PiREN Seine

Fascicule #21



La **baignade** en **Seine** et en **Marne**

Sous la direction de Gabrielle Bouleau, Françoise Lucas et Jean-Marie Mouchel

PiREN Seine

La baignade en Seine et en Marne

Sous la direction de :
Gabrielle Bouleau[1], Françoise Lucas[2], Jean-Marie Mouchel[3]

Contributeurs :
Sam Azimi[4], Sabine Barles[5], Marion Delarbre[6], Agathe Euzen[7], Angélique Goffin[2], Sabrina Guérin[4], Jean-Paul Haghe[8], Arthur Guillot-Le Goff[2], Vincent Jauzein[4], Paul Kennouche[6], Laurence Lestel[3], Laurent Moulin[9], Julia Moutiez[10], Manel Naloufi[2], Antoine Raoult[2], Vincent Rocher[4], Gaële Rouillé-Kielo[11], Gilles Varrault[2], Brigitte Vinçon-Leite[2], Sébastien Wurtzer[9]

Avec le concours de :
Groupe de travail « Amélioration de la connaissance » piloté par la Ville de Paris, le syndicat Marne-Vive, HAROPA PORT

[1] INRAE, UMR LISIS – [2] Laboratoire Eau, Environnement et Systèmes Urbains, Université Paris-Est Créteil, Ecole des Ponts ParisTech
[3] Sorbonne Université, UPMC, CNRS, EPHE, UMR 7619 METIS – [4] SIAAP – [5] Université Paris 1 Panthéon Sorbonne, UMR 8504 Géographie-Cités – [6] Ville de Paris
[7] CNRS – [8] Université de Rouen Normandie, UMR 8586 PRODIG – [9] Laboratoire Recherche Biologie, Eau de Paris
[10] Ecole d'Architecture de Paris-Val de Seine, Université Paris Nanterre-CNRS, UMR 7218 CRH-LAVUE – [11] CD 93



Sommaire

INTRODUCTION 6

CHAPITRE 1 : L'histoire de la baignade dans la Seine et la Marne à Paris et en banlieue : un enjeu sanitaire récent 8

1. Histoire de l'eau en ville 10
2. Histoire des baignades 12
3. Histoire des interdictions de baignade 16

CHAPITRE 2 : Le risque sanitaire aujourd'hui : surveillance, état des lieux, gestion 20

1. État des lieux du risque sanitaire 22
2. Surveillance : normes, échantillonnages, réseaux de capteurs 33
3. Bilan de l'état de la Seine et de la Marne aujourd'hui 36
4. Des modèles prédictifs et des systèmes d'alerte 44

CHAPITRE 3 : Rouvrir des baignades en Marne et en Seine 52

1. La mise à l'agenda politique 54
2. Mises à l'eau 59
3. Choix techniques pour limiter les sources de contamination 63
4. Controverses et médiatisation 65
5. Perceptions et enjeux de gestion des sites 66

CONCLUSION GÉNÉRALE 76

Références 78

Glossaire 89

Sigles 90



Introduction

Pratique courante jusqu'au début du XX^e siècle dans les grandes villes européennes, la baignade dans les cours d'eau urbains a progressivement été interdite. Aujourd'hui, alors que la qualité de l'eau s'est améliorée et qu'il est possible de se baigner en eau libre[1] dans plusieurs métropoles européennes (Copenhague, Amsterdam, Vienne, Berne ou Bâle), la question d'autoriser de nouveau la baignade en cœur de ville est posée par une partie de la population urbaine et/ou par des responsables politiques comme à Bruxelles, Londres, Paris et Berlin.

Dans l'agglomération parisienne, cette revendication a été portée par plusieurs collectifs sur la Marne et la Seine et finalement inscrite dans la candidature de Paris pour accueillir les Jeux olympiques et paralympiques en 2024, avec la double ambition d'accueillir des épreuves de nage libre et de triathlon en Seine et de laisser en héritage aux franciliens plusieurs sites de baignade en Marne et en Seine au-delà de 2024.

Mais pour que cette baignade s'effectue sans risque, il faut modifier des infrastructures de gestion de l'eau et imaginer les futurs modes de gestion des sites de baignade. En effet, les réseaux de collecte et de traitement des eaux usées ont été conçus pour respecter des exigences de qualité chimiques et écologiques, donc pour éliminer les macro-polluants (carbone, azote, phosphore, matières en suspension), mais pas pour limiter les pathogènes d'origine fécale, même si les unités de traitement des pollutions urbaines éliminent aussi une part des bactéries (Rocher et Azimi, 2016). S'y intéresser pour garantir une qualité sanitaire pour la baignade a permis de découvrir des sources de contamination qui étaient peu connues et dont les dynamiques n'avaient pas été étudiées. Depuis l'adoption du Plan Qualité de l'eau et Baignade en 2016, des investissements conséquents ont été consentis pour mettre à niveau les infrastructures et beaucoup de connaissances nouvelles ont été produites par le suivi des collectivités et par les travaux de recherche sur la qualité bactériologique et virologique de la Marne et de la Seine. Parallèlement, des travaux de recherche ont été menés sur les perceptions du public et les enjeux de la gestion des sites de baignade pour mieux anticiper les attentes et les éventuelles contraintes qui ne sont pas uniquement sanitaires.

1 Bien que beaucoup d'acteurs évoquent indifféremment les termes « eau vive » et « eau libre », nous proposons d'utiliser le terme de baignade « en eau libre » lorsque les baigneurs sont en contact avec une eau de lac ou de rivière, et de réserver le terme d'eau vive pour les activités nécessitant un fort courant. La baignade en eau libre se distingue des baignades en piscines alimentées par de l'eau traitée.

Gestionnaires et chercheurs ont beaucoup appris de cette nouvelle préoccupation et ce fascicule résume les enseignements tirés de cette expérience. La première partie explique tout ce que cette problématique doit à l'histoire de la gestion de l'eau en ville, à l'histoire des baignades et l'histoire de leur interdiction. La deuxième partie expose les connaissances sur le risque sanitaire actuel, ainsi que les problématiques de surveillance et de gestion de la baignade. Enfin, la troisième partie se concentre sur les enjeux de la réouverture de sites de baignade en Marne et en Seine.





CHAPITRE 1



L'histoire de la baignade dans la Seine et la Marne à Paris et en banlieue : un enjeu sanitaire récent

Ce chapitre met en perspective le développement puis la disparition des baignades en rivière et leur interdiction progressive avec des évolutions plus profondes de la gestion de l'eau en ville. En effet, l'histoire des baignades fluviales est liée à trois autres processus concomitants : l'augmentation de la population urbaine, l'imperméabilisation de l'espace public urbain et l'accroissement de la utilisation d'eau à domicile.

1. Histoire de l'eau en ville

Des changements profonds ont affecté la gestion urbaine de l'eau entre le XIXe et le XXIe siècle, en région parisienne comme dans plusieurs villes européennes (Lestel et Carré, 2017), avec des basculements de doctrines et de priorités liés aux modes de vie et aux technologies disponibles (Barles, 2007). En Île-de-France actuellement, la capitale et les communes de proche couronne sont dotées d'un double réseau de distribution d'eau (potable et brute) et d'un réseau d'égout unitaire. Les communes de la banlieue plus lointaine sont équipées d'un réseau de distribution d'eau potable et d'un réseau d'égout séparatif. Cette situation résulte des ajustements successifs d'un système technique qui n'était pas initialement conçu pour distribuer l'eau à domicile, ni pour recevoir les excrétas humains.

L'engouement pour la baignade en rivière n'a pas toujours existé non plus. Les bateaux-pontons sur la Seine se développent à la fin du XVIIIe siècle (Duhau, 2007) après plusieurs siècles de méfiance à l'égard de l'eau, que l'on préférait utiliser pour laver les vêtements plutôt que les corps (Goubert, 1986). La doctrine hygiéniste se constitue en France entre 1750 et 1830, d'abord chez les médecins. Elle se diffuse ensuite, notamment parmi les ingénieurs, et remet en cause cette vision de l'eau. Le bain devient une pratique d'hygiène recommandée par les autorités sanitaires, tandis que les ingénieurs des ponts et chaussées en charge de la rectification urbaine mettent en œuvre un principe de circulation généralisée et de séparation des éléments (air, eau, sol) afin d'assainir l'espace urbain (Barles, 1999). Les ingénieurs construisent le canal de l'Ourcq pour alimenter un réseau d'eau public dédié aux fontaines et au lavage des rues progressivement pavées. À partir de 1840, cette eau détournée du grand cycle naturel pour être amenée en ville par le réseau dépasse la quantité d'eau qui tombe naturellement sur la ville par précipitation (Figure 1) (Barles, 2007).

Au début du XIXe siècle, les égouts souterrains sont rares à Paris. Un premier programme est mis en œuvre afin d'évacuer les eaux ruisselant naturellement des coteaux et artificiellement des bornes-fontaines. Associé au reprofilage de la chaussée (qui de fendue devient bombée), à l'adoption des trottoirs et à la généralisation du pavage, ce programme favorise un espace urbain sec, propice à la circulation. Entre 1831 et 1858, le réseau pluvial passe de 40 à 168 km et les autorités interdisent qu'on y déverse toute matière étrangère (Barles et Lestel, 2007). Les ordures ménagères sont alors récupérées par les chiffonniers qui en font commerce, tandis que le résidu (la gadoue, mélange de restes ménagers, de terre, de déjections animales) est commercialisé auprès des agriculteurs. De même, les excrétas humains, source reconnue d'azote puis de phosphore pour l'agriculture, sont récupérés pour être transformés en engrais. Cette filière se construit à partir de la vidange des fosses d'aisance dont le contenu est apporté dans des lieux de stockage, d'abord aux portes de Paris (à Montfaucon, près de la barrière du Combat) puis plus loin (à Bondy) où les industriels rivalisent de procédés (évaporation, distillation, etc.) pour fabriquer des engrais (Barles, 2005).

Parallèlement, de plus en plus d'activités qui se déployaient dans l'espace public se reportent dans l'espace privé domestique ou marchand, ou dans l'espace souterrain des réseaux. C'est notamment le cas du bain, qui va contribuer à alimenter une demande pour la desserte en eau potable à domicile et donc à la disparition des porteurs d'eau qui sillonnaient les rues de la capitale. La distribution d'eau à domicile se développe au Second Empire sous la houlette d'Eugène Belgrand, qui conçoit un nouveau réseau d'aqueducs alimenté par des sources (situées parfois à plus de 100 km de Paris) et par des prélèvements en Marne et en Seine. Paris dispose depuis lors de deux réseaux de distribution d'eau : le réseau d'eau brut pour nettoyer les rues et arroser les espaces verts et ce nouveau réseau d'eau potable.

L'arrivée de l'eau en abondance dans les maisons (d'abord des plus riches) entraîne le problème quasiment inédit de son évacuation. Il est déjà pointé dans les années 1810-1820, lorsque la mode du bain à domicile se développe : la baignoire et l'eau chaude sont livrées par les ouvriers des entreprises qui offrent ce service. L'eau salie est souvent rejetée dans la fosse d'aisances qu'elle contribue à remplir prématurément tout en liquéfiant les matières, qui perdent ainsi de la valeur. Une première réponse à ce problème est donnée en 1852, avec l'obligation du raccordement à l'égout des eaux ménagères, mais plusieurs questions restent en suspens : la dégradation de la qualité des eaux d'égout et donc de la Seine ; le devenir des eaux issues des toilettes à chasse d'eau, qui se répandent au même moment ; enfin, la salubrité des sites de traitement des vidanges. Simultanément, de nouveaux engrais arrivent sur le marché (phosphates fossiles, guano, néanmoins peu

utilisé, engrais industriels divers[2]), le tout dans un contexte de croissance de la population qui triple pour Paris entre 1831 et 1911 (Barles, 2007).

La solution retenue, très conflictuelle et longuement débattue (Jaquemet dans Levêque, 1981) consiste d'une part, à unifier le réseau d'égout en un même réseau qui rejette dans la Seine hors de Paris (volet très peu contesté), ce qui sera réalisé dès les années 1850 ; d'autre part, à pratiquer le tout-à-l'égout associé à l'épandage agricole des eaux que l'on ne nomme pas encore usées. Ce second volet est très progressivement mis en œuvre, avec une phase expérimentale à la fin des années 1860, puis le vote de la loi qui impose le tout-à-l'égout en 1894. De grands champs d'épandage sont mis en service à Gennevilliers, puis à Achères, Méry-Pierrelaye et Carrières-Triel. La surface d'épandage dépasse les 5 000 hectares au début du XX^{e} siècle et reçoit 40 000 m^3 par hectare et par an, soit six fois le volume apporté par les pluies (Barles, 2007). À Paris, le taux de raccordement augmente progressivement et atteint 88 % en 1931 (Barles, 2007). En banlieue[3], les communes souhaitent aussi se raccorder au tout-à-l'égout pour éviter aux ménages d'investir dans des fosses septiques. Cependant, de 1902 à 1929, seules quelques communes proches de la Bièvre au sud de la capitale, le long de la Seine à l'aval de Paris et de l'est parisien obtiennent le droit de rejeter dans le réseau urbain, en prévision de la construction d'une usine à Colombes et de collecteurs sur les rives de Seine (Carré, 2013). À l'aval de Clichy, le rejet direct est toléré, compte tenu de la qualité très dégradée de la Seine. En amont de Paris à l'inverse, sur la Marne et la Seine, les réseaux d'eau pluviale théoriquement séparatifs sont parfois raccordés au réseau unitaire, faute d'exutoire. Dans cette période transitoire, « les volontés des élus et des services techniques de la ville de Paris vont osciller entre volontarisme et renoncement » (Lestel et al., 2017).

À la veille de la Première Guerre mondiale, la situation est contrastée entre Paris (largement dotée en eau et en phase de raccordement à l'égout) et la banlieue (pauvre en eau et en égouts) et s'apparente surtout à une situation de crise. Les déversements directs des eaux d'égout en Seine et en Marne, associés aux rejets industriels, à ceux des déversoirs d'orage et des drains des champs d'épandage conduisent à une dégradation inquiétante de la qualité de l'eau. Les nombreux prélèvements entraînent une chute des débits d'étiage qui aggrave la situation en été, menant à une pénurie potentielle en contexte de croissance de l'utilisation tant unitaire que totale (350 l/hab./an utilisés à Paris, 150 l/hab./jour en banlieue). Les champs d'épandage ne parviennent plus à absorber toutes les eaux usées parisiennes, ce qui sert d'argument pour refuser le raccordement de la banlieue. La guerre de 1914-1918 et les conflits existants entre Paris et les communes de banlieue conduisent à un enlisement de la situation.

En 1929 est finalement adopté le plan général d'assainissement de la Seine. Il acte la structuration départementale de l'assainissement (tandis que l'eau reste de la compétence des communes souvent regroupées en syndicats) et le choix de la station d'épuration comme mode de traitement des eaux usées : la première tranche d'Achères ouvre en 1940 (Bellanger et Pineau, 2013). Jusque dans les années 1980, malgré l'augmentation de la capacité d'épuration, le sous-équipement et les dysfonctionnements sont chroniques. La qualité de l'eau en rivière ne s'améliore qu'après 1980.

Parallèlement, l'eau quitte l'espace public toujours plus étanche. L'enterrement des petites rivières urbaines (comme la Bièvre, enfouie partiellement dès le XIX^{e} siècle et totalement couverte à Paris en 1912) et l'imperméabilisation croissante de la voirie pour favoriser la circulation automobile donnent naissance à un espace public sec (Guillerme, 1991). Mais la quantité d'eau distribuée et collectée dans les réseaux augmente. En 1920, le volume d'eau prélevé dans la Seine pour les usages urbains de Paris et la banlieue atteignait 28 m^3/s, alors que le débit d'étiage de la Seine à Paris atteint difficilement 35 m^3/s.

À son point culminant, en 1960, l'utilisation d'eau parisienne a représenté 550 millions de m^3 par an, soit huit fois la quantité d'eau de pluie qui tombe sur la capitale (Barles, 2007) et 1/20^{e} du débit moyen de la Seine à Paris. Cela représentait une utilisation de 400 litres par habitant et par jour, en incluant les usages non domestiques (industries, commerces, bureaux). Aujourd'hui, elle est de 323 l/hab./jour (118 m^3/hab./an) soit un volume total de 255 millions de m^3 par an, ce qui représente encore quatre fois la quantité de pluie qui tombe sur Paris. Soixante dix pour cent de cette eau sont destinés à l'utilisation domestique.

2 Plus tard (début du XX^{e} siècle), sulfate d'ammoniaque produit par les grandes cokeries, potasse d'Alsace et azote minéral issu du procédé Haber-Bosch.
3 Département de la Seine (hors Paris) jusqu'en 1967 et départements de la petite couronne.

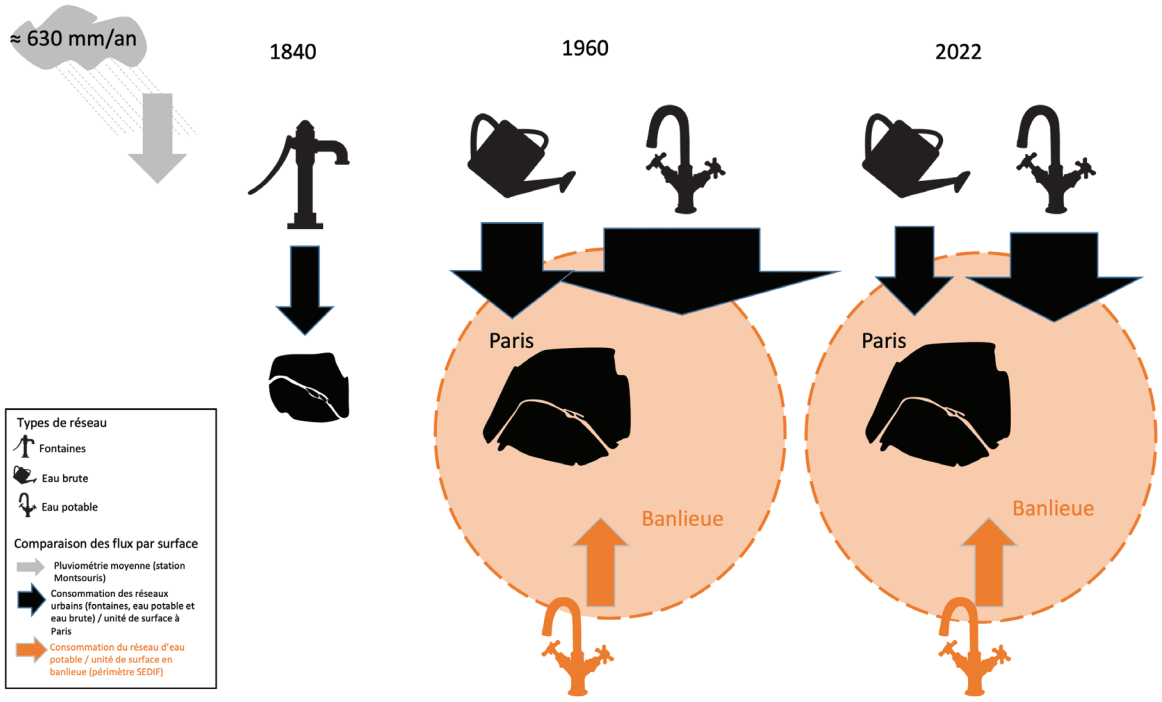


Figure 1. Évolution du rapport entre les volumes d'eau distribués par les réseaux urbains à Paris (eau brute et eau potable) et en banlieue, et les volumes apportés par la pluie.

