

Simulation de la qualité sanitaire de l'eau de Seine par le modèle ProSe

Paul Dupain^{1,2}, Sofia Housni¹, Jean-Marie Mouchel²

¹ SIAAP, Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne

² Sorbonne université

paul.dupain@siaap.fr

Résumé

Ce rapport présente les avancements sur la modélisation des bactéries indicatrices fécales en utilisant le modèle ProSe-PA. Un focus est fait sur la mise en place de simulations annuelles utilisant des données d'entrée au pas de temps horaire, avec la nécessité de traiter et valider les données haute fréquence avant de les utiliser dans le modèle. Les résultats des simulations horaires sont présentés et comparés aux simulations effectuées historiquement avec des données d'entrée au pas de temps journalier. Les pistes d'amélioration pour la modélisation des E. coli sont identifiées dans ce rapport. Enfin, le dernier axe de ce rapport propose une étude de scénarios futurs sur les changements du réseau d'assainissement francilien en vue de l'organisation des Jeux olympiques et paralympiques de 2024 à Paris et des sites de baignade en héritage de ces jeux. Ces scénarios sont simulés sur ProSe-PA avec des données horaires en entrée du modèle. Bien que toutes les hypothèses des différents scénarios ne soient pas implémentées dans la présente étude, il en ressort une nette amélioration de la qualité sanitaire dans les rivières de l'agglomération parisienne.

Points clefs

- ✓ Mise en place de simulation avec des données d'entrée du modèle au pas de temps horaire
- ✓ Etude de scénarios sur les changements futurs du réseau d'assainissement

Abstract

This report presents the progress made on the modeling of fecal indicator bacteria using the ProSe-PA model. A focus is made on the implementation of annual simulations using hourly time step input data with the need to process and validate high frequency data before using them in the model. The results of the hourly simulations are presented and compared to simulations done historically with daily time step input data. Potential improvements for E. coli modeling are identified in this report. Finally, the last part of this report proposes a study of future scenarios on the evolution of the Ile-de-France sewerage network in preparation for the 2024 Olympic and Paralympic Games in Paris and the legacy bathing sites of these games. These scenarios are simulated on ProSe-PA with hourly data as input to the model. Although not all the hypotheses of the different scenarios are implemented in this study, a clear improvement in sanitary quality in the rivers of the Paris conurbation is highlighted.

Key points

- ✓ Implementation of simulation with input data to the model at hourly time steps
- ✓ Scenario analysis of future changes in the sewerage system

Introduction

La baignade est une activité récréative pendant la période estivale, permettant de se rafraîchir lors de fortes chaleurs et d'exercer une activité physique. La question se pose donc quant à la possibilité de se baigner dans des rivières urbaines au sein d'agglomérations comptant des millions d'habitants. A l'horizon de la tenue des Jeux olympiques et paralympiques de 2024 à Paris, la volonté de recréer des sites de baignade s'est accentuée (Mouchel et al., 2019). Il est néanmoins nécessaire de s'assurer que la qualité de l'eau soit suffisante pour proposer une baignade sans risque, en particulier sanitaire, pour les habitants (Kistemann et al., 2016). En effet, l'ouverture de sites de baignade s'accompagne de défis sur la gouvernance des différents sites, portant par exemple sur l'équilibre entre les bénéfices et les risques ou sur la communication de la qualité de l'eau avec l'ouverture ou la fermeture des sites de baignades (Wuijts et al., 2020). La demande pour la baignade en zone urbaine est forte avec un intérêt tout particulier pour la qualité de l'eau : à Berlin, une étude montre ainsi que 46% des baigneurs interrogés sont prêts à payer pour améliorer la qualité de l'eau dans leur site de baignade (Meyerhoff et al. 2010). Face à cette demande, des sites de baignades ont ouverts dans différentes métropoles européennes comme à Amsterdam (Sales-Ortells et al., 2015), à Rotterdam (Wuijts et al., 2020), à Dublin (Reynolds et al., 2020) ou encore à Berlin (Seis et al., 2018).

Les enquêtes récentes suggèrent une élévation du risque de tomber malade lors d'une exposition avec des eaux de baignade. Ce risque peut être lié à des déversoirs d'orage intermittents lors d'événements pluvieux (Fewtrell and Kay, 2015). La directive européenne 2006/7/CE met en avant la mesure de deux paramètres microbiologiques, les *E. coli* et les entérocoques intestinaux, comme indicateurs d'une contamination fécale dans le cadre du suivi des eaux destinées à la baignade. En effet, les *E. coli* présentes en grand nombre dans les rivières indiquent la présence d'autres pathogènes pouvant représenter un risque sanitaire (Jacob et al., 2015). Les *E. coli* sont les plus utilisées comme indicateur d'une contamination fécale et sont présentées comme le meilleur indicateur pour suivre la qualité sanitaire des eaux douces (Edberg et al., 2000 ; Fewtrell and Bartram, 2001). Le comportement des *E. coli* dans la rivière sera ainsi simulé en utilisant le modèle phénoménologique ProSe développé dans le cadre du programme de recherche PIREN-Seine (Even et al., 1998), et en particulier le modèle biogéochimique (Vilmin, 2014) en utilisant la version ProSe-PA, plus performante que les anciennes versions (Wang, 2019).

1. Point technique : mise en place de simulations avec des données d'entrée au pas de temps horaire

1.1. Mise en place d'un barrage unique à Suresnes

Afin de diviser par deux le temps de simulation, il a été décidé d'arrêter les simulations au niveau du barrage de Suresnes, puisque la zone d'étude de ce projet se situe en amont de Suresnes. Ce barrage se situant après une diffluence, il existe donc deux barrages, l'un sur le bras droit et l'autre sur le bras gauche. Or, comme la simulation doit nécessairement se finir sur un barrage unique pour éviter des incohérences sur les hauteurs d'eau imposées comme condition en aval, il a été décidé de fusionner les barrages en un barrage unique virtuel au niveau de la diffluence au pk 674.16. (position kilométrique du barrage de Suresnes) Pour cela, il est nécessaire de construire une loi débit-hauteur empirique pour ce barrage virtuel.

Les résultats entre les simulations avec deux barrages à Suresnes et les simulations en terminant sur un barrage unique à Suresnes ont été comparés sur différents sites en Marne et en Seine. La Figure 1 et la Figure 2 présentent les résultats obtenus au pont d'Iéna pour l'année 2017, avec respectivement les résultats de simulation sur le débit et sur la concentration en *E. coli*.

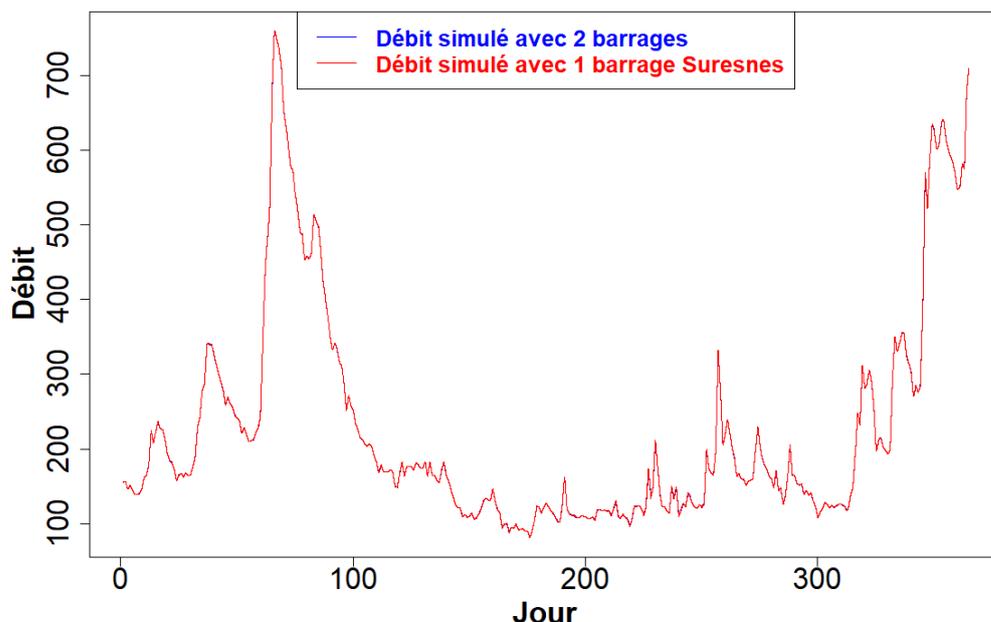


Figure 1. Débit en m3/s au pont d'Iéna pour l'année 2017 en comparant une simulation avec deux barrages à Suresnes vs une simulation avec un barrage unique.

