé de nettoyer le Bêcher et la perche avec une lingette désinfectante dans les normes et guides, mais ce protocole ne peut pas s'appliquer à l'intérieur

du tuyau de la pompe. De plus, pour un site de concentration inférieure à 370 NPP d'*E. coli*/100ml et 200 NPP d'EI/100ml, nos résultats ont montré qu'il n'est pas nécessaire de désinfecter le matériel de prélèvement. Par ailleurs, l'étude de McCarthy et al. (2008) n'a montré aucune relation entre l'incertitude et la concentration en *E. coli*. Il faudrait toutefois vérifier qu'il en va de même avec des sites qui ont un écart de qualité microbiologique plus élevé.

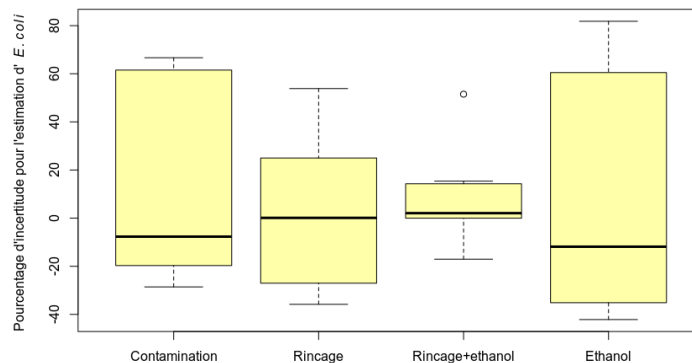


Figure 3. Pourcentage d'incertitude pour l'estimation d'*E. coli* par rapport à l'échantillon référence lors des différentes étapes du protocole de nettoyage du Bêcher et du tuyau de la pompe au niveau du site 1 du lac de Créteil.

Protocole de nettoyage du préleveur automatique

Des prélèvements par préleveur automatique Hach et par Bêcher ont été effectués au bassin de La Villette qui présente une concentration moyenne en *E. coli* de $242,00 \pm 108,94$ NPP/100ml et en EI de $94,20 \pm 76,79$ NPP/100ml. Le prélèvement au Bêcher directement à côté du tuyau du préleveur représente la référence à laquelle les prélèvements à l'échantillonneur Hach ont été comparés. Quel que soit le temps écoulé depuis la dernière utilisation du préleveur automatique, les résultats ont montré que l'utilisation sans nettoyage du préleveur donne des niveaux de BIF qui ne diffèrent pas significativement de la valeur de référence malgré une faible augmentation de la concentration. Le rapport à la concentration de référence était de $131,54 \pm 84,51\%$ pour *E. coli* et de $113,42 \pm 140,44\%$ pour EI. Par contre, en comparaison à la référence, une diminution significative de la concentration a été observée après le lavage à l'eau de Javel et le rinçage à l'eau du robinet stérile, avec un rapport de $47,07 \pm 33,12\%$ pour *E. coli* et de $53,57 \pm 46,07\%$ pour EI. Des résidus d'eau de Javel devaient encore être présents dans les tuyaux et le bol de prélèvement même après le rinçage à l'eau du robinet stérile, entraînant une sous-estimation de la concentration en BIF. Ces résultats indiquent que pour un site avec des concentrations faibles en BIF comme le bassin de la Villette qui est de bonne qualité microbiologique, un rinçage du système de prélèvement du préleveur automatique à l'eau du robinet autoclavée sera suffisant même après plusieurs semaines sans utilisation du préleveur. Par contre pour un site avec des niveaux de BIF plus élevés il serait intéressant de vérifier si le rinçage à l'eau stérile suffit.

Protocole de transport et stockage

Des prélèvements ont été effectués avec la pompe au niveau du site 2 du lac de Créteil, avec une concentration en *E. coli* de $353,16 \pm 233,63$ NPP/100 ml et en EI de $568,50 \pm 882,66$ NPP/100 ml, afin de tester l'effet de la température sur le transport et le stockage de l'échantillon. Pour les deux BIF, aucune différence significative n'a été observée entre les échantillons transportés à température ambiante ou à 5°C , quelque soit le moment auquel les analyses réalisées après prélèvement (test t apparié, $n=36$, $p>0.06$ pour *E. coli* et test de Wilcoxon apparié, $n=36$, $p>0.18$ pour EI). Les résultats sont en concordance avec ceux de McCarthy et al. (2008) montrant que le stockage à température ambiante jusqu'à 24h n'est pas un facteur significatif sur la concentration en *E. coli*. Une faible décroissance a également été observée au cours du temps à 5°C par Harmel et al. (2016).

En comparant l'effet de la température de transport, il est constaté qu'à 24h le pourcentage de perte des BIF est plus élevé à température ambiante ($67,59 \pm 15,48\%$ pour *E. coli* et $64,42 \pm 20,48\%$ pour EI) qu'à 5°C ($45,16 \pm 30,59\%$ pour *E. coli* et $35,67 \pm 26,83\%$ pour EI). Ces résultats montrent que le transport à température ambiante peut entraîner une forte sous-estimation des concentrations en BIF si la mesure n'est pas effectuée

avant 24h. En effet Crane and Moore (1986) ont montré que la modélisation de la décroissance bactérienne dans l'eau douce/marine à une température de 10-15°C implique une réduction de la concentration en *E. coli* en moyenne de 28% durant une période de 24h. L'ensemble de ces résultats indique qu'il est recommandé de limiter le temps de stockage à moins de 6 h, en privilégiant un transport à 5°C.