En banlieue, l'utilisation domestique et non domestique a également baissé, de 250 l/hab./jour dans les années 1960 à 150 l/hab./jour aujourd'hui (données SEDIF). Sur le périmètre desservi par le Syndicat des eaux de l'Île-de-France (SEDIF) en 2022, cette utilisation représente 482 millions de m³, soit l'équivalent du volume apporté par la pluviométrie. L'utilisation en banlieue est très influencée par l'arrosage des jardins et suit les augmentations de température (environ + 1,3 % par degré supplémentaire).

En excluant les usages industriels et agricoles, on peut affirmer que le modèle mis en œuvre a conduit à un transfert massif d'eau depuis le milieu naturel vers l'espace privé ou intérieur, et singulièrement du bain (chez soi, à la piscine), tandis que l'eau a été en grande partie éliminée de l'espace public et restituée en piètre état aux milieux, rendant durablement toute baignade en eau libre impossible.

2. Histoire des baignades

À la fin du XIXe siècle s'observe un essor des baignades en Marne et en Seine à l'extérieur de Paris. Il est lié à la régulation des baignades en rivière dans la capitale, qui entraîne leur développement en banlieue. Ce dernier est renforcé par la fréquentation des communes accessibles en train depuis Paris pour les loisirs et la villégiature. En effet, la baignade en Seine dans Paris n'est autorisée que dans des établissements listés par les autorités (Duhau, 2007). En banlieue, elle est autorisée en Seine dans des lieux établis chaque année, dont le nombre croît considérablement entre-deux-guerres jusqu'à atteindre 155 en 1937. Dans les années 1950 et 1960, les plages de la Marne, plus ou moins aménagées, connaissent une période faste avant de devoir fermer dans la décennie 1970, à la suite d'un arrêté préfectoral motivé par un niveau de pollution important. Entre les premiers interdits sur la Seine (qui ne font pas référence à la qualité de l'eau) et ces dernières interdictions sur la Marne, quel pouvait être le niveau de risque de pollution bactérienne dans les cours d'eau franciliens où était pratiquée la baignade ?

La carte ci-après (Figure 2) rend compte de ce risque en fonction de la nature des rejets du réseau d'assainissement (alors en construction) et du milieu. À ces informations est superposée la localisation - non exhaustive - des lieux de baignade connus dans la littérature (Duhau 2007) et recensés dans les archives départementales. La description réalisée par Catherine Carré (2013) du développement du réseau d'assainissement permet de distinguer trois grands types de gestion des eaux-vannes en banlieue francilienne

en 1929. Dans le centre de Paris et dans quelques communes de banlieue, qui avaient pu se raccorder aux collecteurs parisiens à proximité, le réseau était unitaire (eaux-vannes et eaux pluviales rejoignaient les égouts). Ces eaux étaient acheminées à l'aval de la capitale pour être rejetées au niveau de Clichy, puis épandues dans des champs dès la fin du XIX^{e} siècle. Elles n'étaient rejetées dans la Seine à Paris ou sa proche couronne qu'en cas de débordements liés à des « trop-pleins » causés par une pluviométrie importante. Le risque de pollution bactérienne y était donc, comme aujourd'hui, plutôt localisé dans le temps et l'espace. Un deuxième cas de figure est lié au contexte de l'époque, avec l'arrivée imminente des premières stations d'épuration (Colombes est ouverte dans l'entre-deux-guerres). Certaines communes étaient alors autorisées à rejeter directement leurs eaux-vannes dans la Seine, en prévision de leur raccordement prochain au réseau. Ce choix politique, censé être temporaire, tolérait donc un risque de pollution bactérienne important, pouvant nuire à des pratiques riveraines existantes comme la baignade. Dans les autres communes, le rejet des eaux-vannes dans le système d'égouts était interdit et les propriétaires devaient donc s'équiper de fosses septiques. Les fosses avec drain n'éliminaient pas les bactéries, mais dans de nombreuses communes situées en périphérie de Paris, le phénomène d'urbanisation était encore limité. Malgré la mise en place, dans les décennies suivantes, d'un réseau séparatif dans ces zones, le risque de pollution bactérienne ne fut pas résorbé. Les nombreux branchements défectueux au réseau, couplés à l'importante croissance démographique et urbaine de la région francilienne dans les années 1950-1960, ont au contraire participé à l'augmenter.

Cette carte met donc en évidence la coexistence de rejets, plus ou moins importants, d'eaux susceptibles de provoquer des pollutions bactériennes, et de la pratique de la baignade en rivière, avant que les autorités ne finissent par juger cette situation problématique du fait de l'importance des pollutions observées dans les années 1970. La consultation de documents d'archives sur les communes concernées pourrait permettre de mettre à jour d'éventuelles plaintes face à ces pollutions avant l'interdiction de la baignade.

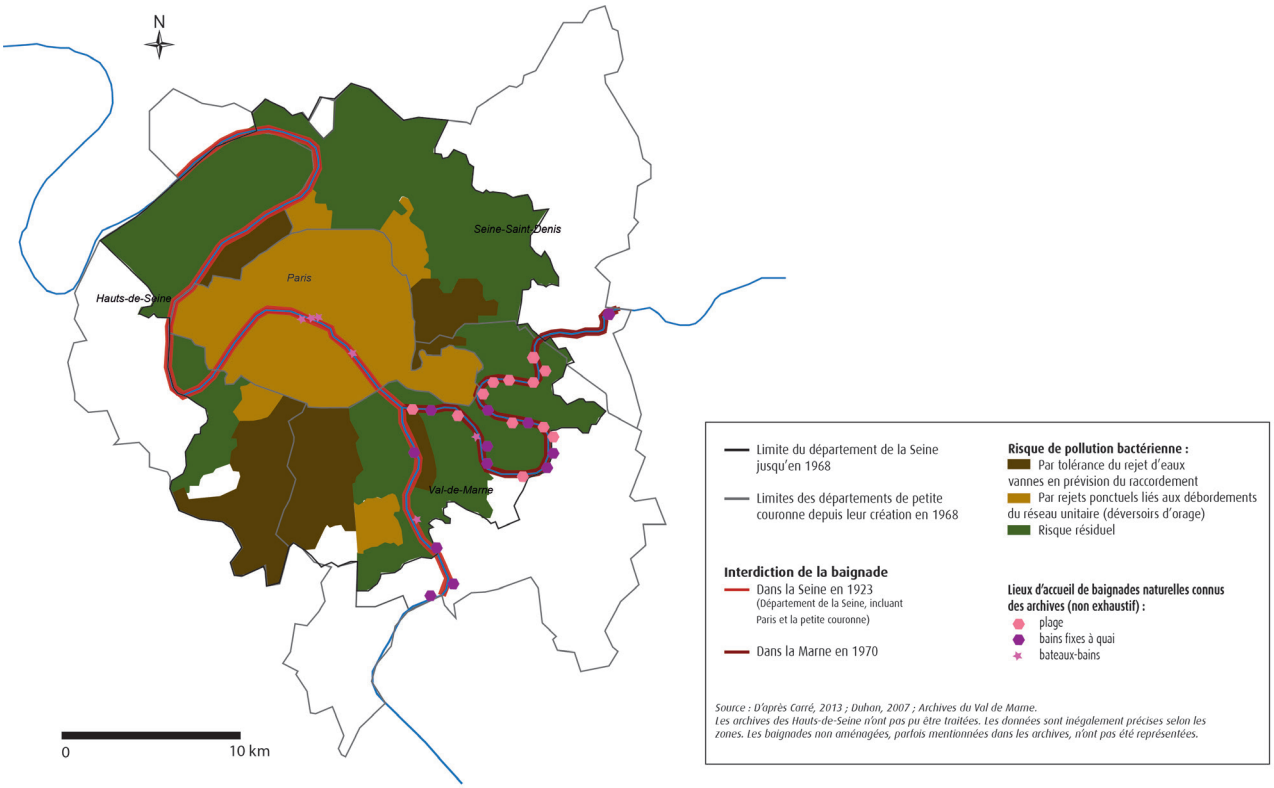


Figure 2. Situation de l'assainissement et de la baignade en Seine et Marne en 1923.

La baignade est une pratique qui ne nécessite pas forcément d'aménagements, tant que l'entrée et la sortie de l'eau sont permises par le modèle des berges. Des pratiques formelles comme informelles peuvent avoir lieu lorsqu'un fleuve ou une rivière ne sont pas canalisés, que le lit s'incline progressivement de la rive à l'eau (grèves, plages naturelles, etc.), que les quais ne soient pas trop élevés par rapport au niveau de l'eau, ou qu'ils offrent des prises pour en sortir (échelles, marches, rochers, rampes de mise à l'eau d'embarcations, pontons flottants). Si elles ne sont pas nécessairement interdites par les autorités locales, ces pratiques ne sont pas pour autant délimitées dans l'espace de la rive comme de l'eau. Elles forment un premier type de site de baignade : celui des « baignades non aménagées »[4] (Figure 3-A). Cependant, entre le XVIII[e] et le XX[e] siècle à Paris puis en Île-de-France, une série d'arrêtés est publiée pour encadrer les pratiques et les corps dénudés des baigneurs, tout en les amenant progressivement à occuper des espaces dédiés pour les écarter de la navigation (cf. Chapitre 1.3). Face à ces nouvelles contraintes législatives, des aménagements de plus en plus complexes vont émerger et se doubler de différents services (Duhau, 2007) répondant à de nouvelles attentes (apprentissage et pratique de la natation, loisirs et sociabilités festives en dehors de Paris) (Le Bas, 2010). En s'appuyant sur les travaux d'Isabelle Duhau (2007), des photographies d'archives et des extraits de journaux d'époque, nous distinguons trois autres types de sites de baignade en eau libre, tandis que les bains d'hygiène se replient progressivement vers la sphère privée :

- les « bateaux-bains » (Figure 3-B) sont constitués de plusieurs barges ou pontons flottants assemblés, parfois complétés de pilotis. Ils apparaissent entre la toute fin du XVIII[e] siècle et le début du XIX[e] siècle. Leurs parois cachent les baigneurs du regard des riverains tout en accueillant potentiellement différentes fonctions (vestiaires, restauration, salons particuliers, lavage du linge, coiffure, etc.). Ces éléments linéaires définissent en leur centre un ou plusieurs bassins séparés du reste du cours d'eau en surface, puis progressivement en sous-face pour des raisons de sécurité et d'hygiène. Mais ces bains restent toujours alimentés par l'eau dans laquelle ils se trouvent. Ils sont généralement remisés en hiver pour dégager le trafic fluvial. Face à leur succès cependant, certains se pérennisent.
- des « plages » (Figure 3-C) sont progressivement aménagées et exploitées dès la fin du XIX[e] siècle. Elles peuvent être bordées de cabines pour se changer et se doubler d'une zone de baignade, délimitée par des bouées dans l'eau.
- les « bains fixes à quai » (Figure 3-D et E) émergent au même moment. Il s'agit de constructions directement accolées au quai, au départ en bois. Elles deviennent de plus en plus maçonnées après la Seconde Guerre mondiale, jusqu'à séparer les baigneurs du reste du cours d'eau en surface et en sous-face. De plus en plus, elles filtrent les boues et les macrodéchets et protègent les baigneurs des courants. Les services complémentaires sont ici aussi installés sur la rive. Sur de nombreuses photographies des archives du Val-de-Marne, ces bains fixes ne sont matérialisés que par un quai en bois ou ce qui semble être du béton, sans définir de bassin voire de zone de baignade par ajout de ligne d'eau flottante (Figure 3-E).

Les plages comme les bains fixes sont souvent associées à des guinguettes et d'autres services annexes sur la rive. Elles se situent en bord de Seine et de Marne en dehors de Paris, quand les bateaux-bains, eux, sont particulièrement présents dans la capitale. En parallèle, les premières piscines sont construites à partir de la fin du XIX[e] siècle, pour faciliter l'apprentissage de la natation en toutes circonstances. Elles offrent un environnement de plus en plus maîtrisé, permettant de se baigner en toute saison à qualité et température de l'eau constantes. Certains bains fixes finissent par être détachés du quai pour devenir des bassins indépendants, alimentés par le cours d'eau puis par le réseau d'eau local, et deviennent ainsi eux-mêmes des piscines. Ces aménagements de baignade en eau libre disparaissent au cours du XXe siècle, dans la Seine comme dans la Marne. Ces fermetures sont liées au développement de la navigation, aux évolutions de la qualité des eaux et de sa perception certes, mais aussi à de nouvelles aspirations à mener ses loisirs dans des environnements plus artificiels comme les piscines chlorées, suggère Antoine Le Bas (2010).

4 Comme elles ne laissent pas de trace dans l'espace, elles sont plus difficiles à localiser dans les archives comme sur place. Nous ne les avons donc pas représentées sur la carte.





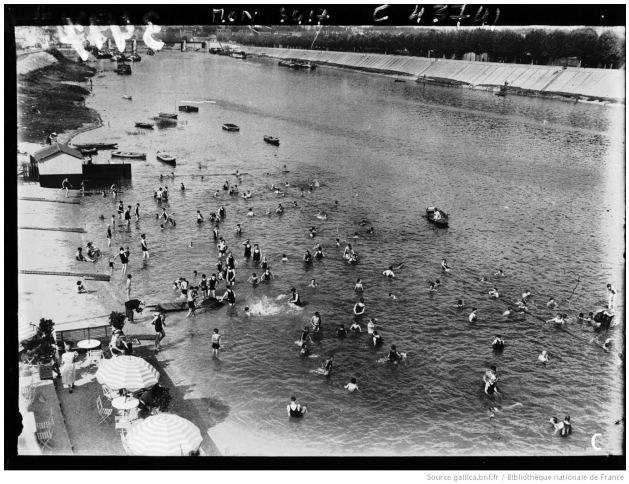






Figure 3. Typologie des baignades. A) Baignade non aménagée : « 7/7/23, chaleur à Paris », Agence Rol, 1923 © Gallica BnF. B) Bateaux-bains : « Panoramique de la pointe de l'Île de la Cité, 1er et 4e arrondissements, Paris », Paul Augustin Gueuvin, 2e moitié du XIXe siècle © Paris Musées / Musée Carnavalet – Histoire de Paris. C) Plages : « Le bain du port à l'Anglais, à Vitry », Agence Mondial, 1928 © Gallica BnF. D) Bains fixes à quai : « La Varenne – La Baignade », non daté © Archives départementales du Val-de-Marne 2FI/Saint-Maur 317. E) Bains fixes à quai : « La Baignade », non daté © Archives départementales du Val-de-Marne 2FI/Nogent 109.

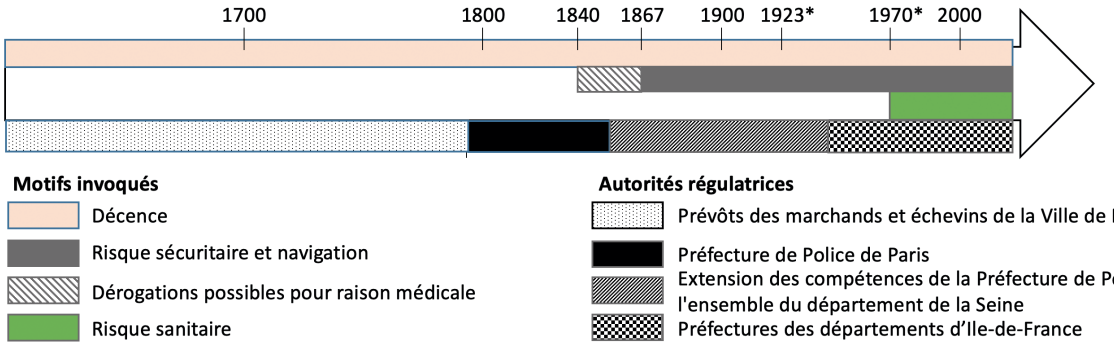
3. Histoire des interdictions de baignade

Différentes autorités ont restreint la baignade dans la Marne et la Seine depuis le XVII[e] siècle, sans que l'enjeu sanitaire soit le principal motif avant les années 1970 (Teysseire et al., 2013).

Au XVII[e] siècle, les restrictions de baignade en Seine à Paris sont émises par les prévôts des marchands et les échevins de la Ville de Paris. Elles visent à interdire la nudité des baigneurs sur les berges ou à l'extérieur des établissements de bains, qui sont des bateaux aménagés pour l'hygiène corporelle, à une époque où le seul moyen d'avoir de l'eau chez soi était d'avoir recours aux porteurs d'eau (cf. Chapitre 1.1 ; Backouche, 2000). Ces textes sont régulièrement réédités, quasiment tous les ans, à l'approche de l'été. Après la Révolution, ces restrictions de baignade pour des raisons de décence sont reprises par la préfecture de police de Paris. La première grande rupture est l'ordonnance du 25 octobre 1840. Pour la première fois, les obligations concernant les « entrepreneurs de bains » et les baigneurs en rivière sont séparées. Elles occupent quelques paragraphes, représentant deux pages sur les cinquante régulant la navigation en rivière, dans les canaux et les ports qui sont du ressort de la préfecture de police. Ainsi, il est interdit de se baigner dans les canaux et en dehors des établissements de bains dans Paris, et de se baigner nu en rivière en dehors de Paris. Cette ordonnance intervient peu après la loi du 19 juillet 1837 votée pour l'amélioration de la navigation en Seine, qui conduira à l'approfondissement du chenal et la construction de barrages éclusés ; elle est concomitante au développement de la navigation à vapeur (Lestel et al., 2018). Il s'agit donc toujours d'interdire la nudité en dehors des établissements de bains, mais aussi de ne gêner en aucune manière la navigation « dans l'intérêt de la sûreté et de la décence publiques ».

À partir de 1853, les actions de la préfecture de police de Paris sont étendues à l'ensemble du département de la Seine. Elle édicte alors régulièrement des ordonnances interdisant la baignade en Seine hors des établissements de bains à Paris, et indiquant cette fois-ci explicitement les quelques secteurs où elle est autorisée hors de Paris, dans les limites de l'ancien département de la Seine (Figure 5). Des dérogations restent cependant possibles pour se baigner en rivière à Paris pour des raisons médicales. La mention de ces dérogations disparaît dans l'ordonnance de 1867. Une refonte de l'ordonnance de 1840 est effectuée le 17 avril 1923 et entérine l'interdiction de toute baignade en rivières et canaux à Paris et dans l'ensemble du département de la Seine, en dehors des établissements de bains et baignades autorisés. Il y est rappelé l'obligation pour les baigneurs d'être décemment couverts, l'interdiction de se baigner nu et d'apporter quelque trouble que ce soit à la navigation de commerce ou de plaisance.

On constate cependant que la Préfecture continue d'accorder des dérogations, pour des événements sportifs ou particuliers comme la traversée de Paris à la nage ou la coupe de Noël (Figure 6). Par ailleurs, l'interdiction de se baigner n'est pas respectée lors des jours de grande chaleur, comme en témoignent de nombreuses photographies (Figure 7).



1923* : Dernier texte réglementaire interdisant la baignade en Seine dans l'ensemble du département de la Seine
1970* : Premier texte réglementaire interdisant la baignade, pour des raisons sanitaires, en Marne dans le département du Val-de-Marne

Figure 4. Motifs et autorités régulatrices de la baignade en Seine et en Marne depuis le XVII[e] siècle en Île-de-France.