Il apparaît sur la Figure 1 que les courbes sont confondues : il n'existe ainsi pas de différence notable entre les simulations réalisées avec deux barrages à Suresnes et celles utilisant le barrage unique réalisé à partir des hauteurs d'eau du pk 674.16.

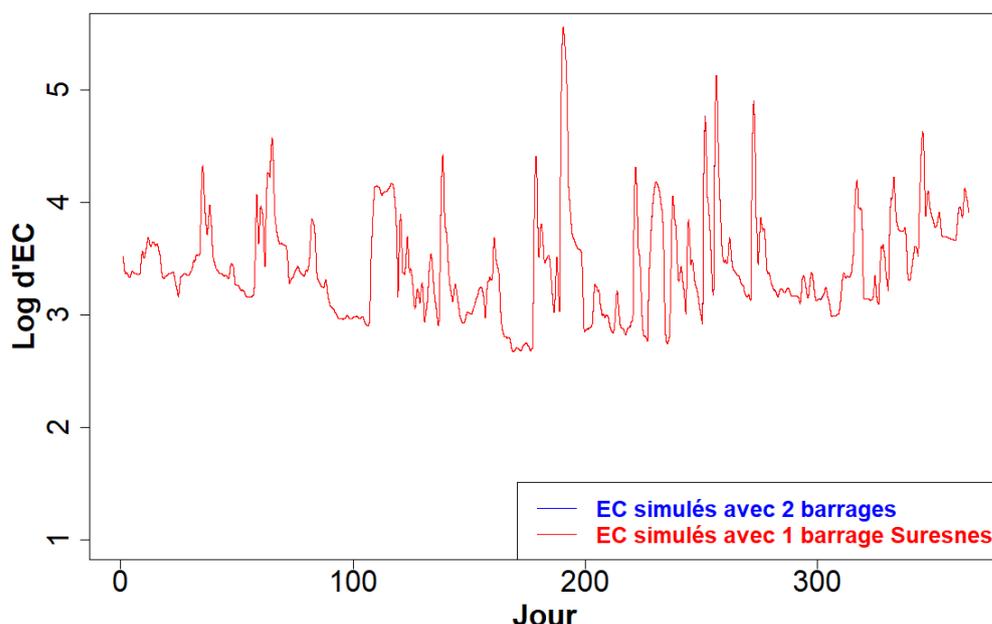


Figure 2. Concentration d'E. coli au pont d'Iéna pour l'année 2017 en comparant une simulation avec deux barrages à Suresnes vs une simulation avec un barrage unique.

De même, la Figure 2 présente des résultats similaires sans aucune différence apparente entre les deux simulations considérées. Les mêmes conclusions sont observables sur les autres sites étudiés en Marne et en Seine en amont de la confluence. Terminer les simulations sur un barrage unique à Suresnes n'a donc pas de conséquences notables sur les résultats de simulation.

1.2. Traitement des données horaires

Une étude préalable sur les pas de temps des données d'entrée au niveau des déversoirs d'orage a révélé qu'utiliser le pas de temps horaire permettait de bien simuler les pics de pollution. L'utilisation d'un pas de temps plus large entraîne un élargissement du pic de pollution simulée, alors qu'un pas de temps inférieur à l'heure n'améliore pas la simulation des pics de pollutions dans le milieu. Ainsi, il a été décidé d'utiliser le pas

de temps horaire pour les données d'entrée des futures simulations de bactéries indicatrices fécales (BIF). Pour réaliser des simulations avec un pas de temps horaire pour les données de débit des différents déversoirs d'orage, il est nécessaire de traiter systématiquement les séries de données haute fréquence fournies par les opérateurs pour vérifier qu'il n'y a pas d'anomalie. Pour cela, les données horaires sont comparées aux données journalières validées par les opérateurs en charge des différents déversoirs et transmises à la police de l'eau, ces dernières étant considérées comme les données de référence. Les débits horaires estimés sont donc intégrés en débit journalier et comparés aux données journalières. La Figure 3 présente un exemple de comparaison sur le déversoir Vincennes A en 2019, où les ronds bleus représentent les données journalières validées et les croix rouges représentent les données horaires intégrées en données journalières.

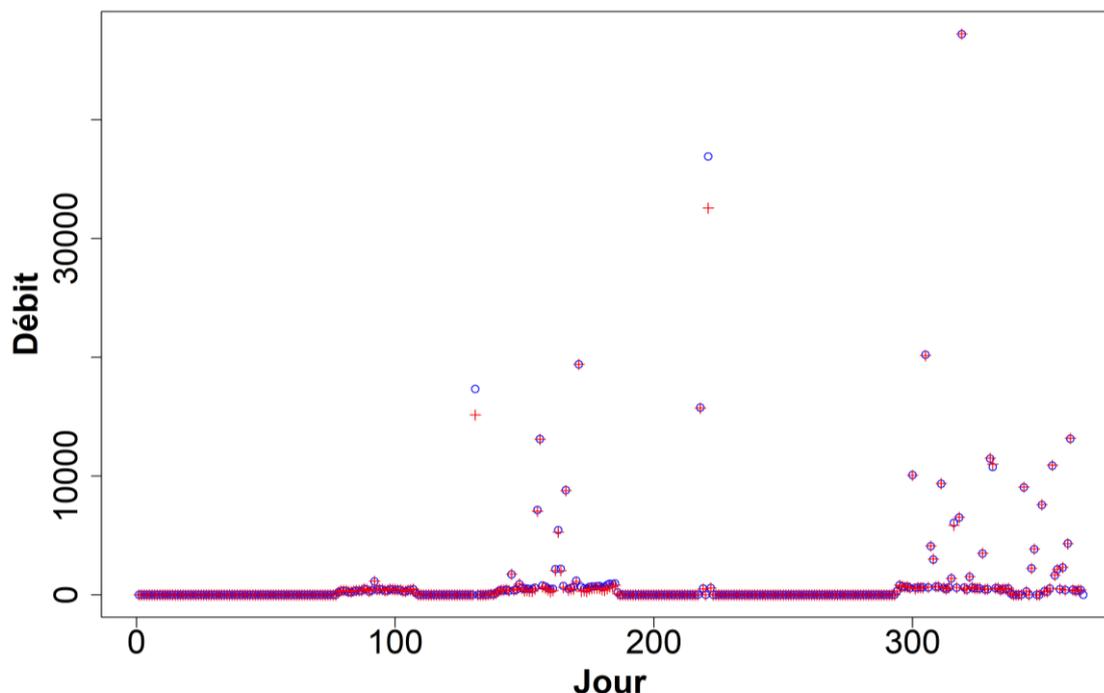


Figure 3. Débit en m3/j sur l'année 2019 au niveau du rejet Vincennes A en Seine avec les ronds bleus représentant les débits journaliers validés et les croix rouges représentant les débits journaliers recalculés à partir des données horaires.

Il apparaît sur la Figure 3 que les débits horaires sont bien corrélés aux débits journaliers pour le rejet Vincennes A en 2019. De rares différences apparaissent vers les jours 120 et 210 et nécessitent donc une correction sur le volume déchargé en débit horaire. La correction consiste à multiplier le débit horaire par un ratio du volume journalier horaire divisé par le volume journalier validé.

Une autre situation nécessitant des corrections correspond à la présence de débit horaire alors que le débit journalier validé est nul, ou inversement l'absence de débit horaire alors que le débit journalier validé est supérieur à 0. Nous avons toujours considéré que l'expertise apportée par les exploitants des réseaux, notamment pour la correction de données erronées, primait sur les données. Les données horaires non nulles correspondant à des jours de déversement ont été mises à 0, tandis que les données journalières non nulles sans déversement horaire reporté ont été considérées comme des fuites résiduelles et appliquées comme débit horaire sur toute la journée.