Impact du temps d'incubation sur la lecture

Au niveau des 4 sites étudiés, les concentrations moyennes étaient variables, allant par exemple pour *E. coli* de 7,77.10⁶ NPP/100 ml en moyenne à St-Thibault-des-Vignes à 1,56.10² NPP/100 ml au niveau d'un site au Lac de Créteil. La lecture des microplaquesensemencées a été faite après 24h, 48h et 72h afin d'évaluer l'impact du temps d'incubation sur l'estimation de la concentration en BIF. L'ensemble des résultats indique que plus la concentration au niveau d'un site est faible plus le temps d'incubation nécessaire avant une stabilisation de la lecture est long. Ainsi par exemple à St-Thibault-des-Vignes la lecture est stable dès 24h d'incubation (Wilcoxon et test t apparié, n=12, p>0,05) alors que pour le site 1 du Lac de Créteil avec un niveau de contamination faible une différence significative est observée entre les 3 temps d'incubation (test de Friedman, n=177, p=0,02). Cependant il faut être vigilant que d'autres micro-organismes non ciblés ne se développent pas dans ces microplaques au-delà des 48h réglementaires (Ndione, 2022). Attendre la lecture à 48h semble donc le meilleur compromis quelle que soit l'origine de l'échantillon alors que la lecture à 24h peut générer une sous-estimation pour certains échantillons.

Conclusion

Nos résultats présentent l'originalité de ne pas se concentrer uniquement sur les *E. coli* mais de prendre aussi en compte les EI, contrairement à nombre d'articles dans la littérature scientifique qui traitent de l'incertitude de la mesure des BIF. L'analyse de l'incertitude au niveau de la mesure de la concentration en BIF montre globalement que les équipements sont statistiquement similaires. Pour le protocole de nettoyage que ce soit pour le prélèvement automatique ou ponctuel la désinfection ne semble pas nécessaire, mais ceci doit être confirmé sur des sites avec des écarts de concentration plus élevés que 1 log₁₀. En ce qui concerne l'effet du stockage des échantillons, une sous-estimation de la concentration en BIF a été observée pour les échantillons transportés à température ambiante lorsque la mesure est réalisée 24h plus tard. Enfin le temps d'incubation de l'ensemble des échantillons avant lecture des microplaques dépend de la concentration de l'échantillon mais semble raisonnable à 48h. Par ailleurs il est aussi important de considérer l'intercalibration des méthodes de mesure entre les laboratoires d'analyses lorsque des résultats acquis par différents acteurs sont agrégés pour réaliser des études de séries temporelles longues, où lorsque des études sont menées à l'échelle du bassin versant, ou à l'échelle régionale, ou nationale. En effet Bremser et al (2011) ont montré que le coefficient de variation entre des mesures d'*E. coli* réalisées par 49 laboratoires différents sur 2 aliquots d'un même échantillon pouvait atteindre 119,21 à 128,75 %.

L'ensemble des résultats pourrait aider à l'écriture d'un guide pratique d'échantillonnage en complément des normes et réglementation sur le prélèvement. Un tel guide aurait pour but de permettre une harmonisation du suivi de la qualité des eaux de surface par les différents acteurs.

Remerciements

Nous remercions la Ville de Paris et l'Association Nationale de la Recherche et de la Technologie pour la bourse de doctorat. Les analyses ont été financées par les projets de recherche MeSeine Innovation ; OPUR et Piren-Seine. Nous remercions également le service des canaux de la Ville de Paris (Olivier Lalouette et Thierry Mareschal) et la STEU de St Thibault des Vignes (Sophie Masnada et ses collègues de la SAUR). Nous sommes reconnaissant pour les commentaires pertinents du Pr Jean-Luc Bertrand-Krajewski.

Références

- AELB. Agence de l'eau Loire-Bretagne, (2006). Le prélèvement d'échantillons en rivière. Cours d'eau, Surveillance eaux et milieux aquatiques. ISBN 10 : 2-916869-00-X
- Bremser, Lücke, F. -K., Urmetzer, C., Fuchs, E., & Leist, U. (2011). An approach to integrated data assessment in a proficiency test on the enumeration of *Escherichia coli*. *Journal of Applied Microbiology*, 110(1), 128–138. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2010.04866.x>

- Crane, S.R., Moore, J.A. Modeling enteric bacterial die-off: A review. *Water Air Soil Pollut* 27, 411–439 (1986). <https://doi.org/10.1007/BF00649422>
- Directive européenne 2006/7/CE. URL : http://baignades.sante.gouv.fr/baignades/editorial/fr/contrôle/directive2006_7_CE.pdf
- Esbensen, Kim., Wagner, Claas. (2014). Theory of Sampling (TOS) versus Measurement Uncertainty (MU) – a call for integration. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. 57. 10.1016/j.trac.2014.02.007.
- FD T 90-521 Qualité de l'eau - Guide technique de prélèvement pour le suivi sanitaire des eaux de piscines et baignades en application du Code de la Santé Publique
- FD T90-523-1 Qualité de l'eau - Guide de prélèvement pour le suivi de qualité des eaux dans l'environnement - Partie 1 : prélèvement d'eau superficielle
- Guérineau, H., Dorner, S., Carrière, A., McQuaid, N., Sauvé, S., Aboufadel, K., Hajj-Mohamad, M., Prévost, M., (2014). Source tracking of leaky sewers: A novel approach combining fecal indicators in water and sediments. *Water Research* 58, 50–61.
- Hathaway JM, Hunt WF, Guest RM, McCarthy DT. Residual indicator bacteria in autosampler tubing: a field and laboratory assessment. *Water Sci Technol*. 2014;69(5):1120-6. doi: 10.2166/wst.2014.035. PMID: 24622565.
- Harmel, R.D. , Hathaway, J.M. , Wagner, K.L. , Wolfe, J.E. , Karthikeyan, R. , Francesconi, Wendy., Mccarthy, David. (2016). Uncertainty in Monitoring *E. coli* Concentrations in Streams and Stormwater Runoff. *Journal of Hydrology*. 534. 10.1016/j.jhydrol.2016.01.040.
- Islam Md, Akbar Ali, Akhtar Aysha et al. (2017). Water Quality Assessment along With Pollution Sources of the Halda River. *Journal of Asiatic Society, Bangladesh*. 43. 61-70. 10.3329/jasbs.v43i1.46245.
- ISO 7899 – 1 : recherche et dénombrement des entérocoques intestinaux, partiel : méthode miniaturisées pour les entérocoques
- ISO 9308 – 3 : méthode du nombre le plus probable pour la recherche et le dénombrement des E.coli dans les eaux de surface et les eaux résiduaires.
- Jarvis, B., Wilrich, C., Wilrich, P.T. 2010. Reconsideration of the derivation of Most Probable Numbers, their standard deviations, confidence bounds and rarity values. *Journal of Applied Microbiology* 109, 1660 – 1667.
- Mccarthy, David., Deletic, Ana., Mitchell, Valerie., Fletcher, Tim., Diaper, Clare. (2008). Uncertainties in stormwater *E. coli* levels. *Water Research*, 42, 1812-1824. *Water research*. 42. 1812-24. 10.1016/j.watres.2007.11.009.
- Ndione M. (2022). Dynamique et identification des sources de contamination fécale dans un espace littoral connaissant des pratiques de tourisme et de loisirs : l'exemple de la baie d'Aytré. PhD thesis, La Rochelle Université, LA ROCHELLE, France, 321 p.
- NF EN ISO 19458 Qualité de l'eau – Échantillonnage pour analyse microbiologique
- Pendergrass, McFarland, A., Hauck, L. (2015). Instream Bacteria Influences from Bird Habitation of Bridges. *Journal of the American Water Resources Association*, 51(6), 1519–1533. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12329>
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