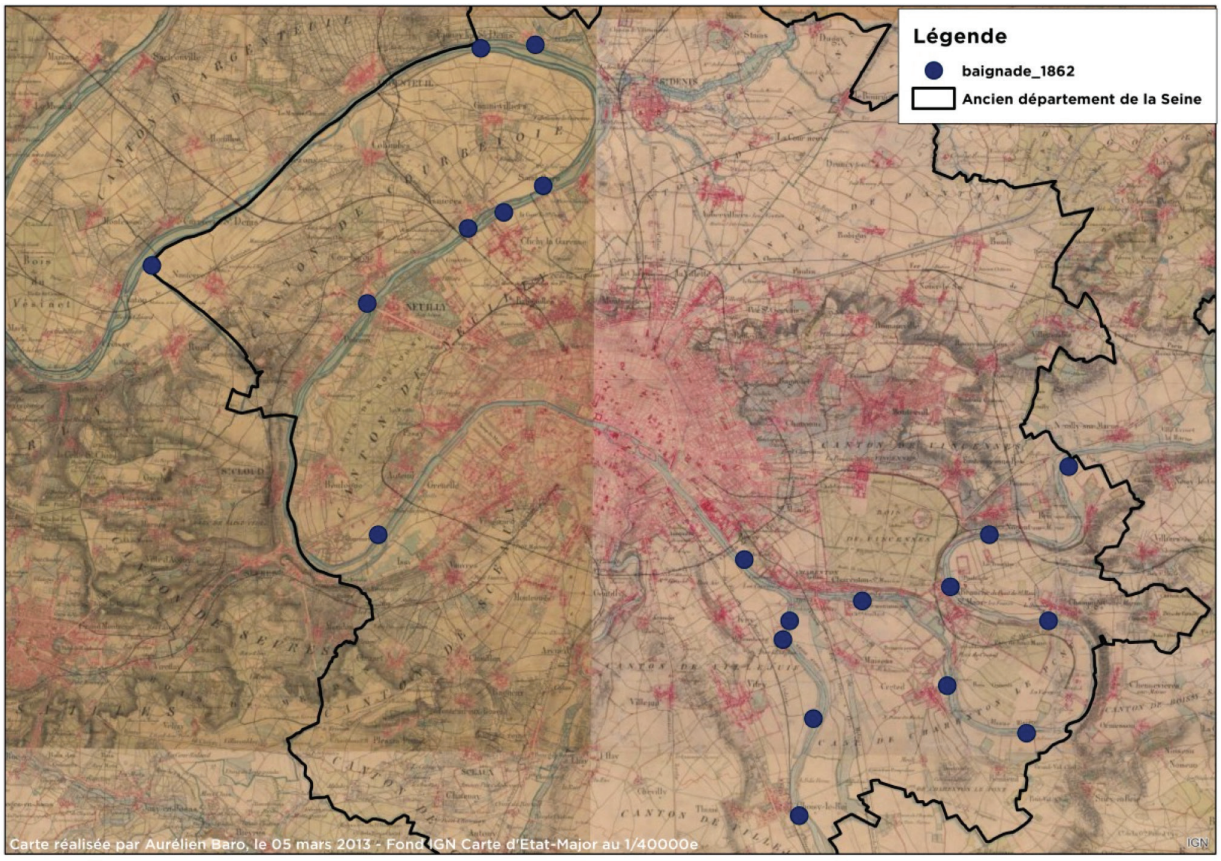


Figure 5. Secteurs de baignades autorisées en rivière dans le département de la Seine en 1862 © Aurélien Baro.



Figure 6. Coupe de Noël, 25 décembre 1918 © Gallica BnF.



Figure 7. « À Ivry, vague de chaleur : bain libre », Agence Mondial, 1932 © Gallica BnF.

À aucun moment, ces restrictions ou interdictions de baignade ne mentionnent la qualité de l'eau de la Seine. Pourtant, des mesures étaient effectuées par les laboratoires de l'Observatoire de Montsouris et montraient alors déjà clairement la contamination bactériologique du fleuve (Meybeck et al., 2017). Les établissements de bains puis les piscines, comme la fameuse piscine Deligny, étaient remplis d'eau de Seine non filtrée, exposant donc les baigneurs à cette contamination. En outre, des baignades en rivière étaient autorisées en aval de Paris à Asnières, Gennevilliers, Épinay, soit en aval du lieu de rejets des égouts de Paris à Clichy. La montée en puissance des questions sanitaires conduit la préfecture à interdire cette baignade en rivière, de façon ponctuelle, lors d'épisodes de « mortalité piscicole considérable » comme en août 1947 (alors même que les eaux d'égout ne sont plus rejetées à

Clichy, mais conduites à Achères pour y être traitées). Mais il n'est pas considéré utile d'émettre de nouveaux textes réglementaires pour interdire définitivement la baignade pour des raisons sanitaires.

Après 1968 et la création des nouveaux départements franciliens, la préfecture du Val-de-Marne, à la suite d'analyses effectuées dans la Marne, interdit la baignade dans cette rivière pour des raisons de santé publique (arrêté du 31 juillet 1970, Figure 8). Pour ces mêmes raisons sanitaires, elle interdit la baignade en Seine dans ses limites administratives par un arrêté du 31 décembre 2003. Cependant, dans ce même département, perdure jusqu'en 1996 l'épreuve internationale de nage palmée au mois de novembre. Cet événement regroupe des sportifs européens et d'Afrique du Nord, qui plongent en Marne d'une part pour l'exploit sportif et d'autre part comme un appel à retrouver l'usage de la baignade. Les interdictions n'ont, jusqu'à aujourd'hui, jamais été remises en question alors même que l'état de la Marne et de la Seine s'est nettement amélioré.

Le double enjeu sanitaire et sécuritaire motive à nouveau un arrêté d'interdiction de la baignade en Seine dans le Val-de-Marne en 2014 puis dans l'Essonne en 2017. Ces interdictions préfectorales limitent ainsi la baignade sans la supprimer totalement. L'accès aux berges de Marne et de Seine devient aussi plus difficile avec les aménagements routiers et plusieurs acteurs politiques associent la désaffection des habitants pour les rivières à ces ruptures d'accès piétonniers (Ribet, 2020).



Figure 8. Panneau interdisant la baignade à Champigny-sur-Marne, 2020 © Gaële Rouillé-Kielo.





CHAPITRE 2



Le risque sanitaire aujourd'hui : surveillance, état des lieux, gestion

Garantir l'accès à une eau propre et à l'assainissement est le 6e objectif de développement durable de l'Union européenne, malgré tout seulement 78,2 % des sites de baignade européens en eau douce montrent une excellente qualité microbiologique en 2021 (EEA, 2022). Or nager dans une eau contaminée peut générer diverses maladies, dont des gastro-entérites et des infections de la peau, des oreilles et des yeux (OMS, 2003). Les épidémies d'origine hydrique sont principalement attribuées aux contaminations fécales provenant d'individus malades ou porteurs sains (Arnone et Walling, 2007). En zone urbaine, les pollutions fécales sont soit directement introduites dans l'eau de surface par défécation, soit transportées vers le milieu aquatique via les effluents du système d'assainissement par temps sec et par temps de pluie. Rose et al. (2000) ont montré une relation significative entre les évènements de précipitations extrêmes et les épidémies d'origine hydrique. Un autre risque est lié à la prolifération de cyanobactéries productrices de toxines, qui sont favorisées par l'eutrophisation des eaux douces dans les bassins versants anthropisés, les nutriments en excès étant apportés par les rejets d'eaux résiduaires et pluviales, ou par le ruissellement sur les parcelles agricoles. Afin d'évaluer le risque d'exposition auquel sont confrontés les baigneurs et de limiter ce risque, la qualité microbiologique des eaux des sites de baignade fait l'objet d'une surveillance estivale, principalement basée sur des bactéries indicatrices de contamination fécale (BIF). Cette surveillance permet aux gestionnaires d'obtenir un classement de qualité d'eau selon la directive 2006/7/EC et de mettre en place une gestion active de leur site de baignade.

1. État des lieux du risque sanitaire

Les eaux de surface présentent des communautés microbiennes et virales complexes pouvant inclure des espèces pathogéniques autochtones ou apportées par des rejets d'eaux usées ou d'eaux pluviales ayant ruisselées sur des surfaces contaminées. De plus, en cas de forte densité de baigneurs, une contamination inter-humaine peut avoir lieu (Calderon et al., 1991). La pollution des eaux de surface des rivières fortement urbanisées comme la Seine ou la Marne peut donc présenter des risques sanitaires pour les baigneurs et les sportifs qui vont entrer en contact avec ces microorganismes pathogènes ou des cyanobactéries toxigéniques lors des évènements de nage. Le risque épidémiologique associé aux activités récréatives peut être estimé par des essais contrôlés sur des cohortes de nageurs et non-nageurs d'effectif important. Ainsi des études contrôlées ont montré que les baigneurs dans les eaux continentales récréatives ont un risque de contracter une gastro-entérite 0,4 à 27,7 % plus élevé, selon les sites, qu'une personne restée sur le bord (Prüss, 1998 ; Wiedenmann et al., 2006). Plusieurs cas épidémiques ont été rapportés dans la littérature lors d'épreuves de triathlon (p. ex. Harder-Lauridsen et al., 2013 ; Parkkali et al., 2017 ; revue dans Guevara et al., 2023). Concernant l'exposition aux proliférations de cyanobactéries, les quelques rares études épidémiologiques liées aux activités récréatives dans les rivières et lacs (Australie, Royaume-Uni et USA) montrent que la sévérité des symptômes est limitée et que le risque de développer des symptômes est faible, conduisant surtout à des rapports de cas sporadiques (Steward et al., 2002 ; 2006a). La plupart des études de cohorte montrent qu'il n'y a pas de différence statistiquement significative entre les personnes exposées et non exposées (Steward et al., 2002 ; Steward et al., 2006b). Toutefois deux études australiennes ont montré une probabilité 1,7 à 1,9 fois plus élevée de déclarer des symptômes pour les baigneurs exposés à des niveaux élevés de cyanobactéries, comparés à ceux exposés à des niveaux faibles de cyanobactéries (Pilotto et al., 1997 ; Steward et al., 2006b). Les symptômes rapportés étaient variés : symptômes respiratoires, fièvre, irritation de la peau, réponses allergiques, symptômes gastro-intestinaux, pneumonie, myalgie, vertiges, aphtes (Steward et al., 2006b).

Le risque sanitaire infectieux est associé à plusieurs facteurs qui dépendent des nageurs et des agents pathogènes : temps passé dans l'eau, temps d'immersion de la tête, volume d'eau avalé, système immunitaire du nageur, et dose infectieuse du pathogène (Kay et al., 1994 ; Wiedenmann et al., 2006). Concernant l'exposition aux cyanobactéries et leurs toxines, les cas rapportés dépendent significativement de la concentration en cyanobactéries (> 5000 cellules/ml ou > 12 mm^2 de surface cellulaire/ml) et du temps d'exposition > 1 heure (Pilotto et al., 1997 ; Steward et al. 2006 b).

Toutefois, les études de cohorte sont difficiles à mettre en place et seules quelques études épidémiologiques ont été conduites pour déterminer les agents étiologiques responsables des maladies liées à la nage dans les eaux de surface continentales (WHO, 1999). De plus, le nombre d'infections liées au contact avec les eaux de récréation est certainement largement sous-estimé, car elles sont difficiles à détecter via les systèmes de surveillance réguliers (WHO, 2003). Le risque sanitaire lié aux activités récréatives dans les eaux de surface urbaine reste donc encore mal évalué.

Les maladies d'origine hydrique

Les épidémies et cas isolés de maladies d'origine hydrique sont principalement dus à des gastro-entérites, des infections des yeux et de la peau causées par la présence dans les eaux de surface de pathogènes bactériens et viraux, de parasites eucaryotes ou de toxines algales ou de cyanobactéries (Arnone et Walling, 2007). Les voies d'exposition de ces maladies sont multiples et incluent l'ingestion, l'inhalation, le contact (Sunger et al., 2019 ; Gholipour et al., 2023). Bien que très prévalentes dans les pays en voie de développement, les maladies d'origine hydrique constituent aussi un sérieux défi dans les pays industrialisés. Des études compilant plusieurs années de suivi des épidémies liées aux activités récréatives ont été publiées, celle de Arnone et Walling (2007) montre qu'entre 1986 et 2000, 5905 cas et 95 épidémies associés aux eaux de récréation ont été rapportés aux Etats-Unis dans les bassins versants urbains. Une étude similaire compilant les rapports annuels des épidémies associées avec les sites de baignade a été menée par Schets et al. (2011a) entre 1991-2007 aux Pays-Bas. Ces auteurs rapportent un total de 742 épidémies (5623 patients), comprenant 48 % de cas touchant la peau et 31 % de gastro-entérites (figure 9). Haile et al. (1999) ont montré l'existence d'un

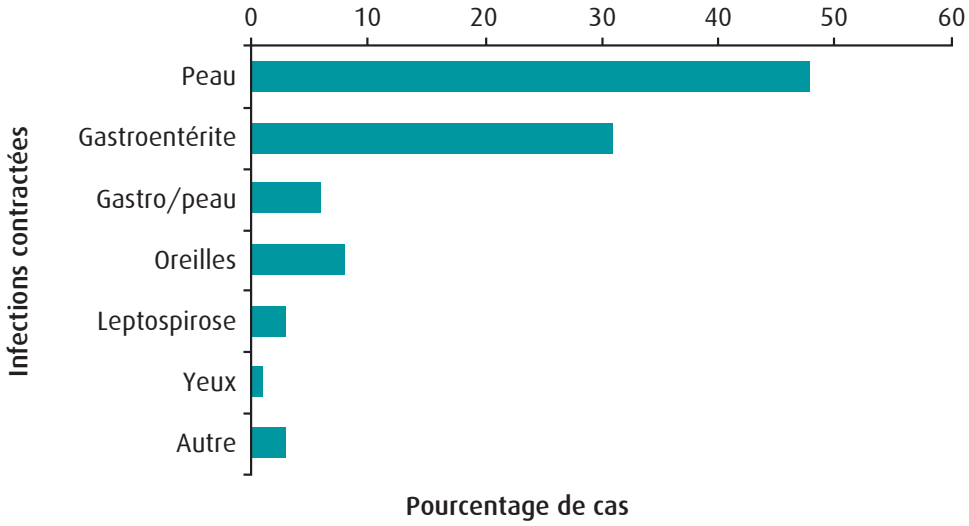


Figure 9. Répartition (%) des maladies contractées aux Pays-Bas entre 1991 et 2007 lors d'épidémies d'origine hydrique associées avec les eaux de récréation non traitées rapportées (selon Schets et al. 2011a).

risque élevé de contracter des maladies respiratoires et des gastro-entérites pour les baigneurs qui nagent à proximité d'exutoires de réseaux d'assainissement pluvial, dans les eaux avec des niveaux élevés de bactéries indicatrices de contamination fécale et dans les eaux où les virus entériques sont détectés. Pour les activités récréatives dans des eaux avec forte présence de cyanobactéries, les cas rapportés restent anecdotiques et épisodiques (Steward et al., 2006a), la sévérité rapportée est faible et concerne surtout des réactions allergiques (asthme, irritation des yeux et des muqueuses de la bouche), des irritations de la peau ou des yeux et des symptômes respiratoires (Pilotto et al., 1997 ; Chorus et Welker, 2021 ; Steward et al., 2006b). Sont également signalés des symptômes gastro-intestinaux et hépatiques, mais les cas de maladies aiguës liés aux cyanobactéries et leurs toxines sont rarement rapportés chez les adultes ayant nagé dans les eaux contaminées (Falconer, 1989).

Les pathogènes et parasites

Les agents pathogènes impliqués dans les maladies d'origine hydrique comprennent des virus, bactéries et protozoaires et des microorganismes qui sécrètent des toxines (microalgues et cyanobactéries) (Figure 10). La liste des pathogènes impliqués est importante et comprend de nombreux groupes et espèces différentes qui sont listés en grande partie dans le guide sur la qualité des eaux de récréation publié par l'OMS (WHO, 2021). Pour le risque viral, sont distingués tous les virus à reproduction entérique, ce sont principalement des virus nus (c'est-à-dire dont la capside n'est pas entourée d'une membrane lipidique) tels que les norovirus (groupes I et II principalement), les adénovirus, et les rotavirus, entre autres. Pour le risque bactérien, sont impliquées les bactéries pathogènes d'origine humaine (*Escherichia coli* entérohémorragiques, *Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio*, *Campylobacter*...), animale (*Leptospira*) et même environnementale (*Legionella*, mycobactéries non tuberculeuses pathogènes ou cyanobactéries). Enfin plusieurs espèces de protozoaires parasitaires d'origine animale (*Cryptosporidium*, *Giardia*, *Toxoplasma*, entre autres) ou environnementale (*Naegleria floweri* par exemple) sont à l'origine de maladies d'origine hydrique de manière non négligeable.

Les pathogènes les plus préoccupants possèdent une ou plusieurs des caractéristiques suivantes : 1) ils sont déversés dans les eaux de surface en nombre élevé ou sont très infectieux à faible dose, 2) ils ont la capacité à se multiplier en dehors de l'hôte dans l'environnement, 3) ils sont capables de survivre et de persister dans l'environnement pendant de longues périodes et/ou sont très résistants aux traitements (Rosen, 2000). Farrell et al. (2021) rapportent que les pathogènes détectés dans les eaux, quelles soient classées en qualité excellente, bonne ou suffisante par les critères de la directive 2006/7/EC, sont principalement les virus entériques et des pathogènes bactériens dans les eaux des sites de récréation européens côtiers et continentaux (figure 11). Les sources principales de pathogènes d'origine hydrique sont le tube digestif des humains et des animaux à sang chaud, et le milieu aquatique

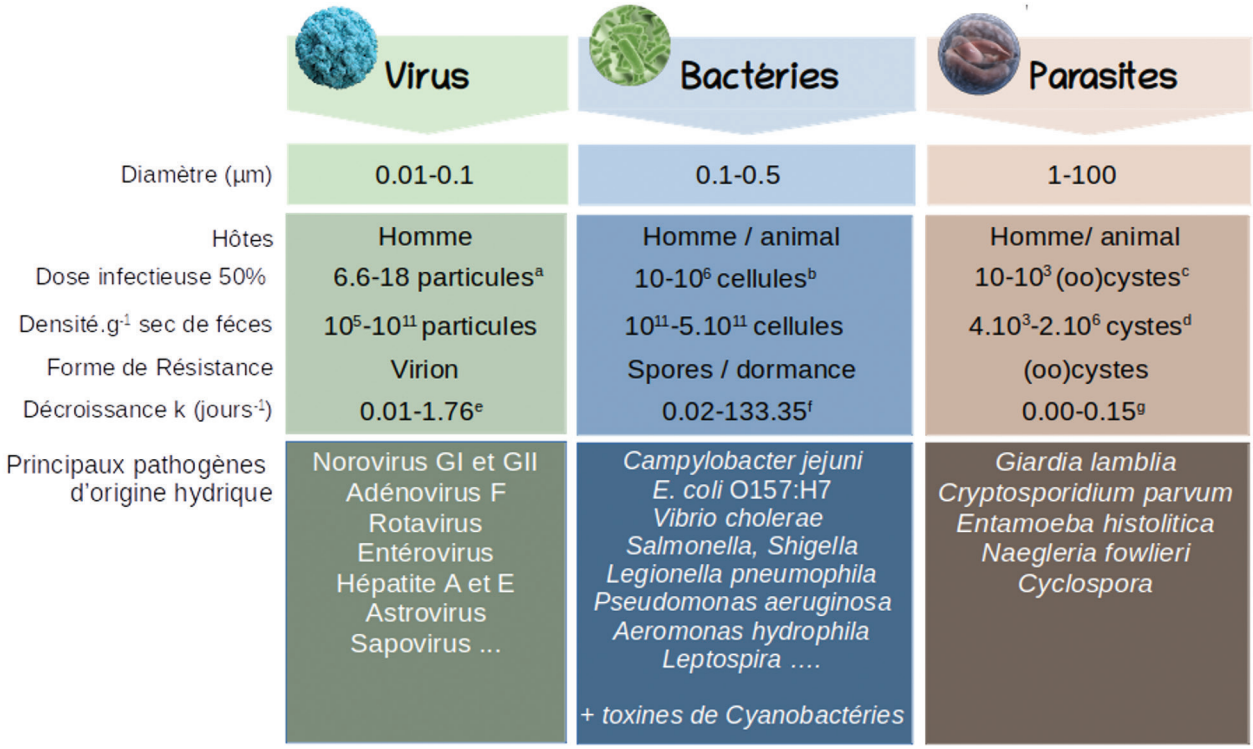


Figure 10. Principaux groupes de pathogènes associés aux épidémies d'origine hydrique liées aux activités récréatives dans les eaux de surface continentales. a : dose infectieuse minimale des rotavirus CJN, adenovirus type 6.6.6 et norovirus 8FIIa, b : EHEC, Salmonella, Shigella, Campylobacter, c : Giardia et Cryptosporidium, d : Giardia lamblia dans les fèces d'enfants malades, e : Adénovirus, norovirus, f : Salmonella, Campylobacter, E. coli O157:H7 ; g : Cryptosporidium (Couch et al., 1969 ; Danciger and Lopez, 1975 ; Reudtorff, 1979 ; Ward et al., 1986 ; Black et al., 1988 ; Haas et al., 1999 ; Okhuysen et al., 1999 ; Teunis et al., 2008 ; Leggett et al., 2012 ; Boehm et al., 2019 ; Guo et al., 2022).

lui-même. Les contaminations microbiennes peuvent atteindre les eaux de surface via les rejets de stations de traitement des eaux usées (STEU), les rejets urbains de temps de pluie (RUTP), les déversements accidentels des réseaux d'assainissement, le ruissellement sur les surfaces agricoles et urbaines, les dispositifs d'assainissement non collectifs défaillants, les déversements d'eaux usées des bateaux et les déjections directes des animaux sauvages et domestiques dans les eaux de surface (Devine, 2014). Ces contaminations bactériennes sont les plus préoccupantes pour les rivières d'Ile-de-France.