1.3. Simulation avec des données d'entrée au pas de temps horaire

Les données horaires traitées sont ensuite utilisées en entrée du modèle ProSe pour re-simuler les années 2016 à 2019, déjà traitées avec des apports au pas de temps journalier selon la procédure utilisée jusqu'ici. L'utilisation de pas de temps horaires en entrée se justifie particulièrement dans le cas des déversoirs d'orage, voire d'autres déversements accidentels, alors qu'elle est de peu d'intérêt en situation normale. Ainsi, les Figure 4, Figure 5, Figure 6 et Figure 7 présentent les résultats obtenus sur les simulations des *E. coli* (en log) et les mesures faites sur le site du pont d'Iéna respectivement pour les années 2016, 2017, 2018 et 2019. La courbe bleue représente les simulations avec un pas de temps journalier en entrée, la courbe orange correspond

aux nouvelles simulations avec des données d'entrée au pas de temps horaire et les croix illustrent les données mesurées, avec en rouge les mesures de la ville de Paris analysées dans le laboratoire d'Eau de Paris et en vert les données des systèmes ALERT *in situ* développés par Fluidion et installés par la ville de Paris au pont d'Iéna.

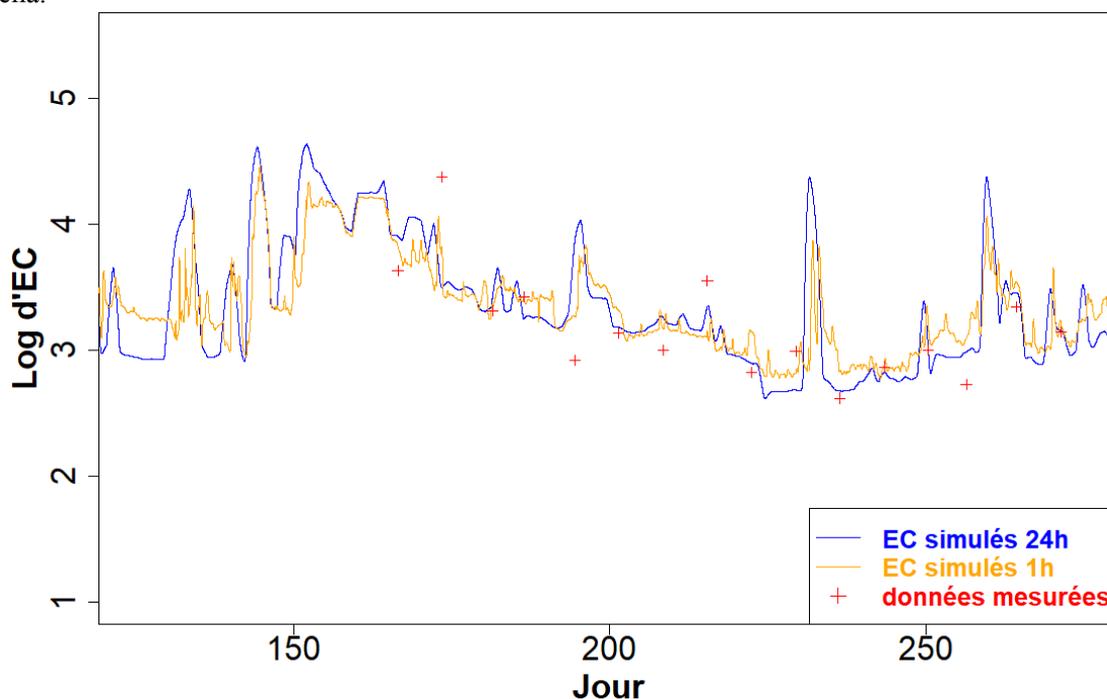


Figure 4. Comparaison des simulations de la concentration en *E. coli* avec un pas de temps des données d'entrée d'1h vs 24h et des concentrations en *E. coli* mesurées au pont d'Iéna pour l'année 2016.

La Figure 4 fait ressortir des différences notables entre les simulations avec les débits d'entrée au pas de temps journalier et celles au pas de temps horaire. En effet, la courbe orange présente des variations plus marquées que la courbe bleue. Par exemple, aux jours 130 et 165, plusieurs pics bien différenciés apparaissent sur la courbe orange alors que la courbe bleue ne simule qu'un pic global. Il y a donc une amélioration avérée du potentiel du modèle à représenter fidèlement des événements en simulant les dynamiques des différents rejets au pas de temps horaire.

En outre, on peut noter que les simulations avec des entrées au pas de temps journalier provoquent un décalage temporel des impacts, avec l'apparition trop précoce de BIF pour de nombreux événements pluvieux ou séquences d'événements pluvieux. En effet, les données d'entrées du modèle ProSe sont des couples de valeurs (temps, débit) ou (temps concentration) qui sont interpolées au pas de temps utilisé en simulation par le modèle (nettement inférieur à une heure). Ainsi, en utilisant des données d'entrée au pas de temps journalier, le modèle interpole le débit rejeté entre la valeur du jour précédent et la valeur du jour suivant, ce qui implique que pour un rejet le jour j , le modèle commencera à augmenter le débit déversé dans le rejet le jour $j-1$ et diminuera ensuite le débit jusqu'au jour $j+1$. En revanche, en utilisant le pas de temps horaire pour les données d'entrée du modèle, le biais possible lié à l'interpolation est beaucoup plus réduit. L'effet de l'interpolation se propage sur une grande longueur de rivière : nous savons en effet que les déversoirs situés à proximité du pont d'Iéna sont très peu actifs et ne peuvent être la cause des fluctuations rapides observées, qui proviennent donc selon toute vraisemblance de points de déversement situés à l'amont de la confluence Marne-Seine.

Les différences de concentration en *E. coli* entre la courbe orange et la courbe bleue peuvent également être liées à des modifications dans l'estimation de la concentration en *E. coli* dans les rejets, qui est désormais une estimation basée sur une corrélation avec la DCO (Demande Chimique en Oxygène), alors qu'historiquement, dans les simulations avec un pas de temps des données d'entrée journalière, l'estimation des *E. coli* était basée sur une corrélation avec le NH_4 , lui-même estimé à partir de la DCO. Ainsi, en effectuant ce changement, une source d'incertitude est supprimée en réduisant le nombre de corrélations faites pour l'estimation de la qualité dans les rejets.

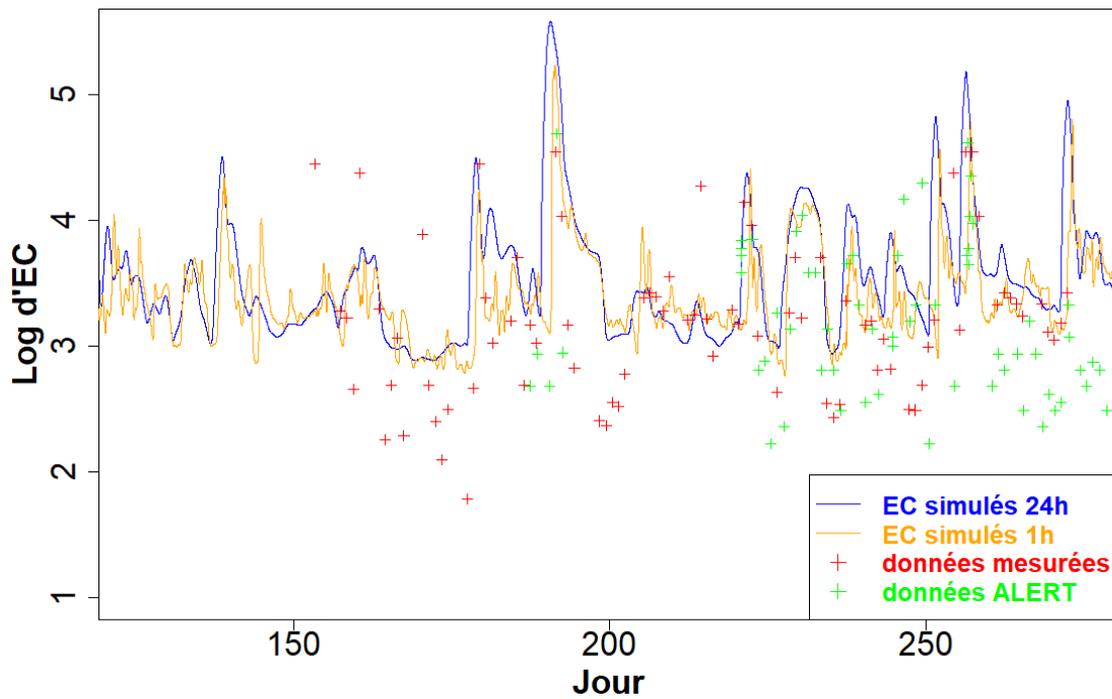


Figure 5. Comparaison des simulations de la concentration en *E. coli* avec un pas de temps des données d'entrée d'1h vs 24h et des concentrations en *E. coli* mesurées au pont d'Iéna pour l'année 2017.