INFLUENCE DE LA VARIABILITE ET /OU CHANGEMENT CLIMATIQUES ET DE L'OCCUPATION DES SOLS SUR LES RISQUES D'INONDATIONS DANS LE BASSIN VERSANT DE L'AKEE A YAOUNDE (CENTRE-CAMEROUN)

Germain Lionel Messo Owona¹, Ndam J¹, Aboosolo M¹.

¹ Department of Earth Sciences, Faculty of Science, University of Yaounde I, PO Box : 812, Yaoundé, Cameroon,

Résumé

Le bassin versant de l'Akée (BVA) a une superficie de 5,33 km² et un indice de compacité de 1,22. Son relief présente une succession de colline séparée par une large vallée qui fait du site l'un des plus inondables de la ville de Yaoundé. Les enquêtes sociales menées dans le BVA montrent que les inondations surviennent à cause des fortes pluies torrentielles, des activités anthropiques et de la topographie en forme de cuvette. Au niveau de la variabilité/ changement climatiques, les résultats montrent que durant la période d'étude comprise entre 1979-2020 (50 ans), la pluie annuelle varie entre 1083 mm et 2129 mm pour une pluie moyenne de 1547±155mm. La modification majeure est observée au niveau de l'évolution du nombre de jours de pluie par an qui est passé de 157 jours avant à 140 jours après la rupture observée en 1988 correspondant à une baisse d'environ 10%. Par ailleurs, durant la période comprise entre 1981 et 2019, l'état d'évolution de l'occupation du sol dans le BVA, révèle un taux d'accroissement annuel de 5% de la surface des bâtis entraînant ainsi une forte imperméabilisation des sols. La cartographie du risque d'inondation montre que, 51% de ce bassin versant est situé dans les zones présentant un risque d'inondation très élevé. La recrudescence des inondations observées dans le BVA est donc due à la modification de l'intensité des pluies journalières devenues torrentielles depuis 1988, la forte explosion démographique et l'augmentation des surfaces bâties dans les zones à risques d'inondation très élevées.

Mots-clés : Bassin versant d'Akée=BVA ; Variabilité/changement climatiques ; Occupation des sols ; Risques d'inondations.

Introduction

Depuis le début de l'ère de l'Anthropocène l'Homme fait face à des risques et/ou catastrophes hydrométéorologiques divers que sont : les inondations, tempêtes tropicales, glissements de terrain, sécheresses, vagues de chaleur. Ceux-ci ont pour conséquences d'importants dommages humains, socio-économiques et environnementaux qui laissent de nombreuses préoccupations dans la société (COP26, 2021). Par ailleurs, ces dernières sont susceptibles de s'amplifier en raison des fluctuations climatiques observées à l'échelle mondiale auquel s'ajoutent les caractéristiques orohydrographiques des différents bassins versants impactés par ces phénomènes extrêmes (UNESCO, 2007). Le Cameroun, à l'instar des autres pays d'Afrique subsaharienne, est une parfaite illustration de ces phénomènes extrêmes. Les inondations occupent le premier rang des risques naturels, elles surviennent la plupart dans les grandes agglomérations urbaines (Maroua, Garoua, Yaoundé, Douala, et Limbé) à des fréquences et des récurrences diverses (INS, 2016). La ville de Yaoundé drainée en partie par le cour d'eau Mfoundi avec ses affluents, a vu sa population passer de 58 099 habitants en 1957 à 4 100 000 habitants en 2019 (Population Data.net, 2019). Cette forte croissance démographique est associée à une urbanisation anarchique, à l'exploitation non contrôlée des sols dans les bas-fonds marécageux et au niveau des emprises des cours d'eau (Tchotsoua M, et al., 2017). Celles-ci sont couplées aux caractéristiques orohydrographiques et à la forte irrégularité des régimes pluviométriques. Malgré les efforts entrepris par les autorités administratives ce phénomène demeure omniprésents et plus récurrentes que jamais. De nombreux travaux concernant l'hydroclimatologie, l'état d'occupation des sols et les risques d'inondations ont été effectués dans les bassins de la Mefou et du Mfoundi (Bigot S et al., 1998 ; Mahé G et al., 2006 ; Sigha-Nkamdjou L, et al., 2005 ; Dzana et al, 2004 ; Zogning Moffo, (2017) et Amanejieu A, (2018) ; Jourdan Camille, (2019) ; Ces travaux révèlent, sur les plans climatiques et hydrologiques, une abondance de ressources en eau dans ces sous bassins versants à l'origine de la recrudescence des inondations. On remarque que ces travaux n'ont pas analysé et établi les relations existant entre la variabilité/changement climatiques, l'état d'occupation des sols et la cartographie des risques d'inondations. Le présent travail se propose d'étudier ce thème à partir de trois approches complémentaires et concourantes : les enquêtes sociales ; l'analyse de l'évolution des pluies à différentes échelles temporelles ; la cartographie des zones inondables du BVA. Les objectifs spécifiques ici sont : - évaluer la vulnérabilité des populations environnantes aux risques d'inondation dans le BVA ; - évaluer les manifestations de la variabilité et/ou du changement climatiques à partir de l'évolution des pluies à différentes échelles ; - faire l'état des lieux de l'occupation des sols et dresser une cartographie du risque d'inondation ; - proposer quelques mesures d'atténuations aux risques d'inondations dans le BVA.