Les facteurs environnementaux qui impactent la survie et la persistance (mortalité, inactivation, multiplication) des pathogènes (virus, bactéries, protozoaires) dans les eaux de surface sont l'intensité lumineuse, dont les rayonnements ultra-violets pour leur capacité germicide (Wait et Sobsey, 2000), la salinité (Johnson et al. 1997 ; Gantzer et al., 1998), la compétition et la prédation (Rozen et Belkin, 2001), la température de l'eau, la compétition et la prédation (Rozen et Belkin, 2001), les apports en nutriments et en matière organique (Malham et al., 2014 ; Waldmann et al., 2020).

Les parasites suivants sont peu susceptibles de causer des cas de maladie dans les rivières urbaines d'Ile-de-France, toutefois ils sont rapportés pour d'autres milieux aquatiques. La dermatite du nageur causée par des formes larvaires de trématodes schistosomes (cercaires du genre *Tricholbilharzia*, également connues sous le nom de « puces de canard ») est une infection bénigne provoquant une réponse inflammatoire allergique de la peau. Les cas de dermatite du baigneur sont rapportés de manière saisonnière et sporadique dans toute l'Europe, y compris en France, principalement dans les lacs et étangs eutrophes et plus rarement sur les plages côtières (Soldanova et al., 2013 ; Selbach et al., 2016). Des épidémies récentes de bilharziose humaine (schistosomiase) chez des baigneurs ont été rapportées en Europe du Sud (dont la Corse), sans doute liées à des introductions de schistosomes de pays tropicaux (Gabrielli et Djirmay, 2023). D'un point de vue réglementaire, les œufs d'helminthes (vers plats parasites tels que les *Ascaris*) constituent un paramètre couramment suivi pour la qualité des eaux usées traitées en vue de

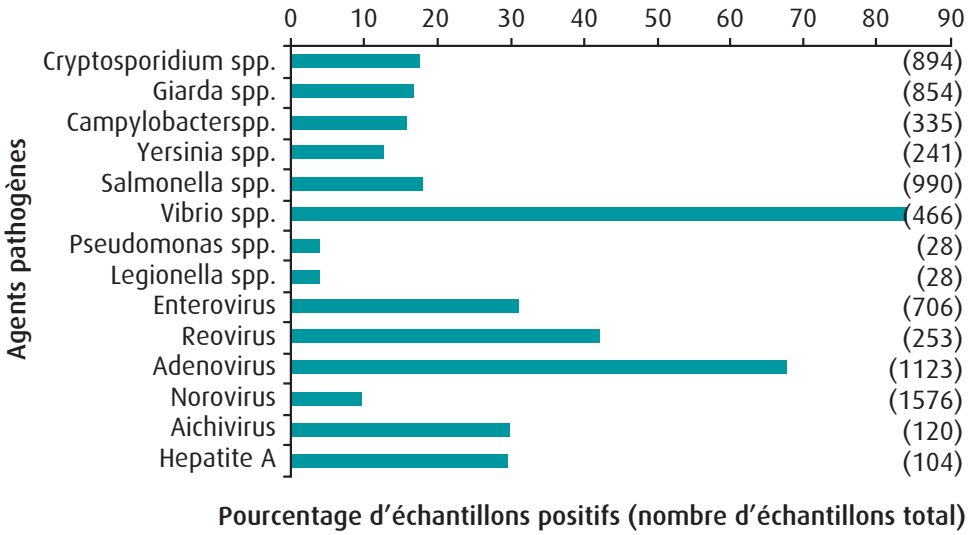


Figure 11. Fréquence des pathogènes dans les eaux des sites de baignades en Europe (pourcentage d'échantillons positifs et nombre total d'échantillons analysés) selon une revue scientifique portant sur 60 articles (selon Farrell et al., 2021).

leur réutilisation (règlement européen n° 2020/741 du 25/05/20). Toutefois, ils sont rarement présents dans les eaux usées en France (Brissaud et al., 2008), et sont surtout prévalents dans les pays tropicaux.

Les efflorescences de microalgues et cyanobactéries produisant des toxines sont une menace à surveiller principalement pour les eaux côtières et pour les lacs et étangs. Les proliférations de cyanobactéries sont de plus en plus observées à l'échelle mondiale (Harke et al., 2016 ; Huisman et al., 2018 ; O'Neil et al., 2012). Environ 2000 espèces de cyanobactéries sont actuellement connues pour synthétiser une large variété de toxines (Briand et al., 2003) : hépatotoxines (microcystines, nodularines, cylindrospermopsines), neurotoxines (anatoxine, saxitoxines), dermatotoxines et molécules irritantes (lyngbyatoxine-a, aplysiatoxine, lipopolysaccharides). Ces toxines peuvent avoir des effets chroniques ou aigus sur la santé humaine, leur toxicité pouvant varier d'une toxine à l'autre avec des doses létales par ingestion (DL50) comprises entre 25 et 2100 µg/kg de poids corporel (Codd et al, 2005 ; Hilborn et Beasley 2015 ; Carmichael et Boyer 2016 ; Chorus et Welker, 2021). Les espèces les plus communes de cyanobactéries toxigéniques se retrouvent dans les genres *Microcystis, Planktothrix, Oscillatoria, Anabaena, Cylindrospermosis* et *Aphanizomenon* (Chorus et Welker, 2021). Ces proliférations sont le plus souvent rencontrées dans les eaux douces, calmes et riches en nutriments (azote et phosphore). Un éventail de facteurs environnementaux influencent de manière synergique le développement des efflorescences d'algues et cyanobactéries toxigéniques, incluant le changement climatique, l'eutrophisation due à l'enrichissement en nutriments et d'autres modifications des milieux aquatiques résultant des activités humaines telles que les effluents des réseaux d'assainissement ou encore le ruissellement sur les surfaces agricoles (Brooks et al., 2016).

L'évaluation quantitative du risque

Deux approches sont possibles pour l'étude quantitative du risque : les études épidémiologiques et l'analyse quantitative du risque microbien (QMRA en anglais). Les études épidémiologiques sont focalisées sur les sujets humains dans leur exposition à l'ensemble des pathogènes présents dans un milieu, elles ne disent donc pas quelle est la cause de la maladie, mais elles permettent d'identifier les facteurs de risque qui agissent sur la probabilité de contracter la maladie. En revanche, la QMRA est focalisée sur des pathogènes particuliers auxquels les humains peuvent être exposés (McBride, 2007). Ces deux approches sont donc complémentaires.

Approche épidémiologique appliquée aux activités de récréations et sportives

L'approche épidémiologique est basée sur des études de groupes de personnes qui participent à une activité récréative ou sportive dans des eaux dont le niveau de

contamination est mesuré. Ces études peuvent exploiter des données sanitaires disponibles (études descriptives) ou être prospectives pour comprendre les liens de causalité avec des facteurs de risque environnementaux. Pour l'évaluation du risque lié aux activités récréatives et sportives en eaux de surface, des études analytiques sont utilisées pour déterminer un lien de causalité entre l'apparition d'une pathologie et un facteur de risque particulier. La comparaison de l'état de santé de groupes humains exposés ou non-exposés à un facteur de risque permet de calculer un risque infectieux ou un risque de maladie relatif. Il s'agit du rapport de l'incidence d'apparition de la maladie dans le groupe exposé sur l'incidence d'apparition de la maladie dans le groupe non exposé qui sert de référence. Par exemple pour le risque infectieux lié au contact avec les eaux de surface contaminées, le nombre de cas de maladies contractées par des volontaires en contact avec l'eau (nageurs, sportifs, baigneurs, pêcheurs) est comparé au nombre de cas de maladie d'un groupe témoin de personnes qui sont sur le bord de l'eau, mais pas en contact direct avec l'eau. Si le statut d'exposition des personnes est connu, il s'agit d'une étude de cohorte (exposé/non exposé) qui requiert un effectif élevé.

Lors de ces études analytiques, les personnes sont suivies *a minima* 3 à 5 jours après l'évènement d'exposition, voire jusqu'à 3 semaines si le temps d'incubation de la maladie est long. Ces études requièrent un nombre conséquent de volontaires qui seront suivis étroitement par des questionnaires concernant les effets sanitaires qu'ils ressentent après le contact avec l'eau polluée (gastro-entérite, infections respiratoires, infection de la peau, des yeux ou des oreilles, allergies). Les groupes de personnes peuvent être non contrôlés ou contrôlés avec un suivi précis de l'exposition (autres expositions comme la nourriture par exemple ou type de contact avec l'eau). Des études épidémiologiques contrôlées ont ainsi permis de démontrer que les nageurs ont plus de risque de développer une gastro-entérite que les non-nageurs (Fleisher et al., 2010 ; Kay et al., 1994; Wiedenmann et al., 2006).

Il faut noter qu'un site de baignade en rivière dont la qualité est désignée comme bonne ou excellente selon la réglementation, comporte en réalité un risque minimum jugé acceptable de contracter une gastro-entérite ou une maladie respiratoire. En effet, les seuils de classement réglementaires ont été choisis pour un risque sanitaire acceptable en évaluant à partir des études épidémiologiques la relation entre les concentrations en bactéries indicatrices de contaminations fécales (BIF) et les incidences de maladies observées chez les baigneurs. Ainsi Fleischer et al. (1996) estiment que les seuils des concentrations en BIF choisis dans la réglementation européenne pour une eau continentale de qualité « excellente » correspondent à une incidence de gastro-entérite de 3 % et d'infection respiratoire de 1 % comparé à des personnes non exposées, alors que les seuils de concentration en BIF pour une eau continentale de qualité « bonne » correspondent à une incidence de gastro-entérites de 5 % et de 2,5 % pour les infections respiratoires comparée à des personnes non exposées (Tiwari et al., 2021). Ces seuils ne sont en réalité pas spécifiques des eaux continentales, car l'étude épidémiologique randomisée de Wiedenmann et al. (2006) sur les eaux douces n'avait pas pu être incluse dans la réflexion pour la construction des seuils réglementaires de la directive européenne 2006/7/EC, en raison d'une parution tardive. De plus, cette étude propose une approche d'établissement des seuils de concentration en BIF correspondant à un niveau de risque de maladie non observée (NOAEL), plutôt que sur la notion de risque acceptable.

Bien qu'établis sur les mêmes études épidémiologiques, les seuils réglementaires en BIF varient d'un pays à l'autre, la notion de risque acceptable étant pondérée par des considérations sociétales, politiques, et économiques. Par exemple, la législation européenne est moins stricte que la législation américaine puisque la classification américaine d'une eau de qualité « insuffisante » est basée sur un risque acceptable de 3,2 % (Tiwari et al., 2021). La notion de risque acceptable va aussi différer selon l'usage de l'eau. Ainsi l'OMS considère que pour l'eau de boisson le risque de 10^{-4} cas/personne/an est tolérable (Medema et al., 2003), pour les eaux de récréation, 32 cas sur 1000 évènements est considéré comme acceptable selon la réglementation américaine (US-EPA, 2012).

Le niveau de risque dépend aussi de critères liés à la population observée, tels que l'âge ou l'état de santé. En particulier, le risque de gastro-entérite est plus élevé pour les enfants que pour les adultes : 2,53 (IC95% 1,41, 4,55) et 1,81 (IC95% 1,35, 2,43) respectivement (Russo et al., 2020). Vergara et al. (2016) estiment également que le risque de maladie des enfants nageurs est 46 % plus élevé que celui des adultes (>18 ans). En effet, les enfants ont un

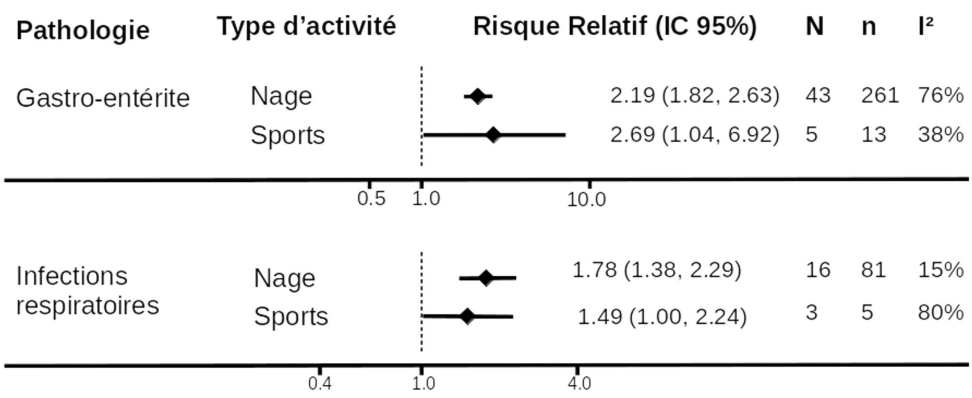


Figure 12. Estimation du risque de gastro-entérite et d'infection respiratoire pour les activités de récréation (nage, sports dans des eaux turbulentes), utilisant le groupe sans contact avec l'eau comme référence (selon Russo et al., 2020). Abréviations : IC intervalle de confiance, N nombre total d'études, n nombre total d'effets estimés provenant des études, I^2 statistique indiquant le % de variance attribuable à l'hétérogénéité de la méta-analyse.

système immunitaire immature et participent plus dans les activités de jeux telles que s'asperger ou plonger, autant de facteurs qui contribuent à une plus grande vulnérabilité (Suppes et al., 2014).

Le risque sanitaire dépend aussi des modalités de contact avec l'eau. Russo et al. (2020) ont réalisé une méta-analyse sur 92 études épidémiologiques montrant que la nage et les activités sportives avec un contact important à l'eau (surf, plongée, windsurf, kayak, canoë, rafting dans des eaux turbulentes) présentent un risque de maladie significatif pour la gastro-entérite et les infections respiratoires (eaux marines et eaux douces confondues) (Figure 12).

Analyse quantitative du risque microbiologique

L'analyse quantitative du risque microbiologique (QMRA) est une approche qui calcule le risque qu'une eau de surface pose pour la santé publique en se basant sur la connaissance de la concentration et l'infectivité de pathogènes particuliers (Hunter et al., 2003). Elle requiert des données quantifiées et repose en partie sur des hypothèses et estimations : concentration en pathogènes dans l'eau, volume ingéré ou inhalé, temps d'exposition, dose infectieuse du pathogène. L'analyse est réalisée pour chaque pathogène séparément et pour chaque voie d'exposition séparément. Elle peut être réalisée sur l'eau de la baignade ou sur une source spécifique de contamination telle qu'un rejet de station d'épuration ou d'assainissement pluvial (Federigi et al., 2019). L'exposition est quantifiée à partir de la concentration en pathogène dans l'eau et du volume d'eau contaminée à laquelle les personnes sont exposées. Ce volume peut être dérivé de données de la littérature scientifique. Par exemple, il a été évalué qu'un baigneur adulte peut avaler entre environ 10 et 50 ml par évènement de nage (Dufour et al., 2006; Schets et al. 2011 b), mais le volume ingéré varie selon l'activité, l'âge et le sexe de la personne (WHO, 2003 ; Dufour et al., 2006 ; Dorevitch et al., 2011 ; Schets et al. 2011 b). L'effet (probabilité d'infection) est ensuite évalué par une fonction mathématique qui décrit la relation dose-réponse pour un pathogène particulier, une route de transmission et un hôte particulier (Sampson et al., 2017). Toutefois l'ensemble des données nécessaires n'est pas toujours disponible. La dose infectieuse n'est connue que pour quelques pathogènes et parfois sujette à discussion (p. ex. Couch et al., 1969 ; Ward et al., 1986 ; Graham et al., 1987 ; Teunis et al., 1996 ; Zambriski et al., 2013). Plusieurs sites mettent à disposition des instructions, des logiciels online, des banques de données comme le *Center for Advancing Microbial Risk assessment* (http://camra.msu.edu/), ou encore QMRAWiki (https://qmrawiki.org).

En donnant une information quantifiée de l'exposition et de l'impact sur la santé des différents pathogènes, l'approche QMRA est un outil intéressant. Elle complète les approches de recherche de sources de contamination (profil de baignade, *microbial source tracking*), aide à la hiérarchisation des sites potentiels de baignade, peut être couplée aux modèles de transport et dynamique des pathogènes, et met en perspective l'évaluation de la qualité des eaux de

baignade par les analyses réglementaires (Ashbolt et al., 2010 ; Eregno et al., 2016 ; Federigi et al., 2020 ; Kozak et al., 2019). Par exemple, pour 7 stations de la rivière Ruhr en Allemagne sur la période mai-septembre, Timm et al. (2016) ont calculé les risques d'infection par évènement de nage pour différents pathogènes et selon l'âge de la personne exposée (Tableau 1). Cette partie de la rivière est urbanisée avec des concentrations en *Escherichia coli* entre 0,1 et $3{,}5.10^4$ NPP (nombre le plus probable)/100 mL, et en entérocoques intestinaux entre 0,1 et $1{,}6.10^3$ UFC (unité formant colonie)/100 ml (Strathmann et al., 2016). Sur les 7 sites étudiés, seulement un site a une qualité d'eau suffisante pour la baignade au regard des seuils définis par la directive 2006/7/EC. La QMRA montre que sur les 7 stations de la Ruhr, le risque de gastro-entérite pour les adultes est inférieur aux taux d'incidence acceptables de 3 et 5 % de la directive européenne des eaux de baignade et que le risque d'infection est essentiellement lié aux virus entériques (les *Campylobacter* et salmonelles, qui ont des doses infectieuses élevées, n'étant détectés que dans <30 % des échantillons et à des niveaux <8 et 2,5 NPP/100 ml). Toutefois l'interprétation des résultats d'une QMRA doit se faire avec précaution, car les calculs sont limités par la connaissance des taux d'infectivité et doses infectieuses et par des hypothèses utilisées. Ainsi les résultats pour les enfants sont sujets à discussion, car les doses-réponses modèles sont uniquement connues pour les adultes jeunes et en bonne santé.