La Figure 5 confirme les améliorations apportées avec un pas de temps horaire dans les déversoirs d'orage pour une année moins perturbée par la situation météorologique qui a abouti à la crue de juin en 2016. Au jour 185 et sur la période allant des jours 200 à 230, les variations dues aux différents pics de la courbe orange permettent d'obtenir des concentrations en *E. coli* simulées semblables aux mesures effectuées sur le site, alors que la simulation avec des données d'entrée au pas de temps journalier ne présente qu'un pic global ne représentant pas les dynamiques observées avec les mesures. Il apparaît toutefois que plusieurs données mesurées sont entre 2 et 3 en unité log, ce qu'aucune des deux simulations ne parvient à reproduire.

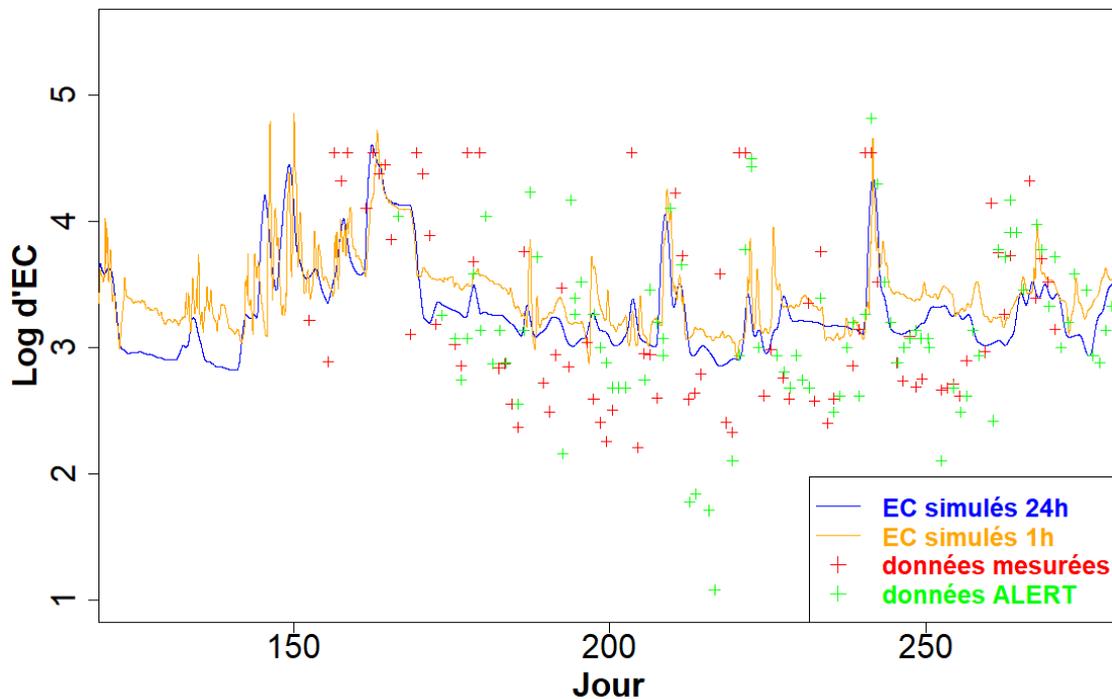


Figure 6. Comparaison des simulations de la concentration en *E. coli* avec un pas de temps des données d'entrée d'1h vs 24h et des concentrations en *E. coli* mesurées au pont d'Iéna pour l'année 2018.

La Figure 6 montre également des améliorations dans la discrétisation des pics de pollution pour la simulation, avec des données d'entrée au pas de temps horaire. A nouveau, des valeurs entre 2 et 3 en unité log figurent parmi les données observées, mais ne sont jamais atteintes par les simulations.

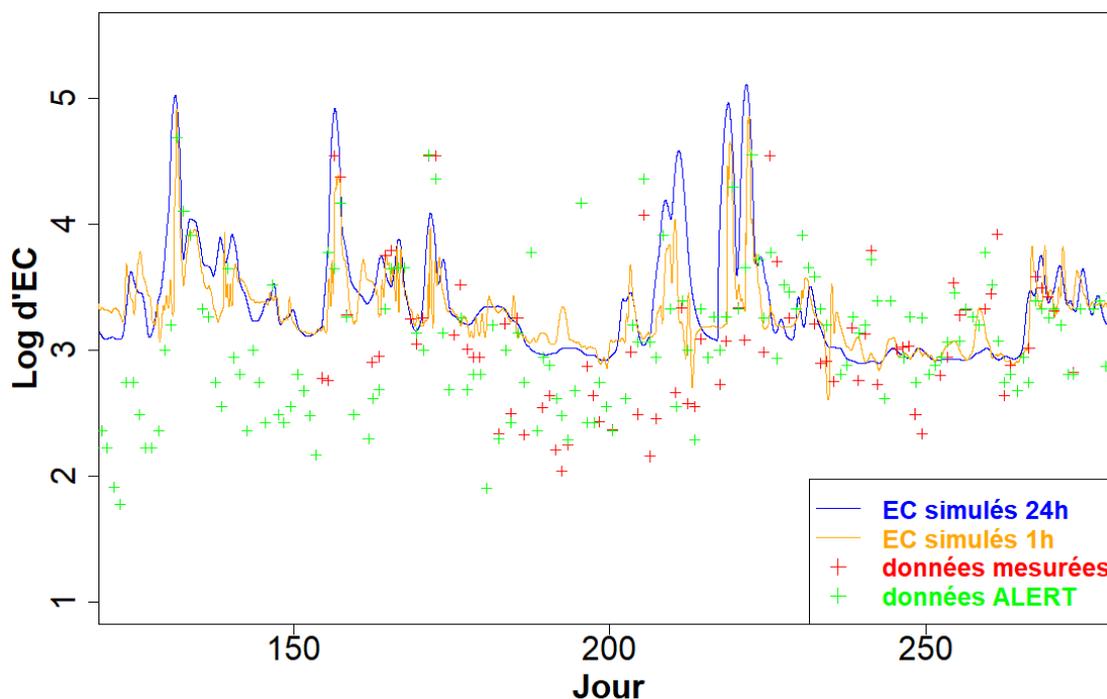


Figure 7. Comparaison des simulations de la concentration en *E. coli* avec un pas de temps des données d'entrée d'1h vs 24h et des concentrations en *E. coli* mesurées au pont d'Iéna pour l'année 2019.

Enfin, la Figure 7 illustre les mêmes analyses que les figures précédentes avec des améliorations dans la mesure des concentrations beaucoup plus fréquentes qui permettent de mieux suivre l'évolution de la contamination et d'obtenir des données simulées proches des données mesurées comme aux jours 180, 190 ou 240. Toutefois, il subsiste toujours des différences entre les données mesurées et simulées, notamment pour les valeurs inférieures à 3 en unité log.

Ces différences peuvent avoir différentes origines. En effet, les concentrations en *E. coli* dans les rejets urbains proviennent d'estimations, et sont donc soumises à des incertitudes plus élevées que si on disposait de mesures véritables. Or, il est actuellement impossible de disposer de mesures réalisées sur chaque déversoir et à chaque déversement. Il sera toutefois possible, via une analyse de sensibilité, d'identifier les rejets dont la concentration estimée en *E. coli* a le plus d'impact sur les simulations (Saltelli et al., 2007 ; Jacques, 2011 ; Iooss, 2011 ; Wang et al., 2018). La dispersion numérique est un autre aspect à vérifier pour que les pics de pollution les plus lointains arrivent au bon moment et avec la bonne intensité. Il faudra donc comparer la valeur numérique de la dispersion telle que simulée avec une valeur théorique qui peut être calculée selon les caractéristiques de la Seine et de la Marne (Fischer et al., 1979 ; Jabbour, 2006 ; Martin, 2009 ; Launay et al., 2015). Enfin, il est possible que la décroissance bactérienne des *E. coli* soient impactée par des phénomènes naturels et varie donc au cours du temps, avec par exemple la présence de plus de prédateurs en été ou une activité plus importante de ces prédateurs lorsque la température de l'eau est plus élevée. La lumière naturelle peut également impacter cette décroissance bactérienne, en atteignant plus facilement les bactéries en période estivale, lorsque l'ensoleillement est le plus élevé et les journées plus longues et que les débits sont les plus faibles et les temps de séjour plus longs, en particulier dans les parties de la rivière les moins artificialisées et moins profondes (Fujioka et al., 1981 ; Barcina et al., 1988 ; Acra et al., 1990 ; Gourmelon, 1995), et/ou en période de temps sec. Ces points doivent encore être précisés.