Approches méthodologiques.

Elle a consisté à une recherche bibliographique qui a permis d'effectuer une synthèse des travaux antérieurs sur le milieu naturel, la climatologie et les inondations dans la zone d'étude, mais aussi d'identifier un site étude (le BVA) qui est représentatif des phénomènes d'inondations dans la ville de Yaoundé et de ses environs, aux investigations sur le terrain et en laboratoire. Les investigations sur le terrain ont consisté : L'identification, la reconnaissance et la description du site d'étude ; Faire des enquêtes sociales sur le terrain ; Acquisition des paramètres pluviométriques et cartographiques de l'occupation du sol dans la zone d'étude. - Les données enquêtes ont été collectés à partir d'un questionnaire sur les risques et manifestations des inondations que nous avons insérées dans le logiciel Kobocollect pour faciliter le traitement. Il était question pour nous lors de cette campagne de collecter des données sur l'identité des ménages, de savoir comment les populations appréhendent et perçoivent les inondations et leurs risques. Par la suite, de connaître les causes, les manifestations de celle-ci. - La pluviométrie est le paramètre du climat utilisé dans ce travail, car principal cause des inondations dans la zone d'étude et ses environs. Les données ont été collectées à la station pluviométrique Mvan-Yaoundé situé dans la zone d'étude (code : 6495000-Yaoundé / bassin du Nyong) de manière journalière sur une période allant de 1970 à 2020 soit 50 ans. - Les données cartographiques ont été collectés à l'aide un GPS Garmin, d'un ordinateur portable et complétés avec la base de donnée de l'entreprise SOGEFI, sur Google Earth et Earth Explore (- Image satellite et Photographies aériennes de Yaoundé QuickBird de 1981, 2000 et 2019 ; - Planimétriques en Shape file du BV (MTN) 5 m pour l'année 2019. Les investigations au laboratoire ont consisté : Aux traitements des données

des enquêtes sociales ; Aux traitements des paramètres climatiques et cartographiques grâce à des analyses statistiques, aux systèmes d'information géographiques (SIG). - L'étude des fluctuations climatiques a consisté au calcul des indices, déficits pluviométriques grâce à des méthodes basées sur les tests d'homogénéités des séries chronologiques, des mesures à partir du tableur Excel Microsoft office et la recherche de la segmentation en séquences statistiquement différentes disponibles dans le logiciel Khronostat conçu par l'IRD. Ces tests sont d'usage très répandu, comme en témoigne le volume de la bibliographie qui existe dans la littérature scientifique sur leurs différentes applications (Paturel et al., 1996 ; Servat et al., 1998 ; Bineli, 2009). La méthode de segmentation d'Hubert, (1989) ou le test de Pettit, (1979) sont fréquemment utilisés pour détecter les ruptures au sein des séries pluviométriques. - Concernant le traitement cartographique lié au SIG, il a été utilisé à trois fins principales : faire un état de l'évolution de l'occupation des sols, ressortir la carte du risque d'inondation de la zone d'étude à partir de la carte de l'aléa et de celle de la vulnérabilité. Les différentes étapes ont été : • La cartographie de l'état d'évolution de l'occupation des sols. Elle s'est faite suivant une méthodologie récapitulée dans la figure 1. • La cartographie des zones à risques d'inondations dans le BVA a consisté à réaliser la carte d'aléa inondation à partir d'un modèle conceptuel dans lequel nous avons injecté différentes cartes de facteurs naturels pouvant influencer l'aléa dans la zone d'étude grâce au logiciel ArcGIS et SAGAGIS à partir des images SRTM du BVA. Ces facteurs sont : la pente ; L'altitude ; La distance euclidienne ; L'indice d'humidité topographique ; Le temps de transit des eaux ; L'altitude au-dessus du chenal. Parallèlement, nous avons utilisé la méthode de l'Analyse Multicritère Hiérarchique développée par Saaty, 1984 qui permet la quantification des caractéristiques qualitatives, par le biais de sa pondération. Elle permet de ressortir, une fois les couches facteurs de décision évaluées, associées par une combinaison linéaire pondérée et à la fin nous avons obtenu un indice d'aptitude illustré par l'équation qui est celle permettant de générer la carte de l'aléa inondation (Figure 2). – la réalisation de la carte de vulnérabilité s'est faite à partir d'une évolution diachronique de la surface des bâtis dans le BVA unique critère de vulnérabilité. Grâce au modèle zonal statistique de la boîte d'outil d'Arc GIS et du logiciel ERDAS avec des images landsat 1, 7 et 8. - Cartographie des zones à risque d'inondables s'est faite grâce à un croisement de la carte de l'aléa inondation et de la carte de la vulnérabilité de 2019 grâce au logiciel ArcGIS à partir de la formule : $RISQUE = ALÉA \times VULNÉRABILITÉ (ENJEUX)$.