Le concept de bactéries indicatrices fécales (BIF) et ses limites

Bien que des épidémies bactériennes, virales ou liées à des protozoaires soient régulièrement rapportées concernant les activités récréatives et sportives dans les eaux de surface, tester tous les pathogènes potentiels en routine n'est pas considéré comme une méthode de contrôle efficace. En effet, les pathogènes sont souvent en concentration faible, et leur quantification nécessite en général d'utiliser des techniques de biologie moléculaire (PCR en temps réel, PCR digitale) qui demandent un certain niveau d'expertise. De ce fait, dans le cadre réglementaire de la directive 2006/7/EC, le suivi de la qualité microbiologique des eaux douces est uniquement basé sur deux groupes bactériens indicateurs de contamination fécale (*Escherichia coli* et les entérocoques intestinaux) et sur les efflorescences de cyanobactéries. Etant données leurs concentrations élevées et la facilité de leur mise en culture, les bactéries indicatrices de contamination fécale (BIF) sont quantifiables de manière relativement précise et spécifique dans les eaux de surface et à un coût modique avec des techniques de quantification ne nécessitant qu'une expertise classique en microbiologie. Les *E. coli* font partie des coliformes thermotolérants (dits fécaux) qui eux même font partie des coliformes totaux. Au cours des révisions de la directive baignade, les paramètres suivis ont évolué, et la directive en cours (2006/7/EC) se base désormais sur *E. coli* au lieu des coliformes thermotolérants. Le choix de suivre *E. coli* est lié au fait que cette bactérie est plus spécifique des contaminations fécales des humains et animaux à sang chaud, alors que les coliformes thermotolérants comprennent aussi le genre *Klebsiella* qui peut avoir des origines non fécales (Paruch et Maehlum, 2012). Les entérocoques intestinaux comprennent les bactéries *Enterococcus faecalis* et *E. faecium*. Ils sont plus résistants que *E. coli* au chlore et survivent plus longtemps dans l'environnement. Les entérocoques intestinaux sont un sous-groupe des streptocoques fécaux et ce sont les entérocoques les plus communément détectés dans le tube digestif des humains (Boehm et Sassoubre, 2014). Ces indicateurs de contamination fécale sont suivis depuis

Pathogène	Probabilité d'infection %	
	≤ 18 ans	> 18 ans
Rotavirus	2,600	0,900
Norovirus GII	2,400	1,500
Giardia	0,008	0,006
Cryptosoporidium	0,014	0,011

Tableau 1. QMRA de la rivière Ruhr : la probabilité d'infection par virus et protozoaires selon l'âge du nageur (selon Timm et al., 2016).

Entérocoques intestinaux (UFC / 100 mL)			
Qualité excellente(a)	Qualité bonne(a)	Qualité suffisante(b)	Qualité insuffisante(b)
< 200	< 400	< 330	≥ 330
***Escherichia coli* (UFC / 100 mL)**			
Qualité excellente(a)	Qualité bonne(a)	Qualité suffisante(b)	Qualité insuffisante(b)
< 500	< 1 000	< 900	≥ 900

Tableau 2. Valeurs seuils pour la classification de la qualité des eaux de baignades continentales (eaux intérieures) issues de la directive 2006/7/EC. a : valeurs seuils à comparer aux percentiles 95 des mesures microbiologiques, b : valeurs seuils à comparer aux percentiles 90 des mesures microbiologiques.

plus d'un siècle comme outil de diagnostic de pollution des eaux de surface par les rejets d'eaux usées. La corrélation entre les concentrations en BIF et le risque sanitaire a été démontrée dans certaines conditions, en particulier dans les sites où les apports en contamination fécale d'origine humaine sont connus et correspondent à des rejets ponctuels ou lorsque les conditions météorologiques ou le retrait d'une barrière génèrent des pollutions de court terme (Holcomb et Steward, 2020).

Le concept BIF a originellement été mis en place pour le suivi de qualité de l'eau potable et il est basé sur plusieurs hypothèses. Les BIF sont résidents du tube digestif des humains et animaux à sang chaud, ils sont excrétés dans les matières fécales, et sont supposés ne pas croître dans le sol, le sable, les sédiments, la végétation et l'eau. La présence de BIF est supposée être liée au risque de contracter une gastro-entérite et donc doit être toujours et exclusivement associée aux sources de pathogènes entériques. Plusieurs études épidémiologiques montrent une relation entre la présence de BIF et les cas de gastro-entérites chez les nageurs, confortant ainsi leur utilisation pour le suivi réglementaire (Wade et al., 2003). Toutefois, il existe très peu d'études épidémiologiques analytiques robustes et qui soient publiées dans la littérature scientifique sur le risque lié à la baignade en eau douce et la relation aux concentrations en BIF (Prüss, 1998; Wiedenmann et al., 2006). Les valeurs guides réglementaires de la directive européenne 2006/7/EC pour la classification de la qualité des eaux de baignades continentales (tableau 2) ont été développées sur la base d'études épidémiologiques réalisées en eau côtière en attendant des données plus spécifiques aux eaux douces (WHO, 2003). Or une seule étude sur les eaux douces en essai randomisé et contrôlé a été publiée après la parution de la directive (Wiedenmann et al., 2006). Cette étude indique des doses sans effet nocif observé (en anglais : No Observable Adverse Effect Level, NOAEL) de 100 *E. coli* par 100 ml et de 25 entérocoques intestinaux par 100 mL, 10 coliphages somatiques par 100 mL et 10 Clostridium perfringens par 100 mL, qui pourraient à l'avenir servir de base pour établir des valeurs guides plus spécifiques et plus stringentes pour classer les baignades dans les eaux continentales que celles actuellement utilisées (Kistemann et al., 2016). La classification d'un site de baignade est évaluée chaque année après la saison de baignade par l'Agence Régionale de la Santé (ARS), sur la base de 4 années de suivi estival des BIF avec minimum 16 mesures (soit au minimum 4 mesures par an). Les valeurs seuils réglementaires sont comparées aux percentiles 90 ou 95 des mesures microbiologiques, c'est-à-dire la valeur à laquelle 90 % (ou 95 %) des données sont inférieures, selon la classe de qualité considérée (Tableau 2). Toutefois l'OMS recommande de vérifier la distribution des données pour chaque site de baignade et pour les séries de données de concentrations en BIF dont la distribution n'est pas lognormale, d'utiliser une méthode plus adaptée pour calculer les percentiles (WHO, 2018).

Cependant, de nombreux pathogènes potentiels ne sont pas d'origine fécale (mais d'origine environnementale par exemple), et le suivi des indicateurs fécaux ne permet pas toujours de conclure définitivement quant à l'absence d'impact d'une baignade sur la santé des usagers. De même, il peut être souligné que le devenir des pathogènes dans l'environnement est probablement très différent de celui des BIF à mesure que la distance avec la source de pollution augmente. Certains pathogènes peuvent en effet être plus résistants dans l'environnement que les indicateurs fécaux, par exemple les (oo)cystes de parasites et certains virus très résistants aux UV et qui ne subissent pas de pression de prédation par les protozoaires bactérivores, ou encore les virus entériques qui peuvent avoir des comportements de sédimentation et de dispersion très différents des BIF dans la masse d'eau (Dean et Mitchell, 2022). L'ensemble de ces

facteurs fait que les concentrations en pathogènes ne sont pas forcément corrélées avec celles des BIF selon le site et le bassin versant ou lorsque les sources de contamination sont d'origine diffuse. En particulier il n'existe en général qu'un lien ténu entre les concentrations en BIF et les concentrations en virus entériques alors que ces derniers constituent une des causes majeures de gastro-entérites liées à la baignade. Cette faible corrélation entre les BIF réglementaires et les virus entériques est confirmée par deux revues scientifiques (Wu et al., 2011 ; Korajkic et al., 2018) et par les études réalisées en région parisienne dans la Seine (Prevost et al., 2015 ; Mouchel et al., 2020).

De plus, certaines études suggèrent que les BIF peuvent survivre dans le sable, les sédiments, la végétation en zone tempérée, ces compartiments pouvant devenir une source de BIF décorrélée de la dynamique des pathogènes (Pachepsky et Shelton, 2011 ; Stocker et al., 2019). C'est pourquoi les études de corrélations entre indicateurs et risques sanitaires sont essentielles pour protéger les baigneurs et ceci dans différentes conditions hydro-météorologiques et pour différentes sources de contaminations. Il serait souhaitable également que le traitement des eaux usées et pluviales s'intéresse plus spécifiquement au devenir des différents pathogènes, au-delà de celui des indicateurs fécaux. De même, le suivi d'indicateurs physico-chimiques qui seraient corrélés indirectement aux indicateurs fécaux (car ayant la même source de contamination ; comme les matières en suspension, l'oxygène dissous, l'ammonium, la conductivité, ou la matière organique) peut se révéler insuffisant. Les limites de tels indicateurs (limite de sensibilité trop haute pour observer des pollutions très faibles, comme celles qui dégradent les zones de baignades, corrélation à la présence de pathogènes peu significative) doivent être mieux définies pour protéger les usagers.

Il faut garder en tête que malgré les défauts des BIF en tant qu'indicateurs, leur présence à long terme sur un site de baignade reste un bon indice d'un risque de contracter une gastro-entérite (Wu et al., 2011). Et de fait, l'utilisation depuis ces 40 dernières années de ces indicateurs dans le cadre de la directive européenne des eaux de baignade (1976/160/CEE et 2006/7/EC) a permis l'amélioration de la qualité des eaux de baignade en Europe (Borja et al., 2020). Ainsi en France, en 2022, seuls 4 % des sites de baignades continentaux répertoriés sont de qualité insuffisante (figure 13 ; EEA, 2023).

Les indicateurs de contamination fécale alternatifs

L'utilisation des BIF présente des limites quant à la caractérisation du risque sanitaire, l'identification des sources de contamination et l'évaluation de l'impact des

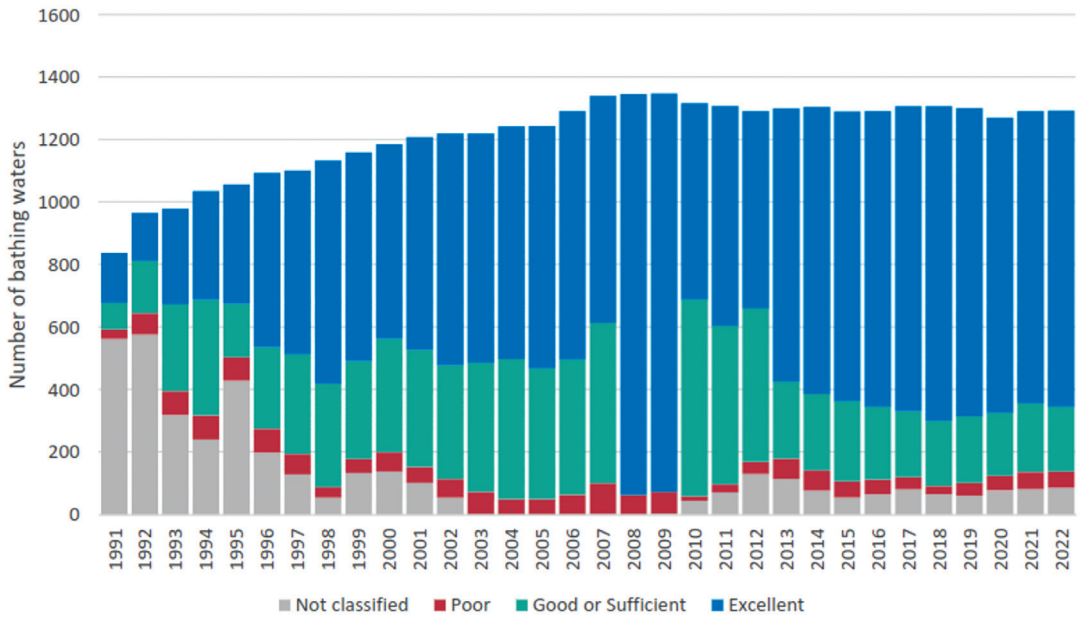


Figure 13. Evolution de la qualité des sites de baignade français en eau douce de 1991-2022 (EEA, 2023).

interventions sur la gestion des eaux usées (Holcomb et Steward, 2020). En effet les BIF réglementaires pourraient ne pas être totalement adéquates pour déterminer le risque d'infection par des pathogènes viraux tels que les norovirus ou les adénovirus qui constituent les agents étiologiques principaux des cas de gastro-entérites liées aux activités de récréation dans les eaux de surface (Purnell et al., 2020). De plus, les sources environnementales animales telles que les oiseaux sauvages et domestiques introduisent des pathogènes ayant une origine fécale non humaine et diffuse (par exemple les *Campylobacter*) qui est difficile à évaluer avec le suivi des BIF. La compréhension des niveaux de risque sanitaire encourus par les baigneurs, et la détermination des stratégies de réduction des sources de pollution fécales à mettre en place seront améliorées par l'utilisation d'indicateurs alternatifs et complémentaires aux BIF. Un ensemble de microorganismes et marqueurs génétiques ont été décrits dans la littérature scientifique, dont certains sont plus communément utilisés, voire font l'objet de protocoles de mesure standardisés. Les marqueurs génétiques spécifiques de sources de contaminations sont largement décrits dans le livre *Global Water Pathogens Project* disponible en ligne (https://waterpathogens.org/). Les principaux marqueurs bactériens et viraux sont mentionnés dans les paragraphes suivants, mais il faut noter aussi que des marqueurs archéens et mitochondriaux ont été proposés comme outils potentiels de caractérisation des sources de pollution fécale (Martellini et al., 2005 ; Schill and Mathes, 2008 ; Malla et Haramoto, 2020).

Indicateurs viraux alternatifs

Les marqueurs viraux revêtent un intérêt certain du fait que leurs taux de décroissance dans les eaux usées et les eaux de surface sont similaires à ceux des pathogènes viraux. Ils pourraient permettre de mieux caractériser le risque sanitaire lié aux virus entériques (Holcomb et Steward, 2020). Les bactériophages (virus parasitant les bactéries) entériques constituent des marqueurs pertinents de la contamination fécale, car ils ciblent des bactéries du tube digestif, et sont plus abondants et plus persistants dans l'environnement que les BIF. Ils partagent des caractéristiques physiques, des dynamiques spatio-temporelles et une résistance aux traitements similaires à celles des virus entériques pathogènes (Toribio-Avedillo et al., 2021). De plus, ils ne se répliquent pas dans l'environnement et sont éliminés avec les fèces. De ce fait, leurs concentrations sont mieux corrélées avec la présence de virus entériques que les BIF (Purnell et al., 2011 ; 2018). Parmi les bactériophages, peuvent être recherchés les phages parasitant les *E. coli* et d'autres espèces coliformes thermotolérantes : les coliphages somatiques et les coliphages F-spécifiques (Jofre et al., 2016). Les coliphages somatiques recouvrent 4 familles de virus. Ils constituent un indicateur bactériophage abondant dans tous les milieux aquatiques (Toribio-Avedillo et al., 2021). Leur dénombrement peut être réalisé par culture ou par PCR quantitative en temps réel (qPCR). Les phages F-spécifiques sont généralement moins abondants que les coliphages somatiques, mais plus résistants aux UV (Jofre et al., 2016). Ils regroupent deux familles dont les *Inoviridae* qui sont également appelés bactériophages ARN F spécifiques. Ces derniers sont couramment recherchés comme indicateurs de contamination fécale soit par culture, soit par qPCR. Ils se divisent en quatre génotypes, qui sont relativement spécifiques des sources de contamination fécales d'origine humaine (II et III) et animale (I et IV).

Parmi les bactériophages utilisés comme indicateurs de contamination fécale, il faut noter les phages de *Bacteroides* spp. Les bactéries anaérobies appartenant au Phylum *Bacteroidetes* sont abondantes dans le microbiote intestinal des humains et des animaux à sang chaud. Les bactériophages constituent donc une cible intéressante, car présents en plus grand nombre que les BIF et mimant mieux le comportement des pathogènes viraux (Bivins et al., 2020). Parmi eux, les CrAssphages (cross assembly phages) constituent 90 % du virome fécal humain (Garcia-Aljaro et al., 2017 ; Stachler et al., 2017) et sont très spécifiques des sources de contamination d'origine humaine. Enfin les virus indicateurs comprennent également le virus de la marbrure légère du piment (PMMoV, Pepper mild mottle virus) qui infecte les poivrons et piments (Rosario et al., 2009). Les PMMoV sont acquis par les humains via leur alimentation et rejetés dans les fèces, ce qui en fait un marqueur de contamination fécale d'origine humaine intéressante (Kitajima et al., 2018). La recherche de ces différents indicateurs de sources humaines se fait par qPCR.

Les indicateurs bactériens alternatifs

Les spores de la bactérie *Clostridium perfringens* (*Phylum Bacillota*) constituent un indicateur de contamination fécale qui est couramment recherché par culture dans les eaux, car elles sont considérées comme un bon indicateur des (oo)cystes de protozoaires (Payment et Franco, 1993). Ces bactéries anaérobies ne croissent pas dans l'environnement et leurs spores ont une longue persistance et une grande résistance aux traitements (Shibata et al., 2004). Toutefois leur corrélation avec le niveau de risque sanitaire reste à démontrer dans les eaux, elles sont plutôt utilisées comme indicateurs de performance des traitements.

Les Bacteroides sont présents dans le microbiote intestinal des humains et des animaux à sang chaud. Différentes espèces de Bacteriodes, spécifiques des humains ou de différents animaux, peuvent donc être utilisées comme indicateurs de contamination fécale spécifique de leur hôte. Ces bactéries sont anaérobies et ne sont pour la plupart pas cultivables, elles sont donc recherchées par des méthodes de biologie moléculaire (qPCR) en ciblant généralement des marqueurs présents sur le gène de l'ARNr 16S. La mesure de certains de ces marqueurs moléculaires (HF183 et humM2) a déjà fait l'objet de comparaisons internationales (Haugland et al., 2010 ; Mayer et al., 2018 ; Gitter et al. 2023) et de normes aux USA (méthodes 1696 et 1697). La famille des *Lacnospiraceae* (Phylum *Bacillota*, anciennement nommé *Firmicutes*) est également largement présente dans le microbiote intestinal, et a également été ciblée pour développer un marqueur génétique humain (Newton et al., 2011).

Plusieurs marqueurs génétiques non humains ont également été proposés, offrant un éventail d'indicateurs de sources de contaminations fécales d'origine animale, domestique ou sauvage. Ces marqueurs n'ont pas tous une sensibilité et une spécificité parfaites, et leur dynamique dans l'environnement reste encore mal connue (Holcomb et Steward, 2020). Ils permettent de cibler différentes espèces ou groupes d'espèces animales (marqueurs canins, porcins, bovins et équins, aviaires ou des marqueurs plus spécifiques - goélands et mouettes, oies bernaches, etc.).

Une boîte à outils pour la gestion des sources de contamination

Ces indicateurs spécifiques de sources constituent des marqueurs génétiques utiles pour le dépistage des sources de contamination (MST : Microbial Source Tracking), car ils offrent l'avantage de pouvoir aider à détecter les sources de contamination diffuses d'origine animale ou humaine (Holcomb et Steward, 2020). De ce fait, ces méthodes peuvent venir compléter la caractérisation des risques et la modélisation des sources de contamination lors de l'établissement des profils de baignade (Figure 14). Combinés à la surveillance réglementaire des BIF, et la surveillance hydrologique, les marqueurs génétiques MST, spécifiques de différentes sources, peuvent se révéler utiles pour l'aide à la décision pour les mesures correctives, pour décider d'une stratégie ciblée et effective de réduction des sources de contamination (Griffith et al., 2003; Korajkic et al., 2009). Il est toutefois recommandé d'utiliser plusieurs marqueurs en même temps combinés à des stratégies d'échantillonnage répétées, en temps sec et en temps de pluie pour orienter correctement la décision (Gourmelon et al., 2010).