2. Etude de l'impact de scénarios de modification du réseau d'assainissement sur la qualité sanitaire de l'eau

2.1. Description des scénarios étudiés

A l'horizon des Jeux olympiques et paralympiques de Paris en 2024, et avec la volonté d'ouvrir des sites de baignade en Seine et en Marne en héritage de ces Jeux, des travaux sont engagés sur le réseau d'assainissement francilien. Ces travaux ont été validés par l'étude de différents scénarios destinés à obtenir une qualité suffisante, *i.e.* inférieure à 900 *E. coli* au percentile 90, en Seine et en Marne. Dans cette étude, les trois derniers scénarios du schéma directeur d'assainissement (SDA) pour la baignade sont repris avec des simplifications, et appliqués à une période récente (2016-2019). Les simulations réalisées pour le SDA baignade couvraient la période 2009 à 2012.

Des simplifications sur les hypothèses des scénarios ont été appliquées pour les années 2016-2019. Des hypothèses plus réalistes pourront être utilisées dans le futur lorsque le modèle hydrologique Mages sera disponible. Ce modèle permettra de simuler les débits dans le réseau et est actuellement en calibrage pour simuler les années 2016 à 2019 avec les hypothèses du SDA baignade. Les résultats présentés dans cette étude ne reprennent donc pas toutes les hypothèses appliquées dans l'étude SDA pour 2009-2012, et en simplifient d'autres. Elles permettent néanmoins d'avoir un bon aperçu des améliorations obtenues avec les aménagements effectués pour chacun des scénarios.

Trois scénarios seront simulés dans cette étude, reprenant la nomenclature de l'étude SDA baignade :

- Le scénario SC4B se concentre sur la réduction des rejets en temps sec, avec la désinfection des STEPs de Marne aval (MAV) et de Seine amont (SAM) réduisant la concentration en BIFs de 3 unités log en sortie de station. L'autre amélioration intégrée dans ce scénario est la mise en conformité du réseau d'assainissement, se traduisant par la suppression des rejets permanents en temps sec.
- Le scénario SC6B intègre les hypothèses du scénario SC4B et y ajoute des améliorations sur les temps de pluie. Les pluies de retour de trois mois ne rejettent plus pour quatre déversoirs d'orage (DOs) situés au voisinage de la confluence entre la Seine et la Marne et un DO à côté du pont de Créteil. Un stockage de 40 000 m³ collecte les eaux du Fresnes-Choisy, réduisant le volume déversé pour chaque événement pluvieux. Des stations de désinfection sont implémentées dans le ru Saint-Baudile et le DO Neuilly-Gagny situés au niveau de Neuilly-sur-Marne ce qui permet un abattement de 3 unités log de la concentration en BIFs dans ces rejets.
- Le scénario SC7B reprend les hypothèses du scénario SC6B avec un abattement d'une unité log sur la concentration en BIF de deux DOs situés au Perreux-sur-Marne. Les rejets pour les pluies de retour de 3 mois sont supprimés pour l'émissaire Villejuif situé à Vitry-sur-Seine. Ce scénario prend aussi en compte l'hypothèse de la réduction uniforme de 5% de la surface imperméabilisée sur la zone d'étude, ce qui se traduit par une réduction des volumes déversés en temps de pluie de 5%.

2.2. Comparaison des scénarios et de la simulation de référence avec des données d'entrée au pas de temps horaire pour les années 2016 à 2019

Toutes les simulations réalisées dans ce chapitre sont réalisées avec un pas de temps horaire pour les données d'entrée, et seront par simplification appelées « simulations horaires ».

Les résultats des simulations sont comparés au site du pont d'Iéna dans la Figure 8 pour l'année 2016, la Figure 9 pour l'année 2017, la Figure 10 pour l'année 2018 et la Figure 11 pour l'année 2019. Sur ces graphiques, les seuils de gestion pour la baignade sont représentés, avec en vert le seuil 900 *E. coli* correspondant à la qualité suffisante dans le classement des sites de baignade et en rouge le seuil des 1800 *E. coli* correspondant au seuil critique de fermeture d'un site de baignade à la suite d'un prélèvement unique. La courbe noire représente quant à elle la simulation horaire de référence pour chaque année, la courbe verte correspond au scénario SC4B, la courbe orange au scénario SC6B et la courbe violette au scénario SC7B.

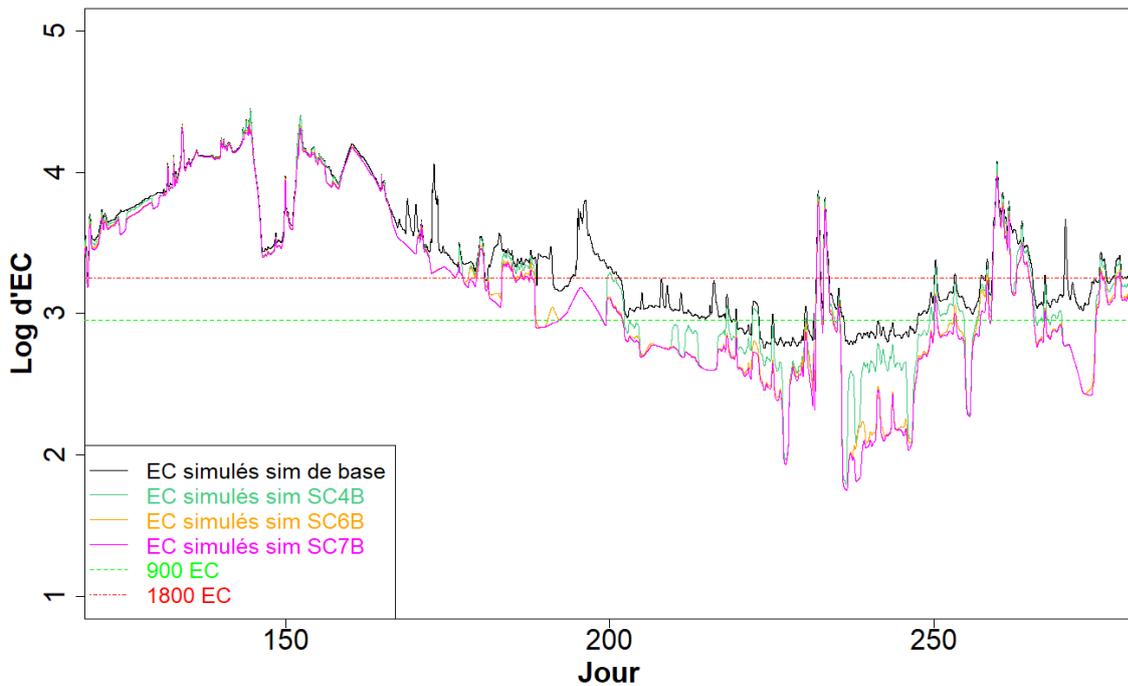


Figure 8. Comparaison des simulations des différents scénarios au pont d'Iéna pour l'année 2016.

Dans la Figure 8, il apparaît pour le début de l'année une qualité très dégradée de la Seine, principalement due à la crue en Seine de l'année 2016. Il s'agit donc d'une situation très particulière, entraînant une qualité insuffisante et donc peu propice à la baignade. En effet, sur cette période, aucun des scénarios testés ne descend en-dessous de 1800 *E. coli* pour 100 ml. A partir du jour 200 et jusqu'au jour 250, une nette amélioration s'observe, avec une qualité suffisante pour la baignade dans les trois scénarios pour pratiquement toute cette période, alors que pour la simulation de base (en noir), seule la moitié de cette période était en dessous du seuil 900 *E. coli* pour 100 ml. Pour les temps de pluies avec de forts orages comme au jour 240 ou 260, tous les scénarios atteignent des concentrations similaires à celle de la simulation de référence. Il n'y a donc pas d'amélioration visible pour les événements pluvieux les plus forts, contrairement aux temps secs et aux faibles pluies pour lesquels l'amélioration est nette.