Résultats et discussions

La zone d'étude d'après la littérature est située dans la Région du Centre-Cameroun, département du Mfoundi-Yaoundé IV, entre les latitudes 3°52'14"N et 3°50'52"N et les longitudes 011°31'48"E et 011°33'00"E. Il a une superficie de 5,33 km², est drainé par la rivière Akée d'ordre 2 et son couvert végétal très dégradé cède de plus en plus la place à l'urbanisation grandissante. Le relief est une succession de collines séparées par une large vallée qui fait du site l'un des plus inondables de la ville de Yaoundé. Les résultats d'enquêtes montrent que le BVA couvre 07 quartiers, 70 % des populations ont une bonne connaissance des risques d'inondations ; 25 % prétendent qu'elles sont dues uniquement aux fortes pluies ; 15 % aux activités anthropiques ; 15 % à la combinaison de fortes pluies et de la topographie en forme de cuvette ; 10 % à la combinaison de fortes pluies et 7 % à la combinaison de fortes pluies, de la topographie et aux activités anthropiques. Au niveau des fluctuations climatiques, la pluie annuelle dans le BVA durant la période comprise entre 1970 et 2020 (50 ans), varie entre 1083 mm (2003) et 2129 mm (2006) pour une moyenne de 1547±155mm. La droite de tendance montre une légère diminution des pluies moyennes annuelles (Figure 3). La variabilité des pluies décennales durant les cinq dernières décennies montre que la pluie est plus importante durant les deux premières décennies (1970 à 1989) que celles des trois dernières décennies (1990 à 2020), traduisant ainsi une légère baisse des pluies décennales par rapport à la période actuelle (Figure 4). Les pluies mensuelles les plus élevées sont enregistrées en mai, octobre et les moins élevées en décembre, janvier. L'application des tests de Pettit et de Hubert à ces échelles temporelles de pluie ne révèle aucune rupture dans les différentes séries. En ce qui concerne le nombre de jours de pluie par an enregistré de 1970-2020 (50ans), il varie entre 119 jours (1994) à 179 jours (1984) pour une moyenne de 148±8 jours. La droite de tendance montre une diminution du nombre de jours de pluie annuelle. L'application des tests de Pettit et de Hubert révèle une rupture en 1988 (Tableau 1). Le nombre moyen de jours de pluies par an est passé de 157 jours avant à 140 jours après la rupture, soit une diminution d'environ 10 % du nombre de jours de pluie. Par ailleurs, durant la période allant de 1981 à 2019, la dynamique de l'évolution d'occupation des sols dans le BVA (Figure 5), révèle une augmentation importante de la surface des bâtis avec un taux d'accroissement annuel de 5 % entraînant ainsi une forte imperméabilisation du sol. La carte l'aléa inondation (Figure 6) présente des zones à susceptibilité forte que sont les bas-fonds marécageux, les alentours et le long des berges du cours d'eau et ses affluents permanents et temporaires. La carte d'évolution de la vulnérabilité révèle l'augmentation des surfaces vulnérables soit des surfaces des bâtis (Figure 7). Cette évolution témoigne de la forte croissance démographique et d'une urbanisation galopante anarchique vers les bas-fonds du BVA. La carte des risques d'inondation qui est le résultat du croisement des deux précédentes cartes montre que, 51 % du BVA (soit 2,98 km²) est situé dans les zones présentant des risques d'inondation très élevés. (Figure 8 et 9)

Conclusion

La forte récurrence des inondations observées dans la ville de Yaoundé en général et dans le bassin versant l'Akée est due : à la modification de l'intensité des pluies journalières depuis 1988 devenues plus grande voir importantes et torrentielles, la forte explosion démographique qui s'accompagne ici par une urbanisation et activité anthropique anarchique et par l'augmentation des surfaces bâties et les constructions dans les zones à risques d'inondation très élevée. Comme mesure d'atténuation aux risques d'inondation dans le BVA, on peut citer entre autres- le déguerpissement des populations installées dans les zones à risques inondations très élevées- le curage systématique et régulier du lit mineur de la rivière Akée avec ses affluents ; - la mise en place d'un périmètre de protection au niveau des zones à risque d'inondation élevées ; - la mise en place d'un système d'alerte pluviométrique ; - la sensibilisation et l'éducation des populations riveraines à la gestion des déchets et des inondations.

Références

Amanejieu A, 2018. Analyse temporelle de la représentation du risque d'inondation de 1980 à 2018 à Douala- Cameroun. matheO. 93pp

Bigot S, Moron V, Melice J.L, 1998. Fluctuations pluviométriques et analyse fréquentielle de la pluviosité en Afrique centrale. Publ. AISH. N° 252 PP 71-78

Bineli Ambomo E, 2009. Impact de la variabilité climatique sur les ressources en eau du bassin versant du Nyong. Mém. DEA. Univ. Yaoundé I, Fac Sci. Dpt Sciences de la Terre. 82p.

COP26., (2021). Rapport de mission Regroupement national des conseils régionaux de l'environnement déposé au Ministère des Relations internationales et de la Francophonie dans le cadre de la 21e Conférence des Parties à la Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques(COP21) 2021, 42pp

Dzana et al., 2004. Modélisation spatiale des facteurs d'aggravation des écoulements liquides à Yaoundé. Application au bassin versant d'Akè, Pp 77-91, in Mosella 2004– Tome XXIX– N°3-4

Jourdan Camille, 2019. Approche mixte instrumentation-modélisation hydrologique multi-échelle d'un bassin tropical peu jaugé soumis à des changements d'occupation des sols (Yaoundé, Cameroun). HAL Id : tel-02866689. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-02866689>.