De plus, l'approche basée sur la comparaison des profils de communautés bactériennes du site de baignade avec les communautés de différentes sources fécales potentielles constitue un outil complémentaire intéressant pour identifier de manière plus fine la distribution des sources de contaminations locales et les hiérarchiser. Cette méthode requiert le séquençage haut débit de l'ADN environnemental (*Next Generation Sequencing*, NGS) et le traitement des données par des algorithmes d'apprentissage automatique (Unno et al., 2018). Les marqueurs génétiques et les profils NGS constituent donc des outils puissants pour le gestionnaire, bien qu'ils présentent encore des limites en termes de méthodologie, de validation expérimentale des liens avec les pathogènes, de connaissance de leur devenir dans les eaux de surface, de coût et de niveau d'expertise requise (Holcomb et Steward, 2020). Néanmoins, il est évident que dans un futur proche, ces approches moléculaires joueront un rôle certain dans le suivi de la qualité de l'eau, comme en témoigne le nombre croissant de laboratoires d'analyse qui proposent les marqueurs spécifiques de sources dans leur offre de service.

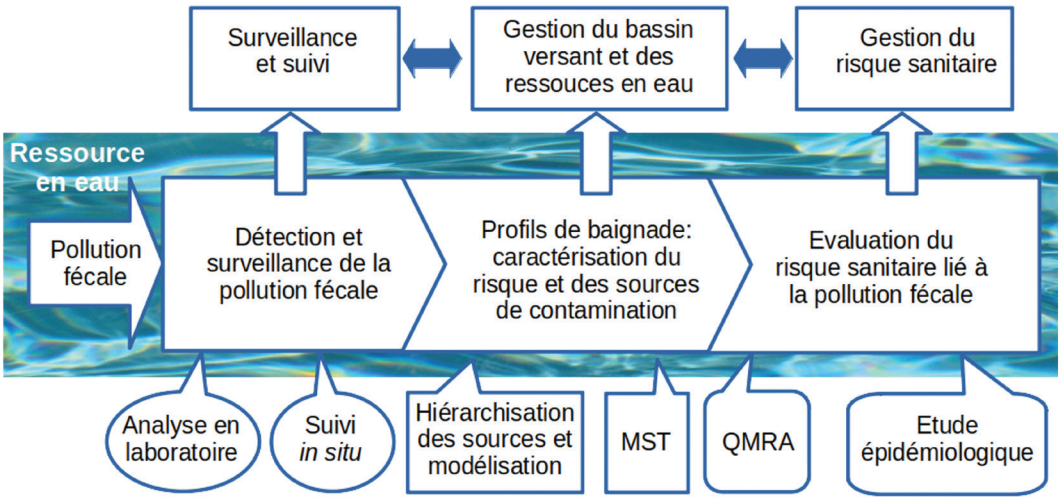


Figure 14. Cadre général pour l'analyse des pollutions fécales impactant les ressources en eau (selon Farnleitner et al., 2011). MST : Microbial Source Tracking, QMRA : *Quantitative Microbial Risk Assessment.*

2. Surveillance : normes, échantillonnages, réseaux de capteurs

Suivi réglementaire

Les pollutions ponctuelles sont habituellement liées aux précipitations excessives et en conséquence aux rejets urbains de temps de pluie (RUTP) et au ruissellement sur les surfaces contaminées, ou à un rejet non maîtrisé (Penna et al., 2021). Ces pollutions durent généralement moins de 72 h, mais doivent être surveillées, car elles peuvent fortement dégrader la qualité microbiologique d'un site de baignade. De plus, les scénarios de changements climatiques font état d'un changement des patrons de précipitations, avec la prédiction d'une augmentation de la fréquence des pluies intenses (IPCC, 2013). Des mesures pour limiter les RUTP (désimperméabilisation, construction de bassins de rétention, construction d'usines de traitement des eaux pluviales, amélioration de la qualité du réseau d'assainissement) peuvent aider à gérer et réduire leur impact (Qin, 2020). De plus, en complément du suivi réglementaire, l'installation d'équipements de surveillance couplée à la modélisation et la mise en place de systèmes d'alerte pour informer les baigneurs et assister les gestionnaires des sites de baignade constitue une approche requise par l'OMS (WHO, 2021).

La surveillance réglementaire est supervisée par l'Agence régionale de la Santé (ARS) ; les prélèvements ponctuels et les analyses sont effectués par des laboratoires agréés, attributaires, pour chaque département, du marché du contrôle sanitaire des eaux de loisirs. Le prélèvement, son transport et son stockage sont effectués en suivant l'annexe V de la directive 2006/7/EC. Les prélèvements doivent être effectués 30 cm en dessous de la surface de l'eau dans une zone avec au moins 1 m de profondeur. La bouteille d'échantillonnage doit être stérile, transparente, incolore et son volume *a minima* de 250 ml. L'échantillonneur doit veiller à ne pas contaminer le flaconnage. Les échantillons doivent être protégés du soleil et conservés à ~ 4 °C jusqu'à l'arrivée au laboratoire. Le délai entre le prélèvement et l'analyse doit être aussi court que possible. Au laboratoire les échantillons sont stockés à l'obscurité et à 4 ± 3 °C, pour être analysés de préférence le jour même du prélèvement.

La norme NF EN ISO 19458 vient ajouter des précisions sur le point de prélèvement, la stérilisation et les caractéristiques des flaconnages, la manière d'effectuer le prélèvement, les conditions de transport et de stockage des échantillons, recommandant d'effectuer l'analyse dans les 8 h et au plus 24 h. Notamment cette norme met l'accent sur le fait que le volume prélevé doit être adapté aux paramètres analysés, car dans certains cas des volumes importants sont nécessaires (par exemple 500 ml pour les BIF, 1 L pour les légionelles et salmonelles, au moins 10 L pour les virus et les protozoaires). Il existe également plusieurs guides techniques de prélèvement FD T 90-521 et FD T 90-523-1. Ceux-ci donnent des précisions sur le choix des sites de prélèvement, les bonnes pratiques à respecter pour effectuer et renseigner les prélèvements et décrivent

comment et avec quel équipement (pompe, perche, seau), prélever depuis la berge, un bateau, un pont ou en pénétrant dans l'eau, en rivière ou en lac, et comment transporter les échantillons. L'ensemble de ces normes et guides, bien que précis, laisse une certaine liberté quant à l'exécution des prélèvements.

Les bactéries recherchées pour le suivi des baignades en eau de surface naturelle sont *E. coli* et les entérocoques intestinaux, elles sont déterminées par des méthodes de mise en culture. Les normes ISO 9308-3 (*E. coli*) et ISO 7899-1 (entérocoques intestinaux) décrivent la méthode miniaturisée en microplaque avec une détermination statistique par méthode du nombre le plus probable (NPP). L'analyse peut également être effectuée par filtration sur membrane et dépôt de la membrane sur un milieu de culture gélosé, pour dénombrement des unités formant colonie (UFC), selon les normes ISO 9308-1 (*E. coli*) et ISO 7899-1 (entérocoques intestinaux). Enfin, l'utilisation du système Quanti-Tray® pour l'énumération des *E. coli* (Colilert-18®) et des Entérocoques (Enterolert-E) est agréé par l'AFNOR (IDX 33/02-06/12 et IDX 33/04-02/15) pour le suivi des eaux de baignade. Pour les baignades artificielles est ajoutée la quantification des *Pseudomonas aeruginosa* et des staphylocoques à coagulase positive selon l'Arrêté du 3 décembre 2020 portant sur les Eaux de baignades artificielles.

Selon les risques évalués par les profils de baignade s'ajoutent également le contrôle visuel de pollutions (déchets plastiques, verres, résidus goudronneux) et la prolifération de cyanobactéries. Dans le cadre d'une baignade artificielle, la transparence de l'eau, le phosphore total, le développement de biofilms sur l'ensemble des surfaces de la baignade sont suivis en plus.

En cours de saison de baignade, pour une baignade classée, la qualité microbiologique (concentration en BIF) des prélèvements est vérifiée à l'aide des valeurs limites présentées dans le tableau 3. Les prélèvements qualifiés de « bon » et de « moyen » seront considérés comme « conformes ». Les prélèvements qualifiés de « mauvais » seront considérés « non-conformes ». Ces valeurs sont à mettre en regard des risques calculés par les études rétrospectives, le risque de gastro-entérites étant supérieur à 5 % pour les concentrations comprises entre 900 et 1800 NPP/100ml (Duboudin, 2007 ; instruction DGS/EA4/2020/111 du 2 juillet 2020). Ces seuils servent pour la gestion active des baignades classées (prélèvements supplémentaires, ouverture et fermeture de zone de baignade).

Le suivi des efflorescences de cyanobactéries toxigéniques est réglementé par la directive 2006/7/EC et inclut 4 étapes :

- une surveillance visuelle avec éventuellement des mesures *in situ* de chlorophylle a à l'aide d'une sonde fluorescente ou des mesures en laboratoire,
- une vigilance hebdomadaire lorsque le taux de chlorophylle devient ≥ 10 µg/L, avec la mise en place d'une identification des genres de cyanobactéries présents,
- un 1er niveau d'alerte lorsque des genres toxiques sont identifiés et leur biovolume cumulé est > 1 mm^3/L, la recherche de toxines est alors mise en place ainsi qu'une information aux usagers,
- un 2e niveau d'alerte lorsque les concentrations de certaines toxines dépassent des seuils réglementaires (microcystines > 0,3 µg/L, ou cylindrospermopsine > 42 µg/L, ou anatoxine A > limite de quantification, ou saxitoxine > 30 µg/L), le site de baignade est alors fermé et les activités nautiques sont restreintes.

	Qualité bonne	Qualité moyenne	Qualité mauvaise
Entérocoques intestinaux (UFC / 100 mL)	< 100	< 660	≥ 660
Escherichia coli (UFC / 100 mL)	< 100	< 1 800	≥ 1 800

Tableau 3. Valeurs limites de qualité microbiologique des eaux intérieures d'un site de baignade classé, pour la gestion active en cours de saison, proposées par l'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail (AFSSET, 2007).

Suivi en continu

Le suivi réglementaire de la qualité de l'eau de baignade est basé sur un échantillonnage ponctuel chaque semaine et une analyse en laboratoire avec un rendu des résultats dans les 24 à 48 h. Cette collecte de données à faible fréquence rend difficile l'analyse des liens de cause à effet entre les paramètres mesurés, et ne permet pas toujours une prise de décision suffisamment rapide sur l'ouverture ou la fermeture d'une baignade lors des pollutions de court terme. En effet, les rivières sont des systèmes hydrologiques très dynamiques et avec des comportements souvent non linéaires dans le temps et l'espace (Manjakkal et al., 2021). L'OMS recommande donc d'avoir une gestion active de la baignade qui ne se base pas uniquement sur le suivi réglementaire, mais aussi sur de la mesure en continu et de la modélisation (WHO, 2021). Le suivi temporel en temps réel ou quasi réel de la qualité de l'eau s'appuie sur l'utilisation de systèmes de mesures *in situ*. Ainsi plusieurs technologies sont actuellement commercialisées pour estimer les concentrations en bactéries indicatrices fécales ou pour quantifier les efflorescences algales en temps réel : les échantillonneurs couplés à l'analyse *in situ* et les sondes fluorescentes (Demeter et al., 2020; Offenbaume et al. 2020 ; Gunter et al., 2022). Les sondes peuvent équiper des bouées fixes ou encore des drones mobiles.

Les technologies basées sur des échantillonneurs et l'analyse *in situ* ont récemment émergé pour mesurer *E. coli* et les entérocoques intestinaux dans les eaux de surface. Les méthodes employées sont basées sur la mesure d'activités enzymatiques par des substrats fluorogènes spécifiques de la beta-D-glucuronidase pour *E. coli* et de la beta-D-glucosidase pour les entérocoques intestinaux (Demeter et al., 2020). La mesure peut porter sur le temps de croissance des bactéries nécessaire pour atteindre un niveau de fluorescence donné, ou bien, après filtration de l'échantillon d'eau, sur l'activité enzymatique de l'échantillon. Concernant les microalgues, des analyseurs en ligne pour la détection de la concentration en chlorophylle et le pourcentage de classes d'algues sont basés sur la mesure de fluorescence à différentes longueurs d'onde d'excitation et d'émission (Bertone et al., 2019). Ces solutions peuvent être achetées ou louées.

Les capteurs fluorescents couplés à une transmission des données online peuvent représenter une autre solution pour la surveillance en temps réel. Pour les microalgues et les cyanobactéries, des sondes fluorescentes permettent d'estimer la concentration en chlorophylle a et le pourcentage de différentes classes de phytoplancton (Bertone et al., 2019). Ainsi des sondes fluorimétriques peuvent être utilisées *in situ* pour surveiller la biomasse des cyanobactéries dans la colonne d'eau et détecter le démarrage d'une efflorescence. Ces sondes se basent sur la mesure d'un pigment caractéristique des cyanobactéries, la phycocyanine (Almuhtaram et al., 2021). Elles peuvent être utilisées ponctuellement lors de campagnes de suivi régulières ou être intégrées à des systèmes de mesure en continu associée à une télétransmission et à un affichage des mesures en temps réel. Un tel système fonctionne sur le site de baignade du lac de Champs-sur-Marne depuis 2015 (Tran Khac et al., 2018). Une prévision à court terme (3 jours) de l'évolution de la concentration en chlorophylle et des cyanobactéries, basée sur un algorithme de réseau de neurones, est accessible en ligne (https://balneau-leesu-rec.enpc.fr/#!/dashboard).

Certaines molécules organiques contiennent des groupements fluorescents appelés fluorophores qui peuvent être mesurés en laboratoire ou *in situ* par spectrométrie de fluorescence, une technique d'analyse rapide et peu onéreuse. Elle rend possible la caractérisation de la nature chimique de la matière organique dissoute (MOD) en rivière et donne donc des indications sur son origine. Elle permet notamment de distinguer la MOD d'origine naturelle de la MOD provenant de rejets d'eaux usées, traitées en station de traitement des eaux usées (STEU) ou non (Carstea et al., 2020). Concernant les indicateurs de contamination fécale, la solution consiste à mesurer par spectrométrie de fluorescence, la présence de substances émettant une fluorescence similaire à celle de l'acide aminé tryptophane qui est reliée avec l'activité bactérienne et notamment avec la production d'indole qui renforce la fluorescence (Bedell et al., 2020 ; Dapkus et al., 2023). Une calibration permet ensuite de transformer la mesure en estimation de la concentration en coliformes ou en *E. coli*. Bien que de multiples composés présents dans l'eau peuvent fluorescer aux mêmes longueurs d'onde, générant ainsi une incertitude sur ce qui est mesuré, plusieurs études ont montré une corrélation forte entre la fluorescence des molécules « tryptophane-like » et les bactéries hétérotrophes, *E. coli* et les coliformes dans les eaux de boisson (Sorensen et al. 2018 ; Simões et Dong, 2018 ; Bedell et al., 2020). Sorensen et al. (2018) et

Bedell et al. (2020) ont obtenu des limites de détection à ~10 coliformes/100 ml. Une sonde fluorescente pour la mesure des coliformes actuellement commercialisée et des applications *in situ* ont été récemment publiées (p. ex. Karim et al., 2023 ; Krkljes et al., 2024). Ce champ d'application est en plein essor et plusieurs sondes de fluorescence 3D sont en développement dans le cadre de projets de recherche menés en Ile-de-France (le projet Fluocopée® financé par le programme de recherche Mocopée et le projet FORBATH financé par Eurostar).

Le suivi spatial de la qualité de l'eau demande soit le déploiement spatial d'un réseau de capteurs sans fils, soit l'utilisation d'un drone, soit l'imagerie satellitaire. Les drones peuvent être équipés d'instruments pour la collecte d'échantillons et/ou pour la mesure (capteurs) *in situ* de paramètres physico-chimiques et biologiques et reliés à une technologie de transmission des données (Almuhtaram et al., 2021). Ils sont limités dans le nombre d'échantillons ou de capteurs à bord, par leur capacité de charge. Une autre solution est de déployer spatialement des capteurs attachés à des bouées. La densité spatiale de ces réseaux de capteurs déployés *in situ* est limitée par le coût des instruments commercialisés. Toutefois l'Intelligence des Choses (IoT, Intelligence of the Things), a ouvert la voie à l'utilisation de capteurs à bas coût, et ainsi aux sciences participatives dans le suivi de la qualité de l'eau (Chan et al., 2021). Les capteurs bas-coût permettent d'améliorer la couverture spatiale avec des réseaux plus denses et/ou plus étendus. Ils sont couplés avec des méthodes de transmission des données sur longues distances (Bluetooth, LoRa par exemple), et avec le stockage et l'analyse des données en ligne à l'aide de l'intelligence artificielle. Ce champ d'application est en expansion dans le monde scientifique, mais le transfert vers les collectivités n'est pas encore très avancé (Park et al., 2020). Notamment ces capteurs bas-coût sont de qualité variable, parfois difficiles à calibrer, et des interférences électriques entre les capteurs peuvent rendre non-compatibles les approches multi-sondes, demandant du temps pour régler tous les problèmes (Chan et al., 2021).

L'étendue spatiale des efflorescences de cyanobactéries peut être estimée par la photographie aérienne par satellite ou par drone (Almuhtaram et al., 2021). L'utilisation de données satellitaires en open access constitue une approche de suivi quasi-temps réel (Chorus et Welker, 2021). Il s'agit d'une méthode innovante pour le suivi des efflorescences de cyanobactéries et de microalgues à l'échelle régionale, et permet de suivre et prédire le mouvement de ces efflorescences. La quantification des pigments de phycocyanine pour le suivi des efflorescences de cyanobactéries se base sur la mesure de réflectance par pixel dans les images satellitaires. La résolution spatiale peut être journalière, tous les 2-3 jours ou une fois par semaine selon le satellite (Chorus et Welker, 2021). Suivant le satellite, différentes bandes spectrales peuvent être mesurées. Les avantages de la télédétection par satellite sont que cette méthode permet de couvrir de larges zones, à long terme, avec un coût modique, et sans maintenance d'équipement. Par contre, il existe des compromis entre la résolution des données et leur fréquence temporelle. Ainsi le choix de la bande spectrale et de sa largeur va déterminer la capacité à discriminer les efflorescences de cyanobactéries et des microalgues de la turbidité. Il existe de nombreux algorithmes de traitement des données dont certains sont capables d'estimer de manière précise le biovolume et la concentration en pigment des cyanobactéries (Beck et al., 2017). Des solutions commerciales existent pour le traitement des images.

3. Bilan de l'état de la Seine et la Marne aujourd'hui

Il est important de rappeler qu'avant la réapparition des objectifs baignade en région parisienne pour ces deux rivières, les seules données bactériologiques disponibles étaient celles des producteurs d'eau et des gestionnaires de réseaux d'assainissement et de STEU. Ceci constituait un corpus de données fragmentaire, avec une grande hétérogénéité dans la fréquence de suivi et la résolution spatiale, ainsi que dans les paramètres suivis. Toutefois ces données ont permis d'avoir une idée assez juste de la qualité microbiologique de la Marne et de la Seine. La volonté d'ouvrir des baignades en Marne et en Seine et le moteur que constituent les Jeux olympiques et paralympiques 2024 ont permis une harmonisation des pratiques, la mise en place de suivis estivaux complémentaires, plus resserrés dans le temps et l'espace au travers d'une coordination des efforts menés par l'ensemble des acteurs de l'eau en Ile-de-France. Ce paragraphe présente une illustration de l'état de la connaissance acquise ces dernières années, que ce soit par les gestionnaires ou par la recherche scientifique dans le cadre des programmes de recherche à long terme

(PIREN-Seine, OPUR, MeSeine Innovation) ou de projets de recherche locaux, nationaux ou internationaux.