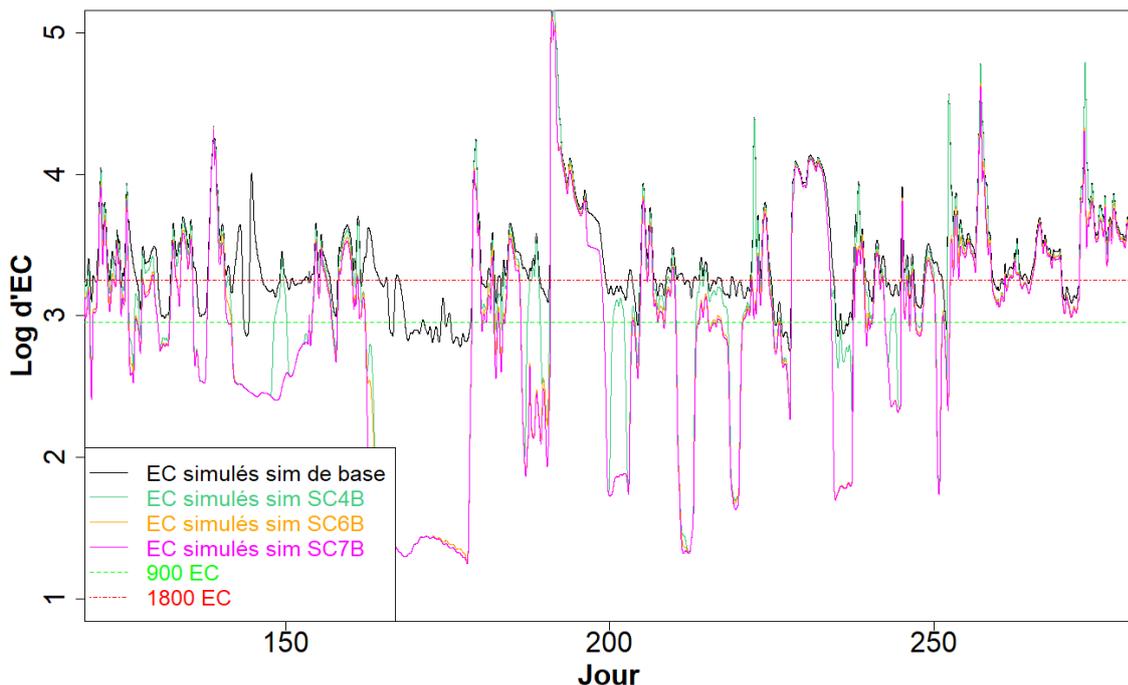


Figure 9. Comparaison des simulations des différents scénarios au pont d'Iéna pour l'année 2017.

Dans la Figure 9, la situation est différente de l'année 2016, des périodes de temps sec, avec une très forte réduction des concentrations, s'intercalant avec des périodes de temps de pluie. La courbe noire descend rarement en-dessous du seuil 900 *E. coli*, alors que les autres scénarios atteignent la qualité suffisante sur la plupart des temps secs. Des pics de contamination apparaissent sur la courbe verte, comme aux jours 149, 190 ou 200, indiquant l'impact d'événements pluvieux avec un temps de retour inférieur à 3 mois, qui ne sont plus visibles dès le scénario SC6B.

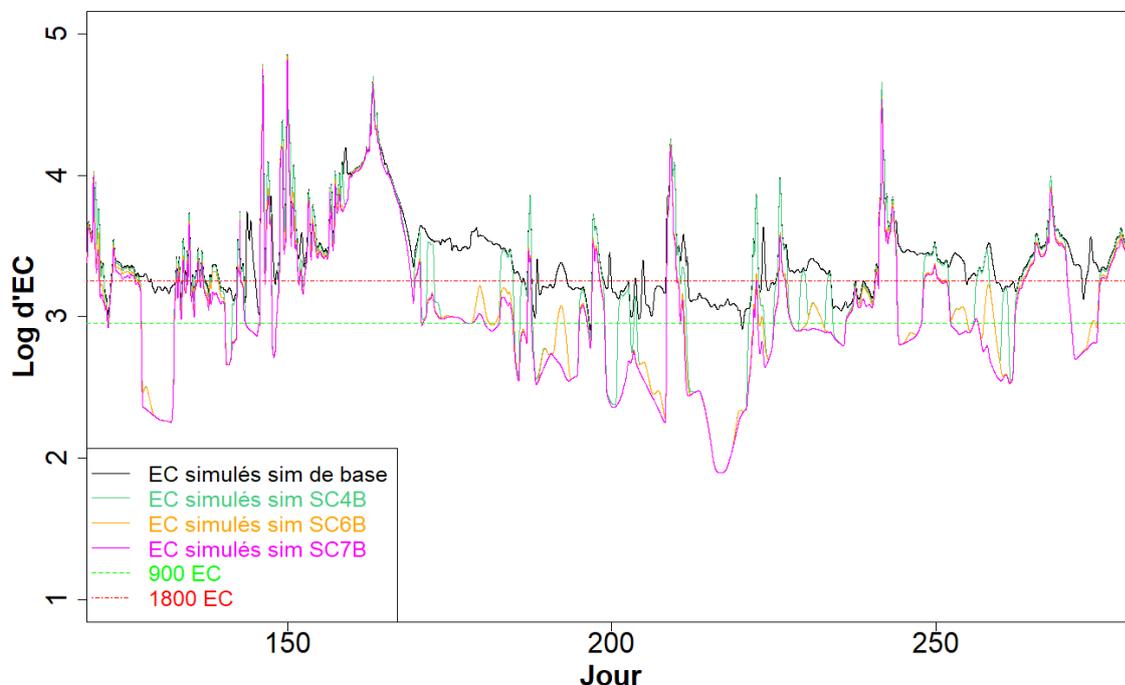


Figure 10. Comparaison des simulations des différents scénarios au pont d'Iéna pour l'année 2018.

Il ressort de la Figure 10 que la courbe noire ne descend que ponctuellement en-dessous du seuil 900 *E. coli* aux jours 190 et 225. L'amélioration de la qualité de l'eau est toujours observable entre la simulation SC4B et SC6B, notamment par les petits pics de pollution qui sont supprimés, correspondant aux pluies de retour inférieur à 3 mois comme aux jours 200 et 260. La différenciation entre le scénario SC6B et SC7B est plus accentuée en 2018, et est liée à la suppression des rejets de l'émissaire de Villejuif pour les pluies de retour inférieur à 3 mois, ce qui est particulièrement visible aux jours 190 et 255 (abattement de plusieurs pics observés sur la courbe orange qui ne sont pas retrouvés sur la courbe violette).