Paturel J.E, Kouamé B, Travaglio M, 1998. Variabilité des régimes pluviométriques et hydrométriques en cette fin de siècle en Afrique de l'Ouest et Centrale. N°233 pp 89-100

Saaty, 1984. Decision-Making for leaders : the analytical hierarchy process for decisions in a complex word. Life-time learning publications, Belmont, 312p, 1984

Servat E, Paturel J. E, Kouamé B, Lubes-Niel H, 1998. Des différents aspects de la variabilité de la pluviométrie en Afrique de l'ouest et centrale. Revue des sciences de l'eau, vol. 12, N°2, pp 363-370.

UNESCO, 2007. Changement climatique et patrimoine mondial : rapport sur la prévision et la gestion des effets du changement climatique sur le patrimoine mondial et stratégie pour aider les Etats parties à mettre en œuvre des réactions de gestion adaptées.2007, 59pp

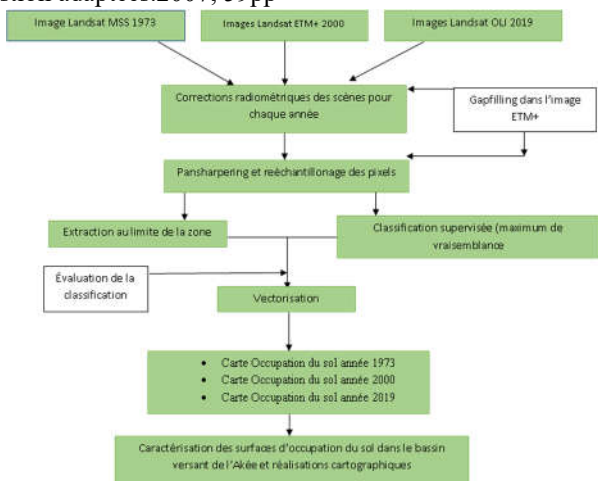


Figure1 : Récapitulatif de l'étude diachronique de l'occupation des sols de la zone d'étude

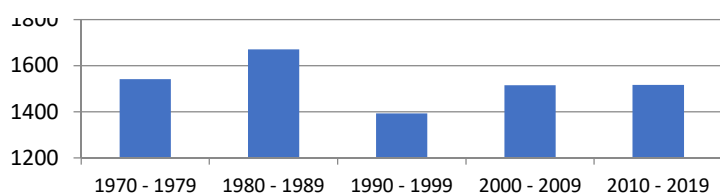


Figure 4 : Variation des indices pluviométriques par décennie de Yaoundé

Station	Test de Pettit				de Hubert				TN	
	99 %	95 %	90 %	PD V.C	Année	Début	Fin	Moy		E-T
Mvan-Yaoundé	Abs	Rup	Rup	3,52 ⁰²	1988	1970	1990	154,95	10,69	Vérfifié
						1991	2013	132,00	11,56	Vérfifié
						2014	2019	169,50	6,92	Vérfifié

Tableau 1 : Analyse de la discontinuité dans les séries de précipitations annuelles étudiées ; Légende :- T N : Test de Normalité ; - PD V.C : Probabilité dépassement de la valeur Critique

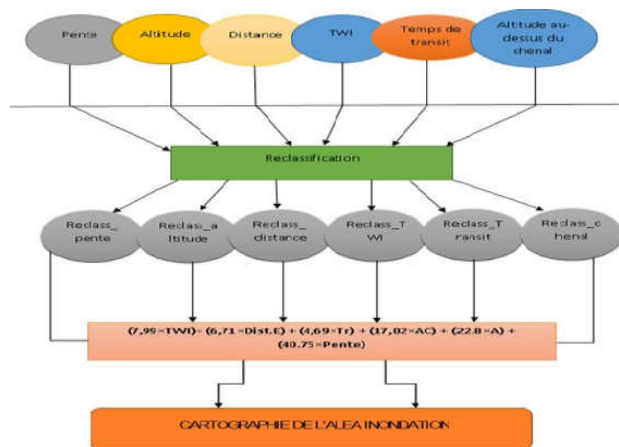


Figure 2 : Schéma récapitulatif Modélisation des facteurs du risque d'inondation en superposition pondérée sous ArcGIS

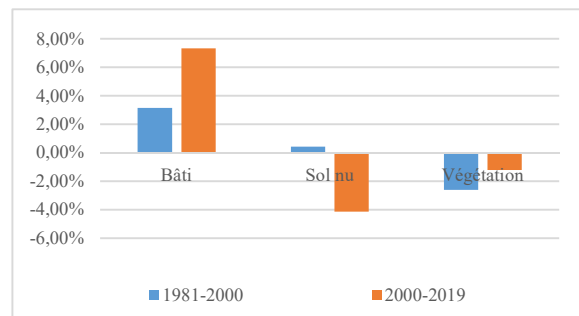


Figure 5 : Dynamique de l'occupation du sol entre 1981 – 2000 et 2000 - 2019

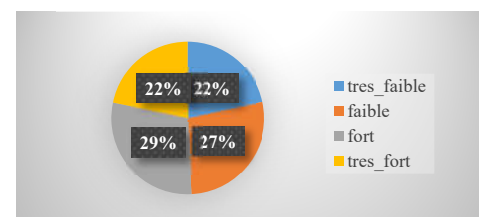


Figure 8 : Répartition spatiale de l'exposition au risque d'inondation dans le BVA

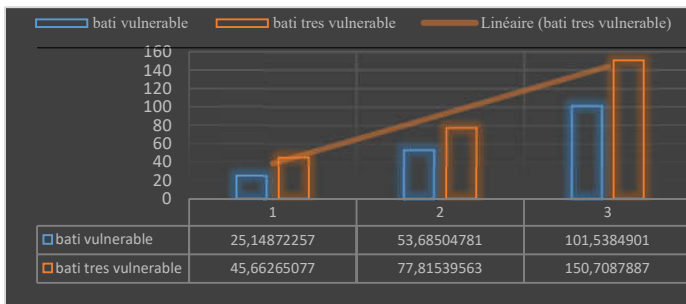


Figure 7 : Évolution des bâtis dans les zones à risques entre 1) 1981 2) 2000 et 3) 2019.