Les apports en bactéries indicatrices fécales

Les grandes rivières de l'agglomération parisienne reçoivent des bactéries fécales de différentes origines. D'une part, une partie des flux provient de l'amont des bassins versants, via les agglomérations et les élevages. Les travaux de Servais et al. (2007) ont permis d'analyser les transferts des coliformes fécaux à l'échelle du bassin de la Seine, montrant que dans les secteurs pâturés, comme à l'amont de l'agglomération parisienne, les teneurs en coliformes fécaux par temps sec en période estivale, atteignent 10^3 UFC par 100 ml.

Durant ces dernières décennies, la qualité des eaux de surface s'est généralement améliorée en Europe, grâce à l'application de la réglementation, à l'amélioration des stations de traitement des eaux usées (STEU) et des réseaux d'assainissement, et ceci est également vrai pour la Seine et la Marne (Mouchel et al., 2020). Les STEU de l'agglomération parisienne gérées par le SIAAP (Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne) traitent chaque jour près de 2,5 millions de m^3 d'eaux usées par temps sec (Rocher et Azimi, 2016), auxquels s'ajoutent environ 200 000 m^3 traités par d'autres opérateurs au sein de l'agglomération parisienne. Ces stations rejettent une eau usée traitée ayant subi des traitements secondaires et tertiaires focalisés sur les macro-polluants (carbone, azote, phosphore, matières en suspension) suivant la réglementation européenne (Directive 91/271/CEE). Bien qu'elles ne soient pas destinées à éliminer les pollutions microbiennes, un abattement de 2,8 à 3,0 unités logarithmiques (u. log) pour les *E. coli* et de 2,7 à 3,4 u. log pour les entérocoques intestinaux a pu être observé (Rocher et Azimi, 2016). Cependant, comme les débits apportés par ces stations sont très significatifs par rapport aux débits des cours d'eau récepteurs, surtout en été lorsque les débits des cours d'eau sont au plus bas, les concentrations des BIF en sortie de station sont suffisamment élevées (de 20 000 à 100 000 *E. coli* pour 100 ml en valeur médiane selon les stations) pour poser des problèmes vis-à-vis de la baignade, d'autant que les abattements des virus entériques et des protozoaires sont de l'ordre de 2 u. log[10]. Pour cette raison, des dispositifs de désinfection ont été construits pour les deux stations situées à l'amont de la ville de Paris, soit les stations de Marne aval à Noisy-le-Grand et de Seine Valenton. Ces dispositifs sont mis en eau depuis l'été 2023, ils permettent une élimination presque totale des BIF. Quelques autres apports de temps sec restent dus à des rejets directs d'eaux usées non traitées, ils peuvent avoir un impact significatif. En particulier le décompte des bateaux logements installés en Marne et en Seine montre l'importance potentielle des flux qu'ils peuvent générer si leurs effluents ne sont aucunement traités avant rejet en rivière. Pour remédier à ce problème, le réseau d'assainissement parisien a été étendu sur les quais de Seine pour permettre à ces bateaux de se connecter au réseau d'assainissement.

Au-delà des apports de temps sec, les apports de temps de pluie constituent un défi majeur pour maintenir une qualité d'eau suffisante durant les plus longues périodes possibles. Dans la partie centrale de l'agglomération parisienne, les réseaux sont unitaires, ce qui signifie que le même réseau transporte les eaux usées et les eaux pluviales, ainsi que les eaux de nettoyage des rues et des eaux d'exhaure (eaux d'infiltration des milieux souterrains), voire quelques sources d'eau claire. Si les eaux usées sont totalement transportées et traitées par les STEU par temps sec, les très fortes précipitations génèrent des débits qui peuvent saturer le réseau ou les capacités de traitement des stations, ce qui implique que des déversements aient lieu. Pour limiter ce problème, des capacités de stockage considérables ont été construites et des interconnexions entre les différentes parties du réseau ont permis d'alléger la charge. Le volume total de stockage est supérieur à un million de m^3 dans l'agglomération parisienne. Dans la partie périphérique de l'agglomération parisienne, la plupart des réseaux construits depuis les années 1970 sont séparatifs, donc avec deux réseaux séparés : un pour les eaux usées et un pour les eaux pluviales, l'histoire du développement urbain et les aménagements successifs ont conduit à des connexions entre les deux systèmes de réseau avec parfois de mauvais branchements d'eaux usées sur les réseaux pluviaux, mais aussi des connexions d'eau pluviale (typiquement des toitures des bâtiments) sur les réseaux d'eaux usées, qui peut de ce fait être saturés en temps de pluie comme le réseau unitaire. Dans certains secteurs, des collecteurs ont permis de reprendre les eaux usées mal collectées pour les rediriger vers les STEU. Des efforts considérables sont également mis en œuvre d'une part

pour corriger les mauvais branchements, et d'autre part pour limiter le ruissellement par des systèmes de rétention des eaux pluviales à la source afin d'éviter la saturation des réseaux à l'aval. Les flux vers la rivière générés en temps de pluie par ces problèmes de fonctionnement des réseaux dans les parties périphériques de l'agglomération parisienne sont difficiles à évaluer, car il n'existe que peu de données sur la qualité des eaux de ruissellement dans les secteurs séparatifs de l'agglomération parisienne, de même que les volumes ruisselés ne sont pas mesurés.

Enfin une partie des flux de matières fécales, y compris les bactéries indicatrices fécales, sont dus à des sources animales. Celles-ci peuvent être évaluées par différentes voies grâce à la biologie moléculaire, en détectant différents marqueurs bactériens et viraux de sources de contaminations fécales d'origine animale et humaine. En Marne, trois stations à Chelles (Ancien moulin), Champigny-sur-Marne (Ile du Martin Pêcheur) et Saint-Maur-des-Fossés (Quai de la Pie) ont fait l'objet en 2023 de recherche d'un ensemble de marqueurs génétiques ciblant les sources humaines, canines et aviaires. Les résultats montrent des profils de contaminations variables selon les sites, les sources humaines sont très présentes sur les trois sites, ainsi que les sources canines et aviaires sur Chelles, canines sur Champigny-sur-Marne et en temps de pluie sur Saint-Maur-des-Fossés (Tableau 4). Les contaminations d'origines aviaires apparaissent plus sporadiques sur ces deux sites comparés à Chelles. Parmi les sources, il faut noter la présence de zones de nourrissage des oiseaux, mais aussi des nurseries d'oies bernaches. La promenade tout le long de la Marne favorise également les pollutions canines.

Des profils de baignade sont en cours d'évaluation pour les différents sites candidats pour l'ouverture de futurs baignades en héritage des JOP. Ainsi pour la Marne, les premières étapes de recherche des sources et de modélisation des pollutions amont ont été réalisées depuis 2022. Ces profils de baignade ou profils de vulnérabilité aux pollutions potentielles sont une obligation pour les responsables des sites de baignades selon la directive 2006/7/EC. Le profil de vulnérabilité comprend d'abord un état des lieux de la zone de baignade, de son hydrologie et de la qualité de l'eau et un inventaire des sources de pollutions qui peuvent potentiellement impacter le site de baignade. Les données obtenues sont analysées pour établir un premier diagnostic. Si le diagnostic est insuffisant, des investigations supplémentaires sont menées, comportant des campagnes de mesures *in situ*, la modélisation des apports de pollution et de l'hydrodynamique du site. Une évaluation des risques de pollution et leur hiérarchisation, ainsi que des actions à mener pour pallier ces risques sont réalisées. Le rapport de synthèse présente un plan d'actions curatives et préventives et les mesures de gestion active pour préserver et améliorer la qualité de l'eau du site de baignade (directive 2006/7/CE). La fréquence de révision des profils de vulnérabilité dépend du classement du site par l'ARS. Elle est effectuée tous les 2 ans pour une eau de qualité insuffisante, tous les 3 ans pour une eau de qualité suffisante, tous les 4 ans pour une eau de bonne qualité (directive 2006/7/CE).

Site	Météorologie	CrAssphages	PMMoV	HF183	Bac-Can	CGOF1	Gull2
Chelles	Sec	ND	ND				
	Pluie	ND	ND				
Champigny-sur-Marne	Sec						
	Pluie						
Saint-Maur-des-Fossés	Sec						
	Pluie						

Tableau 4. Dépistage des sources de contaminations dans les eaux de surface de la Marne par temps sec et par temps de pluie. Fréquence des échantillons positifs pour chaque marqueurs : vert 100 %, bleu 50 %, gris 10 à 25 %, blanc <10 %, ND : non déterminé.

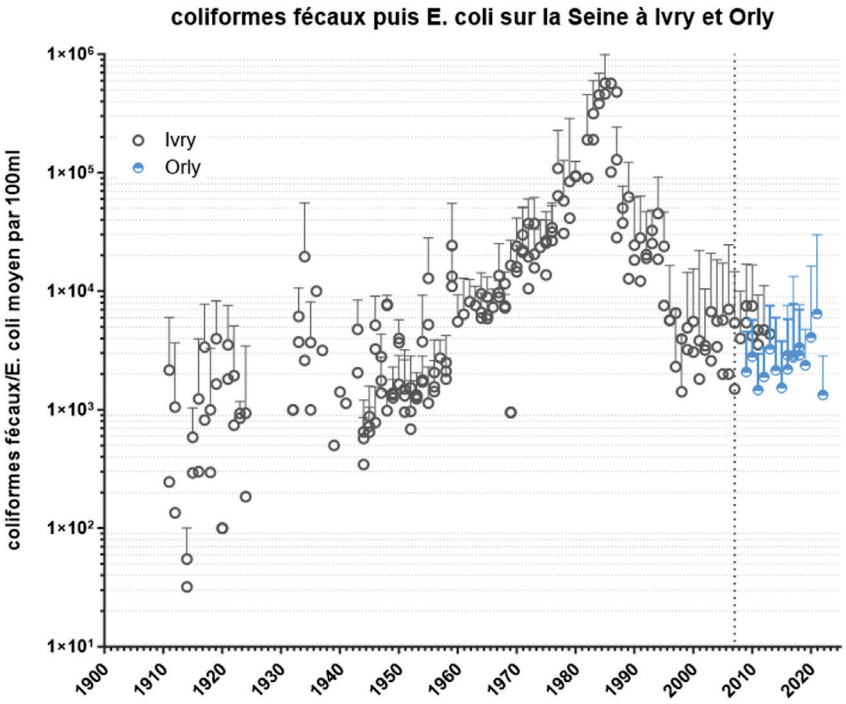


Figure 15. Suivi long terme des concentrations en coliformes fécaux de l'eau de la Seine à Ivry-sur-Seine. Les données sont compilées à partir des bases de données des laboratoires des usines de potabilisation d'Ivry-sur-Seine et d'Orly, du CRECEP, d'Eau de Paris, et corrigées en fonction des méthodes analytiques (travaux de P. Servais et L. Moulin, cf. Mouchel et al., 2020). Les concentrations en coliformes totaux et *E. coli* sont converties en utilisant un rapport *E. coli* vs coliforme fécaux de 0,77.

Bilan de la qualité du milieu : les BIF

Les concentrations en BIF sont suivies depuis plusieurs décennies en Seine et en Marne. Dans ce paragraphe ce sont essentiellement les concentrations en *E. coli* qui seront présentées, car ce paramètre est plus dégradant au regard des seuils réglementaires de gestion quotidienne et de classement des baignades. De plus, les dynamiques spatiales et temporelles sont similaires pour les coliformes fécaux et *E. coli*.

Concernant la Seine, un suivi historique à Ivry-sur-Seine permet d'avoir une longue chronique des concentrations en coliformes thermotolérants et *E. coli* à l'entrée de Paris (figure 15). L'évolution des contaminations en BIF depuis 1900 montre qu'après un pic de pollution dans les années 1980, une diminution par 100 des concentrations en coliformes fécaux a eu lieu dans les années 90s et début des années 2000s, suite à l'amélioration des réseaux d'assainissement et des STEU. Depuis, la qualité microbiologique de la Seine est relativement stable et oscille entre 10^3 et 10^4 coliformes fécaux par 100 ml.

L'évolution spatiale de la qualité microbiologique de la Seine dans Paris, à partir d'Ivry-sur-Seine jusqu'au pont d'Iéna montre une dégradation probablement liée à des rejets situés au voisinage de la confluence Seine/Marne puis une amélioration de la qualité microbiologique jusqu'au pont d'Alma (Figure 16). Les percentiles 90 sont fortement impactés par les rejets de temps de pluie, et fluctuent donc en fonction des années selon que l'été est pluvieux (2021 par exemple) ou sec (2020 par exemple). La figure 16 montre également que les concentrations les plus élevées en *E. coli* sont sous-estimées, car elles dépassent la limite de quantification liée à la norme analytique strictement appliquée par les laboratoires accrédités qui produisent ces données.

Le suivi estival de la Marne depuis Gournay jusqu'à la confluence avec la Seine date de 2015 et porte sur 12 stations tous les 2 km. La figure 17 montre que la qualité microbiologique varie spatialement. Ainsi de la confluence avec le canal de Chelles jusqu'à Saint-Maur-des-Fossés, les concentrations en *E. coli* sont élevées. De nombreux rejets pluviaux entre Noisy-le-Grand et Champigny-sur-Marne (rejet du Centre urbain, ru Saint Baudile, ru de la Lande...) et le rejet de la STEU Marne Aval impactent cette partie de la Marne. La qualité s'améliore en aval avec les concentrations en *E. coli* qui diminuent à partir de Saint-Maur-des-Fossés jusqu'à la confluence avec la Seine. Les stations de prélèvement de Gournay-sur-Marne (SMV1 et SMV2) et de Saint-Maurice (SMV14B) présentent les

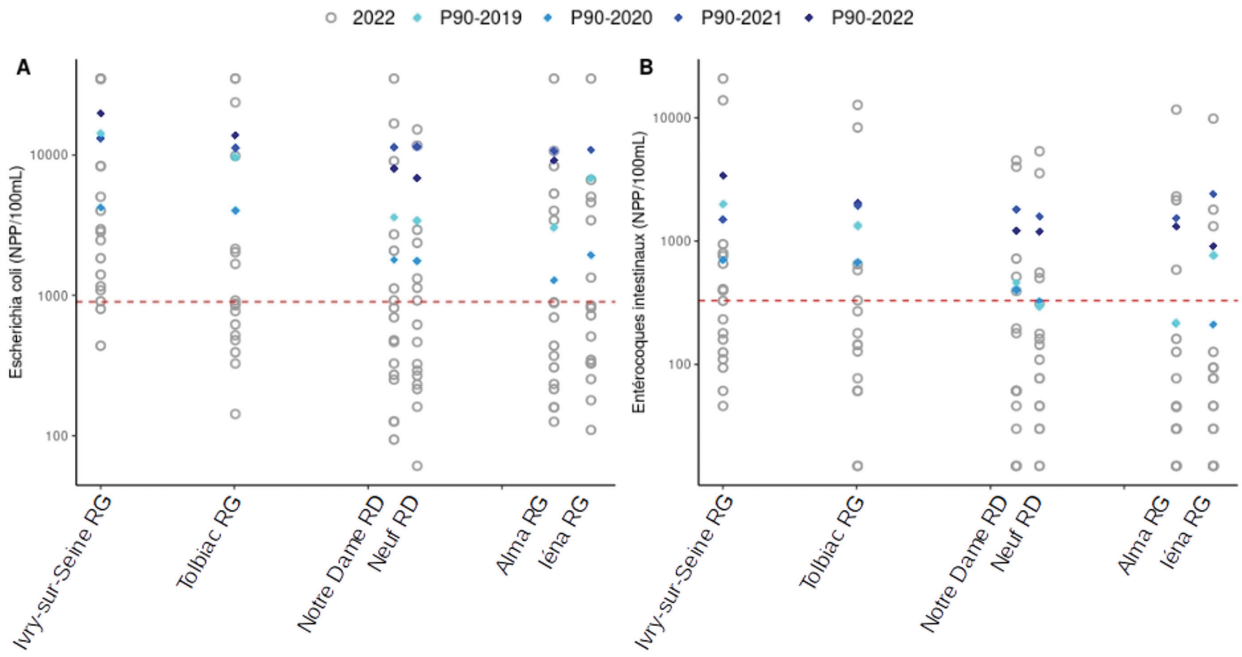


Figure 16. Évolution longitudinale de la qualité bactériologique des échantillons prélevés depuis les ponts de la Seine à Paris pendant l'été 2022 A) concentrations en *E. coli*, B) concentrations en entérocoques intestinaux. Les 90e percentiles (P90) sont indiqués pour les années 2019 à 2022. La berge où a été effectuée le prélèvement est indiquée : RG pour rive gauche, RD pour rive droite.

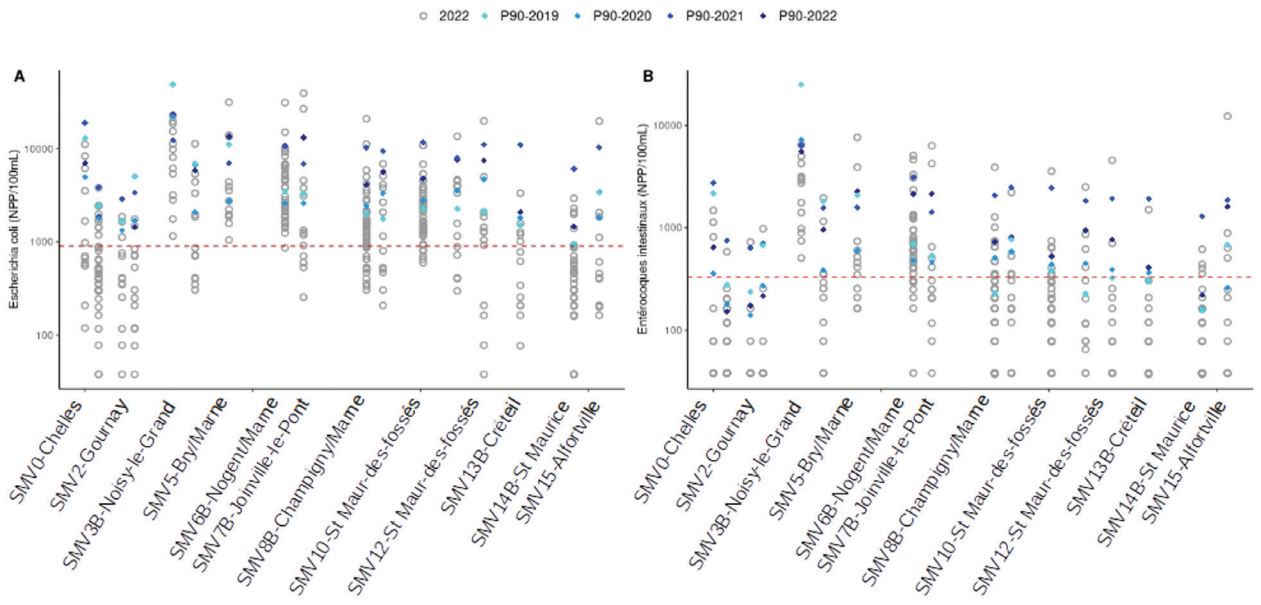


Figure 17. Évolution spatiale de la qualité microbiologique de la Marne de Gournay-sur-Marne à la Confluence avec la Seine pendant l'été 2022. Mesures en 2022 et 90e percentiles de 2019 à 2022 pour les stations du Syndicat Marne-Vive SMV0 à SMV15.

concentrations les plus faibles en BIF (Figure 17). A l'aval, le rejet pluvial Bois-Vincennes contribue à dégrader la qualité de la Marne entre Charenton-le-Pont et la confluence avec la Seine. Une forte variabilité inter-annuelle est à noter, avec des années exceptionnelles marquées par un accident sur le réseau d'assainissement (2018) ou des étés pluvieux (2021 et 2023). Au cours des périodes de débits estivaux les plus élevés, les concentrations en BIF sont également plus élevées dès l'amont des cours d'eau.