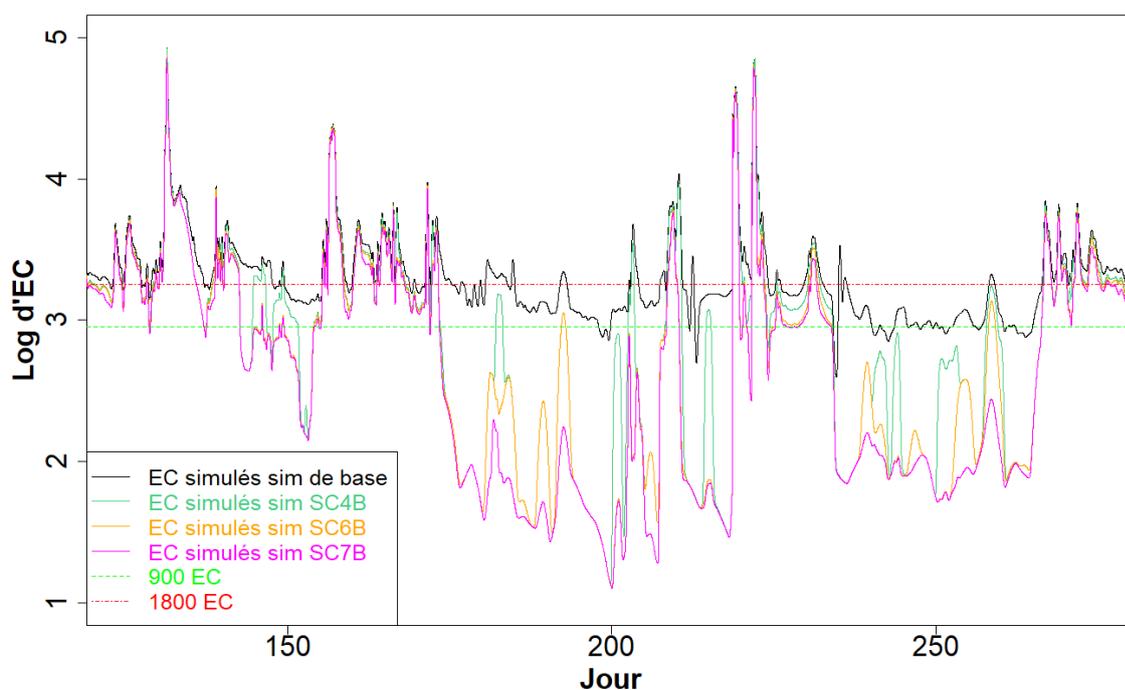


Figure 11. Comparaison des simulations des différents scénarios au pont d'Iéna pour l'année 2019.

La Figure 11 reprend les mêmes observations que les années précédentes. La courbe noire atteint difficilement le seuil de 900 *E. coli*, tandis que du côté des scénarios la concentration en *E. coli* reste en-dessous du seuil suffisant plus de la moitié de l'été, et en particulier le scénario SC7B, qui maintient une concentration inférieure à 2 unités log, soit 100 *E. coli* pour 100 ml, pendant plusieurs jours consécutifs.

2.3. Analyse des simulations des scénarios au regard de la question de baignabilité

L'impact des scénarios sur la qualité de l'eau au site d'Iéna doit être traduit en termes d'ouverture de sites de baignade. Ainsi, le Tableau 1 présente les centiles 90 et 95 calculés en retirant les 15% des valeurs les plus élevées simulées pendant la période estivale de juin à septembre. L'objectif est d'avoir un centile 90 en-dessous des 900 *E. coli*, soit 2,95 en log décimal, qui est le seuil réglementaire pour atteindre une qualité suffisante pour un site de baignade. Ce centile est normalement calculé à partir des mesures réalisées sur quatre années dans le site de baignade et lorsque le site est ouvert au public impliquant que les mesures soient faites pendant des temps secs, et donc qu'il n'y ait pas de valeurs d'*E. coli* fortes dues à un orage. Dans cette étude, les centiles sont calculés avec toutes les valeurs simulées sur la période estivale du 1^{er} juin au 30 septembre de chaque année, ce qui est plus pénalisant, notamment parce qu'il s'agit justement d'explorer la fréquence d'apparition des valeurs les plus élevées.

Tableau 1. Centiles 50, 90 et 95 moins 15% des valeurs les plus élevées pour les différents scénarios sur les années 2016 à 2019 en période estivale de juin à septembre.

| Année | 2016 | | | 2017 | | | 2018 | | | 2019 | | |
|------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | 50% | 90% | 95% | 50% | 90% | 95% | 50% | 90% | 95% | 50% | 90% | 95% |
| Quantile | 50% | 90% | 95% | 50% | 90% | 95% | 50% | 90% | 95% | 50% | 90% | 95% |
| Référence | 3,10 | 3,50 | 3,59 | 3,26 | 3,58 | 3,65 | 3,34 | 3,55 | 3,60 | 3,15 | 3,38 | 3,45 |
| SC4B | 2,95 | 3,36 | 3,45 | 3,10 | 3,50 | 3,57 | 3,03 | 3,47 | 3,53 | 2,52 | 3,24 | 3,34 |
| SC6B | 2,85 | 3,33 | 3,43 | 2,99 | 3,45 | 3,50 | 2,96 | 3,35 | 3,45 | 2,20 | 3,15 | 3,26 |
| SC7B | 2,83 | 3,32 | 3,42 | 2,96 | 3,43 | 3,48 | 2,90 | 3,33 | 3,44 | 1,97 | 3,12 | 3,23 |

Il ressort une amélioration de 0,15 à 0,26 log du centile 90 en comparant la simulation de base avec le scénario SC7B. Cependant, l'objectif des 900 *E. coli* n'est atteint pour aucune des années. En prenant le quantile 50, il apparaît avec le scénario SC7B que les années 2016, 2018 et 2019 sont en dessous des 900 EC (2,95 en log) la moitié du temps sur la période et pour l'année 2017 la valeur est juste au-dessus du seuil. Ceci montre qu'en considérant la période globale de juin à septembre et en incluant toutes les périodes de temps de pluie, la qualité de l'eau est suffisante pour la baignade la moitié du temps avec le scénario SC7B.

Le Tableau 2 présente les résultats des simulations des différents scénarios sous l'angle du nombre de jours pour lequel la baignade est ouverte ou fermée pour chaque année.

Tableau 2. Nombre de jours pour lesquels la concentration moyenne journalière en EC est supérieure ou inférieure au seuil 900 EC selon les différents scénarios pour les années 2016 à 2019 en période estivale de juin à septembre.

| Année | 2016 | | 2017 | | 2018 | | 2019 | |
|---------------------|-------------------------|------------------------|-------------------------|------------------------|-------------------------|------------------------|-------------------------|------------------------|
| | Nombre de jours ouverts | Nombre de jours fermés | Nombre de jours ouverts | Nombre de jours fermés | Nombre de jours ouverts | Nombre de jours fermés | Nombre de jours ouverts | Nombre de jours fermés |
| Seuil 900 EC | | | | | | | | |
| Référence | 23 | 99 | 13 | 109 | 0 | 122 | 13 | 109 |
| SC4B | 53 | 69 | 42 | 80 | 39 | 83 | 70 | 52 |
| SC6B | 62 | 60 | 52 | 70 | 50 | 72 | 75 | 47 |
| SC7B | 65 | 57 | 54 | 68 | 60 | 62 | 78 | 44 |

Il ressort du Tableau 2 une nette amélioration du nombre de jours sous le seuil des 900 *E. coli* entre la simulation de base et le scénario SC7B. Pour les années 2016, 2018 et 2019, il y a plus de jours pour lesquels la baignade est ouverte que de jours de fermeture. Les scénarios simulés ont donc un réel impact sur la qualité attendue au pont d'Iéna et attestent de changements du réseau utiles, et même nécessaires, pour l'ouverture de sites de baignade en Seine et en Marne.

Conclusion

Le passage au pas de temps horaire sur les données d'entrée du modèle ProSe-PA a permis de mieux discrétiser les pics de pollution lors d'événements pluvieux et d'éviter les interpolations du modèle sur deux jours de déversements qui s'effectuent en réalité sur quelques heures en moyenne. Pour continuer à améliorer les simulations des pics de pollution lors de déversements, une étude sur la dispersion numérique est en cours afin de comparer les valeurs obtenues dans le modèle avec des valeurs théoriques calculées sur des tronçons de la Seine et de la Marne.

Une source d'incertitude forte demeure sur les déversements en temps de pluie, liée à l'estimation de la concentration en *E. coli* dans les rejets. Pour améliorer cette estimation, il est prévu de réaliser une analyse de sensibilité sur les différents apports de BIFs, puis d'utiliser ces résultats pour proposer une démarche d'assimilation de données permettant de recalibrer les concentrations dans les apports par rapport à des mesures effectuées en rivière.

Il ressort aussi des comparaisons entre les données simulées et les données mesurées que les concentrations observées les plus faibles ne sont pas atteintes par le modèle. Ces différences sont constatées en temps sec, et sont donc peu liées aux rejets urbains. Il apparaît clairement sur certains secteurs de la Marne et de la Seine (données non montrées) que la décroissance bactérienne est plus élevée dans les mesures entre deux sites que ce qui est simulé, en particulier dans les secteurs entre Champigny et Alfortville pour la Marne et entre le Quai Saint-Bernard et le pont d'Iéna pour la Seine. Il est donc nécessaire d'identifier les liens possibles entre des facteurs physiques ou biologiques et la vitesse de décroissance des *E. coli* dans ces secteurs.