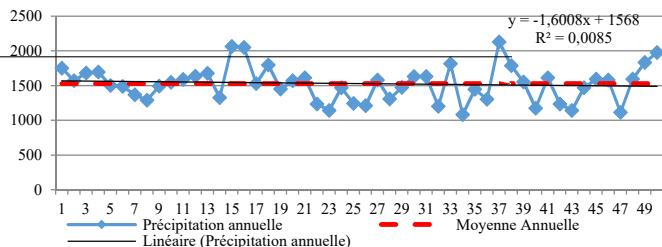


Figure 3 : Variation de la hauteur annuelle de pluie ; Légende : (50) : Nombre d'année dans l'intervalle 1970–2019

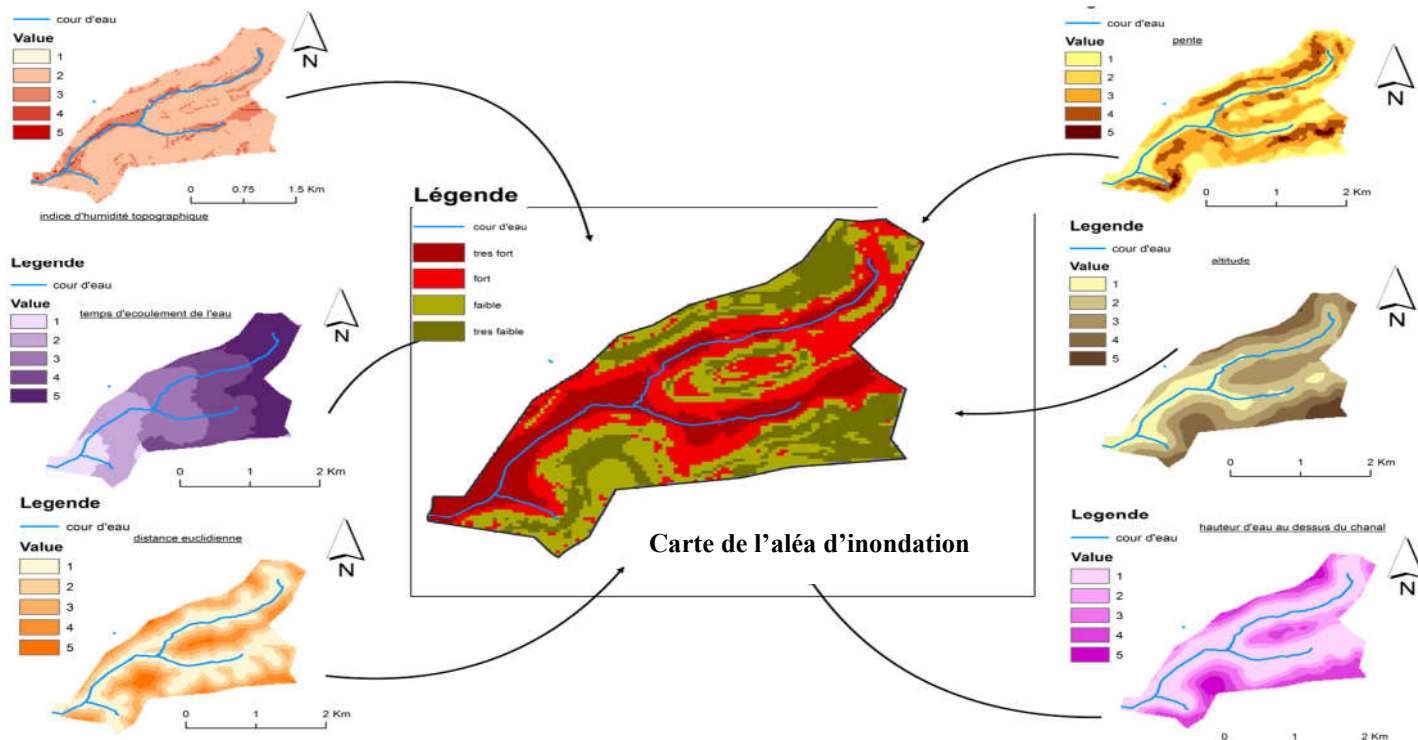


Figure 6 : Cartographie des différents facteurs liés à l'aléa inondation et de la carte de l'aléa inondation. Légende : - 1 : le plus apte (le plus important) ; - 5 : moins apte (moins important).

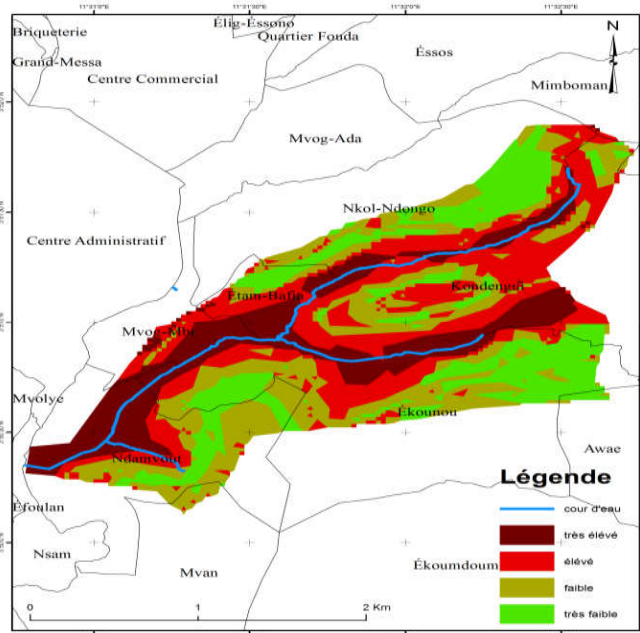


Figure 9 : (A) Carte du risque d'inondation ; (B) Superposition et Spatialisation des zones à risque d'inondation très fort et fort sur l'image QuickBird de Yaoundé.