La simulation de scénarios permet de mettre en avant l'avantage d'un modèle déterministe pouvant simuler des changements futurs dans le réseau d'assainissement en adaptant les entrées aux nouvelles conditions étudiées. Cette utilisation du modèle permet de valider des projets et scénarios futurs en identifiant l'impact de ces changements s'ils avaient été mis en place dès les années utilisées dans les simulations. Dans cette étude, en utilisant des années récentes de 2016 à 2019 pour les simulations, les changements apportés par les scénarios sont très importants, en particulier en ce qui concerne l'augmentation du nombre de jours d'ouverture possible d'un site de baignade par rapport à la simulation de référence.

De plus, les résultats de ces simulations seront utilisés dans le cadre du projet européen *Digital Water City* (DWC) H2020 qui vise à développer des outils numériques dans le domaine de la gestion de l'eau en

milieu urbain. Un objectif du projet est de réaliser un *Early Warning System* (EWS) permettant de prédire et d'alerter sur la qualité sanitaire des sites de baignades en Seine et en Marne notamment à partir de données hydro-météorologiques. Ainsi, les résultats des scénarios fourniront un jeu de données sur la qualité attendue en Seine et en Marne, lorsque les modifications du réseau d'assainissement seront terminées et permettront alors de calibrer un modèle statistique développé par les partenaires du projet européen à Berlin au sein du Kompetenzzentrum Wasser Berlin (KWB) (Seis et al., 2018). Le modèle statistique nécessite un nombre important de données afin d'être calibré pour prédire la qualité de l'eau d'un site de baignade. Le modèle ProSe permet donc de produire des jeux de données simulées en intégrant les modifications futures du réseau qui serviront à recalibrer le modèle statistique.

Bibliographie

- Acra, A., éd. *Water Disinfection by Solar Radiation: Assessment and Application*. IDRC Technical Studies 66e. Ottawa, On: IDRC, 1990.
- Barcina, I, J M González, J Iriberry, et L Egea. « Effect of Visible Light on Progressive Dormancy of Escherichia Coli Cells during the Survival Process in Natural Fresh Water ». *Applied and Environmental Microbiology* 55, n° 1 (janvier 1989) : 246-51. <https://doi.org/10.1128/aem.55.1.246-251.1989>.
- Edberg, S.C., E.W. Rice, R.J. Karlin, et M.J. Allen. « Escherichia Coli: The Best Biological Drinking Water Indicator for Public Health Protection ». *Journal of Applied Microbiology* 88, n° S1 (décembre 2000): 106S-116S. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2000.tb05338.x>.
- European Union (EU) Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC.
- Even S., Poulin M., Garnier J., Billen G., Servais P., Chesterikoff A. & Coste M., 1998. *River ecosystem modelling: application of the PROSE model to the Seine River (France)*, Hydrobiologia 373/374: 27-45.
- Fewtrell, Lorna & Bartram, Jamie. (2001). *Water quality : guidelines, standards and health : assessment of risk and risk management for water-related infectious diseases / edited by Lorna Fewtrell and Jamie Bartram*. World Health Organization.
- Fewtrell, Lorna, et David Kay. « Recreational Water and Infection: A Review of Recent Findings ». *Current Environmental Health Reports* 2, n° 1 (mars 2015): 85-94. <https://doi.org/10.1007/s40572-014-0036-6>.
- Fujioka, R S, H H Hashimoto, E B Siwak, et R H Young. « Effect of Sunlight on Survival of Indicator Bacteria in Seawater ». *Applied and Environmental Microbiology* 41, n° 3 (mars 1981): 690-96. <https://doi.org/10.1128/aem.41.3.690-696.1981>.
- Gourmelon, Michèle. « ETUDE DE LA LUMIERE VISIBLE COMME FACTEUR LIMITANT DE LA SURVIE DE ESCHER/CHIA COLI EN MILIEU MARIN », s. d., 161.
- Iooss, Bertrand. « Revue sur l'analyse de sensibilité globale de modèles numériques » 152, n° 1 (2011): 23.
- Jabbour, Daas. « Etude expérimentale et modélisation de la dispersion en champ lointain suite à un rejet accidentel d'un polluant miscible dans un cours d'eau. Application à la gestion de crise. », 2006, 247.
- Jacob, Pauline, Annabelle Henry, Gaëlle Meheut, Nadine Charni-Ben-Tabassi, Valérie Ingrand, et Karim Helmi. « Health Risk Assessment Related to Waterborne Pathogens from the River to the Tap ». *International Journal of Environmental Research and Public Health* 12, n° 3 (10 mars 2015): 2967-83. <https://doi.org/10.3390/ijerph120302967>.
- Jacques, Julien. « Pratique de l'analyse de sensibilité : comment évaluer l'impact des entrées aléatoires sur la sortie d'un modèle mathématique », s. d., 14.
- Kistemann, Thomas, Alexandra Schmidt, et Hans-Curt Flemming. « Post-Industrial River Water Quality—Fit for Bathing Again? » *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 219, n° 7 (octobre 2016): 629-42. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2016.07.007>.
- Launay, M., J. Le Coz, B. Camenen, C. Walter, H. Angot, G. Dramais, J.-B. Faure, et M. Coquery. « Calibrating Pollutant Dispersion in 1-D Hydraulic Models of River Networks ». *Journal of Hydro-Environment Research* 9, n° 1 (mars 2015): 120-32. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2014.07.005>.
- Martin, Laurent. « Ecological functioning of the Seine river downstream the wastewater treatment plant

“« Seine Aval »”: experimental datas and bidimensional modeling. », s. d., 298.

Meyerhoff, Jürgen, Alexandra Dehnhardt, et Volkmar Hartje. « Take Your Swimsuit along: The Value of Improving Urban Bathing Sites in the Metropolitan Area of Berlin ». *Journal of Environmental Planning and Management* 53, n° 1 (janvier 2010): 107-24. <https://doi.org/10.1080/09640560903399863>.

Reynolds, Liam J., Laura Sala-Comorera, Niamh A. Martin, Tristan M. Nolan, Jayne H. Stephens, Aurora Gitto, Gregory M.P. O'Hare, John J. O'Sullivan, et Wim G. Meijer. « Correlation between Antimicrobial Resistance and Faecal Contamination in Small Urban Streams and Bathing Waters ». *Science of The Total Environment* 739 (octobre 2020): 140242. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140242>.

Sales-Ortells, Helena, Giulia Agostini, et Gertjan Medema. « Quantification of Waterborne Pathogens and Associated Health Risks in Urban Water ». *Environmental Science & Technology* 49, n° 11 (2 juin 2015): 6943-52. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00625>.

Saltelli, Andrea, Marco Ratto, Terry Andres, Francesca Campolongo, Jessica Cariboni, Debora Gatelli, Michaela Saisana, et Stefano Tarantola. *Global Sensitivity Analysis. The Primer*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2007. <https://doi.org/10.1002/9780470725184>.

Seis, Wolfgang, Malte Zamzow, Nicolas Caradot, et Pascale Rouault. « On the Implementation of Reliable Early Warning Systems at European Bathing Waters Using Multivariate Bayesian Regression Modelling ». *Water Research* 143 (octobre 2018): 301-12. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.06.057>.

Vilmin, Lauriane. Modélisation du fonctionnement biogéochimique de la Seine de l'agglomération parisienne à l'estuaire à différentes échelles temporelles. Hydrologie. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, 2014. Français. NNT : 2014ENMP0055. tel-01142418.

Wang, Shuaitao, Nicolas Flipo, et Thomas Romary. « Time-Dependent Global Sensitivity Analysis of the C-RIVE Biogeochemical Model in Contrasted Hydrological and Trophic Contexts ». *Water Research* 144 (novembre 2018): 341-55. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.07.033>.

Wang, Shuaitao. Simulation du métabolisme de la Seine par assimilation de données en continu. Hydrologie. PSL Research University, 2019. Français. NNT : 2019PSLEM029. tel-02388690.

Wuijts, Susanne, Lieke Friederichs, Judith A. Hin, Franciska M. Schets, Helena F. M. W. Van Rijswijk, et Peter P. J. Driessen. « Governance Conditions to Overcome the Challenges of Realizing Safe Urban Bathing Water Sites ». *International Journal of Water Resources Development*, 1 juin 2020, 1-25. <https://doi.org/10.1080/07900627.2020.1755617>.