Programme des JDHU 2022

...mardi 18 octobre 2022

HEURES	ÉVÉNEMENT
08:00 - 08:30	Accueil des participants
08:30 - 08:40	Ouverture des JDHU (Amphi de la Rotonde)
08:40 - 09:00	Hydrologie urbaine (Amphi de la Rotonde) - Hervé Caltran, Lyon Métropole
09:00 - 10:30	Hydrologie urbaine (Amphi de la Rotonde) - session 1
09:00 - 09:30	› Déchiffrage des documents d'urbanisme pour révéler le potentiel d'accueil des solutions fondées sur la nature - <i>Saray Chavez</i>
09:30 - 10:00	› Modélisation hydro-climatique de la métropole nantaise : préparation des données d'occupation du sol - <i>Florian Betou</i>
10:00 - 10:30	› Apports de la géochimie pour l'évaluation d'un modèle hydrologique distribué en milieu péri-urbain - <i>Olivier Grandjouan</i>
10:30 - 11:00	Pause café (Agora)
11:00 - 12:30	Hydrologie urbaine (Amphi de la Rotonde) - session 2
11:00 - 11:30	› Comment formuler les objectifs de performances hydrologiques de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales ? - <i>Vincent Pons</i>
11:30 - 12:00	› Suivi de facteurs hydrologiques et environnementaux pour optimiser l'exploitation de toitures végétalisées - <i>Hyeseon Choi - Kristian Kroyer</i>
12:00 - 12:30	› Evapotranspiration d'une toiture végétalisée expérimentale : observations et modélisation - <i>Ahmeda Assann Ouedraogo</i>
12:30 - 14:00	Déjeuner (Agora)
14:00 - 15:30	Hydrologie urbaine (Amphi de la Rotonde) - session 3
14:00 - 14:30	› Les arbres d'alignement comme moyen innovant pour la maîtrise des eaux pluviales en ville : vers l'optimisation des services rendus - <i>Hayath Manou Zime Yerima</i>
14:30 - 15:00	› Analyse quantitative de l'impact des eaux claires parasites sur les déversements en réseau unitaire : cas du déversoir d'orage d'Ecully Valvert. - <i>Violeta A. Montoya-Coronado</i>
15:00 - 15:30	› Modélisation expérimentale en transitoire des vannes basculantes Deomatic - <i>Angel Manjarres</i>
15:30 - 16:00	Pause café (Agora)
16:00 - 17:30	Hydrologie urbaine (Amphi de la Rotonde) - session 4
16:00 - 16:30	› Vers un pilotage dynamique des réseaux basé sur la qualité du milieu aquatique dans la métropole lilloise - <i>Fayida Ali Said</i>
16:30 - 17:00	› Étude de l'écoulement de microparticules plastique modèles dans une bifurcation - <i>Okba Mostefaoui</i>
17:00 - 17:30	› Catégorisation des imperfections des données pour l'appariement d'objets dans les réseaux d'eaux usées à l'aide de la théorie des croyances - <i>Omar Et-Targuy</i>
18:00 - 19:30	Activité surprise dans Lyon
20:00 - 23:00	Dîner des JDHU 2022

...mercredi 19 octobre 2022

HEURES	ÉVÉNEMENT
08:40 - 09:00	Hydrologie urbaine (Amphi de la Rotonde) - Fabien Abad, Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse
09:00 - 10:30	Hydrologie urbaine (Amphi de la Rotonde) - session 5
09:00 - 09:30	› Développement d'une méthode pour la caractérisation de la filtration des polluants dans les sols urbains - <i>Gersende Fernandes</i>
09:30 - 10:00	› Caractérisation de macrodéchets et microplastiques au sein d'une noue filtrante en bord de route - <i>Max Beaurepaire</i>
10:00 - 10:30	› La gestion des excréments humains par le paradigme de la toilette à chasse d'eau et du tout à l'égout est-il bénéfique pour la santé publique ? - <i>Paul Minier</i>
10:30 - 11:00	Pause café (Agora)
11:00 - 12:30	Hydrologie urbaine (Amphi de la Rotonde) - session 6
11:00 - 11:30	› Nouvelles technologies de surveillance pour mieux comprendre la dégradation de la terre et des rivières dans les zones urbaines - <i>Maria Fernanda Sobierajski Gisi</i>
11:30 - 12:00	› Prévion des flux d'entrée des stations de traitement des eaux usées utilisant des techniques d'apprentissage automatique - <i>Erisa Murati</i>
12:00 - 12:30	› Utilisation de l'intelligence artificielle pour la détection d'anomalies dans les mesures de turbidité - <i>Imane Zidaoui</i>
12:30 - 14:00	Déjeuner (Agora)
14:00 - 15:00	Hydrologie urbaine (Amphi de la Rotonde) - session 7
14:00 - 14:30	› Utilisation d'un capteur de fluorescence pour la caractérisation in situ et à haute fréquence de la matière organique dans les eaux - <i>Nadège Musabimana</i>
14:30 - 15:00	› Conception et mise en oeuvre d'une station autonome miniaturisée de mesure des précipitations à bas coût - <i>Qingchuan Zhu</i>
15:00 - 15:30	Pause café (Agora)
15:30 - 16:30	Hydrologie urbaine (Amphi de la Rotonde) - session 8
15:30 - 16:00	› Variabilité méthodologique pour la mesure des indicateurs de contamination de l'eau de surface - <i>Manel Naloufi</i>
16:00 - 16:30	› Influence de la variabilité et/ou du changement climatiques et de l'occupation des sols sur les risques d'inondations dans le bassin versant de l'Akée à Yaoundé (centre-Cameroun) - <i>Germain Lionel Messomo Owona</i>
16:30 - 17:00	Hydrologie urbaine - Prix des JDHU et session de clotûre (Amphi de la Rotonde)