En conclusion, au regard de la directive 2006/7/EC et des seuils de gestion quotidienne des sites de baignade, la qualité microbiologique de la Seine d'Ivry-sur-Seine au pont d'Iéna, et la Marne de Gournay-sur-Marne à la confluence avec la Seine montrent une qualité microbiologique qui est insuffisante pour la baignade. Cette qualité est fortement dégradée en temps de pluie dû à de nombreux rejets très impactants. Toutefois en temps sec, certains sites (Chelles, Saint-Maurice, pont d'Alma et pont d'Iéna) présentent une qualité microbiologique meilleure. Les données historiques montrent que le pic de pollution a été atteint dans les années 80 et que les travaux d'amélioration des rejets de temps sec ont contribué grandement à améliorer la qualité microbiologique de la Seine (Mouchel et al., 2020). Les travaux menés dans les années 90 et début 2000, ne ciblaient pas spécifiquement la contamination microbienne ni les pollutions de temps de pluie. Les travaux récents destinés à améliorer la qualité des eaux de surface en région parisienne en visant spécifiquement la désinfection des eaux usées et l'amélioration du réseau d'assainissement pluvial ont permis de réduire significativement les apports de contamination fécale, ils pourront être poursuivis. L'analyse temporelle des concentrations en BIF dans les eaux de surface montre également une forte variabilité spatiale et temporelle, il est donc important de gérer la qualité des sites de baignade site par site et en prenant en compte la prévision météorologique avec une gestion active.

Bilan des apports de *E. coli* de temps sec et de temps de pluie

L'estimation des flux d'apport peut être faite en combinant différentes sources de données dont certaines sont très bien renseignées comme les débits traités par les STEU, alors que d'autres restent très hypothétiques comme la qualité sanitaire des eaux de ruissellement pluviales dans la banlieue parisienne équipée d'un réseau séparatif. Néanmoins, il a été possible de dresser un état des lieux des apports en tenant compte au mieux des informations disponibles. Il a été réalisé à l'amont du pont d'Iéna, site principal retenu pour les épreuves de natation en eau vive des Jeux olympiques et paralympiques, et qui constitue également le site de mesure le plus documenté concernant la qualité des eaux en Seine. Ces bilans sont possibles pour les BIF, mais les connaissances sont insuffisantes pour faire un bilan des apports de pathogènes.

Les apports par les eaux traitées des STEU peuvent être estimés à partir des débits traités et de nombreuses mesures de qualité de l'eau en sortie de station réalisées par le SIAAP. Les apports par les autres stations situées plus à l'amont ont pu être estimés à partir des débits connus des stations et à partir d'une extrapolation des concentrations en *E. coli* mesurées sur d'autres sites.

Les apports par les déversoirs d'orage du réseau unitaire ont été estimés à partir des mesures et des estimations de débits déversés fournies par les exploitants des réseaux. Certains des points de déversement sont équipés de systèmes de mesure en continu de la turbidité qui permettent de suivre l'évolution de la qualité de l'eau au cours des évènements pluvieux. Pour la plupart des déversoirs d'orage, des campagnes de mesure ont été réalisées par le passé pour établir les relations entre la turbidité mesurée et les autres variables caractéristiques de la qualité de l'eau déversée (DCO, DBO5...). De telles données sont utilisées pour constituer les bilans réglementaires de pollution rejetée par les réseaux d'assainissement. Enfin, pour la refonte de son schéma d'assainissement, le SIAAP a fait procéder de 2016 à 2019 à des campagnes de mesure intégrant les bactéries indicatrices fécales, qui ont permis d'acquérir des éléments de référence sur certains points de rejets importants et de mettre en relation les teneurs en BIF et les autres variables, notamment la DCO. Ces relations ont été utilisées pour les évaluations présentées ici.

Les apports par les bateaux-logement ont été évalués pour une situation considérée comme maximaliste où chaque bateau serait occupé (en continu) par 3 personnes, et ne serait équipé d'aucun dispositif de traitement ni d'évacuation au réseau. La quantité d'*E. coli* rejetée a été calculée à partir d'une estimation de la quantité de bactéries rejetée par chaque être humain. L'équivalent-habitant a une définition réglementaire de 60 g par jour de DBO5. A partir de cette donnée et des relations entre les concentrations en *E. coli* et en DBO5 observées dans le réseau parisien, il a été possible de définir un équivalent-habitant pour *E. coli* de l'ordre de 3.10^{10} *E. coli* par jour et par personne.

Pour les apports par ruissellement urbain, par manque de données dans l'agglomération parisienne, il a été nécessaire de faire appel à la base de données américaine NSQD (National Stormwater Quality Database) qui contient des concentrations moyennes par évènement, et des flux collectés

au cours de plus de 9000 évènements dans plus de 200 bassins versants urbains diversifiés sur l'ensemble des Etats-Unis. La médiane des concentrations de *E. coli* et coliformes fécaux est de 5000 bactéries pour 100 ml, et les quartiles 25 % et 75 % sont de 1000 et 23 000 bactéries pour 100 ml. Des études complémentaires dans l'agglomération parisienne seraient indispensables pour préciser ces apports, car la typologie des réseaux d'assainissement pluviaux de la région parisienne est probablement très différente de celle des villes américaines.

Ces évaluations ont été complétées par une étude des apports par 3 rivières urbaines, l'Orge, l'Yerres et le Morbras qui ont été suivis au cours de la période estivale 2020 au cours d'une campagne d'échantillonnage qui a permis de suivre trois périodes de temps sec et trois périodes pluvieuses sur chacun des cours d'eau. Par temps de pluie, ces apports incluent les contributions par ruissellement de toutes les communes drainées par ces cours d'eau.

Les flux moyens estivaux estimés sont rassemblés dans le tableau suivant (5) pour le bassin versant de l'agglomération parisienne situé à l'amont du pont d'Iéna. Ils sont complétés par une estimation des flux estivaux au niveau du pont d'Iéna réalisée à partir des données collectées par la ville de Paris sur la période 2018-2022.

Il faut noter que les ouvrages de désinfection implantés sur les usines de Seine amont et Marne aval et mis en œuvre en 2023, donc non encore pris en compte dans le tableau 5, réduisent considérablement les apports, soit d'environ 160 000 milliards de *E. coli* par jour. La connexion des bateaux-logement au sein du réseau parisien a également considérablement réduit les apports, d'environ 24 000 milliards de *E.coli* par jour. L'effet des mesures prises pour le fonctionnement du réseau (maillage des réseaux, construction de bassin, désimperméabilisation, limitation des rejets parasites et des rejets de temps de pluie) reste difficile à évaluer, mais il vient encore s'ajouter à l'effet des deux mesures précitées. Ce sont donc de l'ordre de 50 % des apports urbains répertoriés dans le tableau 5 qui sont réduits par les mesures récemment mises en œuvre. On ne saurait trop insister sur le fait que dans le cas de la contamination fécale, des rejets non traités correspondant à un faible nombre d'habitants suffisent à dégrader considérablement la qualité de l'eau des rivières. C'était le cas avec les bateaux logements, et c'est probablement encore le cas dans d'autres secteurs de l'agglomération. De tels rejets ne sont pas pris en compte dans le tableau 5. Une vigilance accrue est donc indispensable vis-à-vis des petits rejets dès lors que l'enjeu de qualité est déplacé des paramètres de la DCE à la contamination fécale.

	Période d'évaluation	Apports moyens en période estivale (milliards de *E. coli* par jour)
Stations d'épuration (Seine amont, Marne Aval, Evry, Corbeil, Saint Thibault des Vignes)	Avant 2022	240 000
Bateaux-logements (sans assainissement)	~2019	43 000
Déversoirs d'orage	2017-2019	120 000
Ruissellement urbain	Estimation faite à partir de données hors agglomération parisienne	~ 4500
Flux amont (Seine-et-Marne) à Ablon et Noisiel	2018-2022	200 000
Rivières urbaines (Orge + Yerres + Morbras)	2018-2022	12 000 à 26 000
Total		~ 630 000
Flux circulant en Seine estimé au niveau du pont d'Iéna	2018-2022	420 000

Tableau 5. Apports estivaux moyens en bactéries fécales en milliards d'*E. coli* par jour. Les apports de l'Yerres et de l'Orge, déjà intégrés dans le flux en Seine à Ablon, n'ont pas été pris en compte dans le calcul du total.

Bilan de la qualité du milieu : les pathogènes et cyanobactéries

La qualité microbiologique de la Seine et la Marne est variable spatialement et temporellement. Des niveaux élevés de pathogènes sont présents dans ces deux rivières en région parisienne. Ainsi, l'analyse des virus entériques dans la Seine à Paris depuis le pont d'Ivry-sur-Seine jusqu'au pont de Garigliano a montré que les adénovirus, les astrovirus, les norovirus de groupe I et II et les rotavirus de groupe A sont les plus abondants avec des concentrations médianes de 10^4 unités de génomes (ug)/L pour les adénovirus totaux, 4.10^3 ug/L pour les rotavirus de groupe A, 3.10^2 ug/L pour les Norovirus GI et GII (Mouchel et al. 2020). Les prévalences de ces virus dans les échantillons prélevés en Seine sont généralement élevées avec 36 à 93 % des échantillons positifs (Prévost et al., 2015). Des résultats similaires sont observés en Marne à Joinville-le-Pont, avec des concentrations médianes de 4.10^4 ug/L pour les adénovirus totaux, 3.10^3 ug/L pour les norovirus GI et GII, $7\,10^3$ ug/L pour les rotavirus A (Mouchel et al. 2020). Dans les deux rivières, les adénovirus F représentaient environ 10 % des adénovirus totaux, les norovirus GI étaient plus abondants que les norovirus GII, enfin les entérovirus (incluant le poliovirus) étaient détectés de manière peu fréquente. La figure 18 montre une fluctuation saisonnière et inter-annuelle des concentrations en adénovirus, norovirus et rotavirus dans la Seine à Orly. On notera que la seule mesure de la quantité d'ARN viral dans un échantillon d'eau ne prouve pas la présence de virus infectieux. Cependant, une part importante des virus présents dans l'eau de la Seine pourraient effectivement être infectieux, en effet, Prévost et al. (2016) ont montré que plus de 50 % des adénovirus et des norovirus avaient une capside virale intacte dans les échantillons d'eau de Seine.

Les concentrations en *Giardia* et *Cryptosporidium* dans la Seine et dans la Marne sont généralement relativement basses entre 1 et 4 oocystes de *Cryptosporidium*/10 L et entre 30-50 cystes de *Giardia*/10 L (figure 19). Toutefois, des évènements polluants spécifiques peuvent générer une contamination conséquente, sans relation apparente avec les concentrations en BIF, et qui peut atteindre jusqu'à 4.10^2 cystes/10 L pour les *Giardia* (figure 19). Ces variations ne semblent pas totalement liées aux eaux usées, et trouvent sans doute leur origine dans des sources agricoles en amont du bassin versant de la Seine.

Un état des lieux relatif aux cyanobactéries a été réalisé sur la Marne à Chelles, Gournay-sur-Marne, Nogent-sur-Marne, Champigny-sur-Marne, Saint-Maur-des-Fossés et

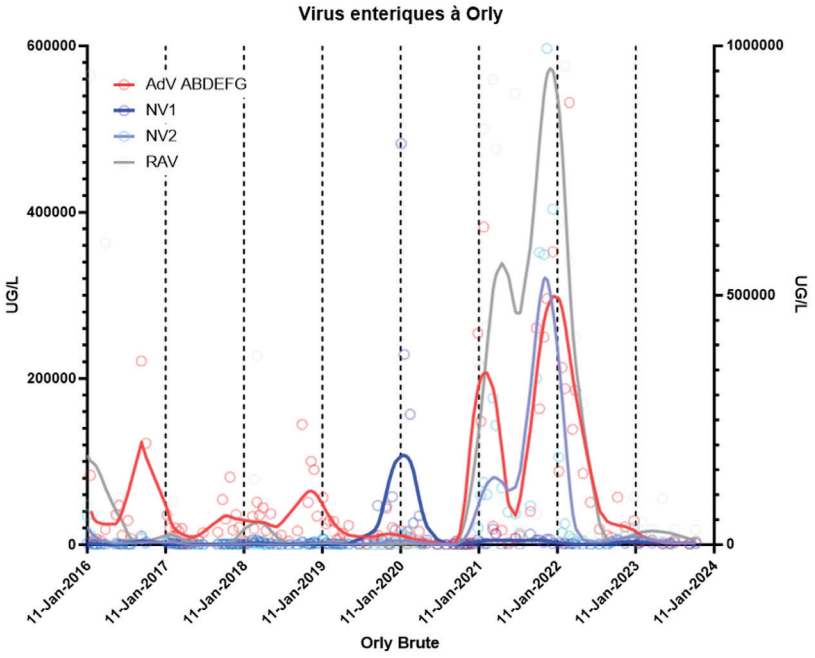


Figure 18. Évolution temporelle des concentrations en virus entériques mesurés en Seine à Orly de 2016 à 2024 (en unités de génome/L). Adénovirus totaux (AdV ABDEFG), norovirus GI (NV1), norovirus GII (NV2), rotavirus A (RAV) selon des données d'Eau de Paris.

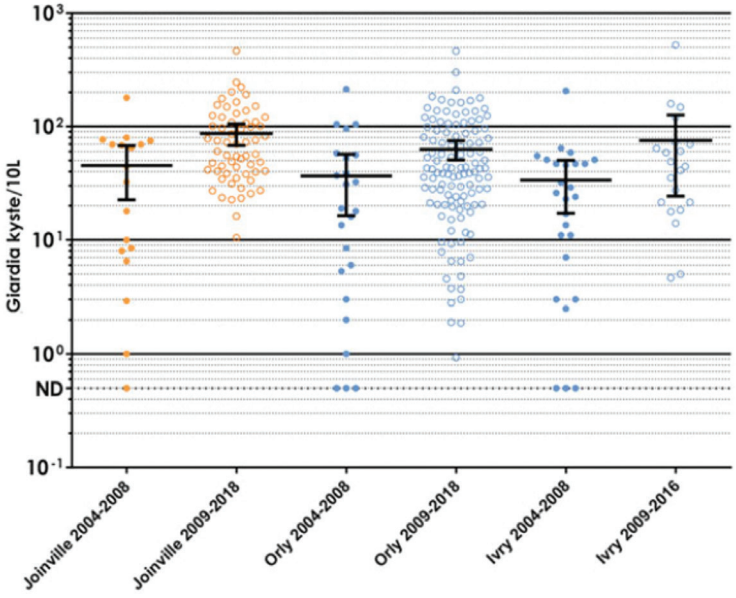


Figure 19. Concentrations en Giardia (cystes/10 L) en Marne et en Seine à Joinville, Orly et Ivry entre 2004 et 2018. La moyenne et l'intervalle de confiance à 95 % sont indiqués (selon Mouchel et al., 2020 ; données Eau de Paris).

Saint Maurice durant l'été 2020. Les concentrations en chlorophylle sont restées inférieures au seuil de vigilance de 10 µg/L, avec toutefois 3 pics atteignant un max de 8,5 µg de chlorophylle a par L à Nogent-Sur-Marne et Champigny-sur-Marne en juillet 2020 (Macroux, 2020). Mais aucun de ces échantillons n'a montré de prolifération de cyanobactéries, les diatomées dominant le phytoplancton (Macroux 2020). Afin de prendre en considération la variabilité inter-annuelle possible des concentrations en cyanobactéries, il est toutefois recommandé de continuer une vigilance visuelle des efflorescences et l'utilisation de sondes fluorescentes portables pour mesurer *in situ* la chlorophylle a sur les futurs sites de baignade en Marne.

4. Des modèles prédictifs et des systèmes d'alerte

La qualité microbiologique des eaux de baignade peut être sujette à de fortes variations temporelles de court terme, en particulier lors des évènements pluvieux intenses. La directive européenne 2006/7/EC requiert donc une gestion adaptée à ces pollutions de court terme. En effet le suivi régulier au cours de la saison de baignade basé sur l'échantillonnage et le dénombrement des BIF sur milieu de culture, ne permet pas la réactivité nécessaire pour gérer ces évènements épisodiques qui durent moins de 72 h. Les gestionnaires doivent pouvoir prédire la durée de ces évènements polluants, afin de prévenir l'exposition des nageurs à une eau de mauvaise qualité sanitaire. Pour cette raison, la directive 2006/7/EC requiert d'identifier les sources potentielles de contamination et les mécanismes de transport de la pollution jusqu'au site de baignade (profil de vulnérabilité). Si le site est identifié comme étant sujet à des pollutions de court terme, la directive 2006/7/EC demande l'implémentation d'un système de prédiction de la qualité microbiologique de l'eau du site de baignade (modèle prédictif) et d'implémenter un système d'alerte précoce pour informer les baigneurs et pour éviter qu'ils soient exposés (Seis et al., 2018). Les modèles prédictifs sont de 2 types, soit orientés sur les données qui mettent en relation les concentrations en BIF et les mesures de paramètres physico-chimiques (modèles statistiques et modèles d'apprentissage actif) ou bien orientés sur les mécanismes (modèle déterministe). Des méthodes rapides d'analyse de l'eau (PCR quantitative, marqueurs enzymatiques), et/ou des capteurs *in situ* mesurant en continu peuvent être mis en place pour alimenter et valider les modèles (Aznar et al., 2022). Cependant la directive 2006/7/EC ne spécifie pas comment implémenter un système d'alerte et quels seuils de qualité utiliser pour déclencher l'alerte (Seis et al., 2018). Différents systèmes d'alerte précoce ont été implémentés, mais essentiellement pour les baignades lacustres et côtières. Toutefois, quelques études ont comparé la performance de différents modèles en rivières (Mälzer et al., 2016).

Les systèmes de surveillance pour la gestion active des plages qui sont actuellement disponibles sur le marché

français, sont pour l'instant essentiellement orientés pour les plages côtières hormis une exception. Ces solutions sont basées sur des modèles statistiques linéaires associés à un échantillonnage journalier sur chaque site pour estimer la concentration en *E. coli* et entérocoques intestinaux. Pour les systèmes prédictifs, il existe une solution commerciale basée sur la mesure *in situ*, la prédiction météorologique et un modèle hydrodynamique. L'acquisition de données en quasi-temps réel permet de calibrer et valider les modèles de prédiction, et d'évaluer les temps de retour à un niveau suffisant pour la baignade des concentrations en BIF après les évènements pluvieux. Concernant la Seine et la Marne, des solutions innovantes sont en développement pour le suivi en temps quasi réel de la contamination fécale et pour prédire les niveaux de BIF.

Préleveurs-analyseurs haute fréquence

En Seine, l'appareil de mesure bactériologique ColiMinder™ a été testé à l'entrée de Paris, comme système d'alerte précoce en prévision des Jeux olympiques et paralympiques de 2024 à Paris. Basés sur la mesure de l'activité enzymatique de la ß-D-glucuronidase ou de la ß-D-glucosidase, les niveaux enzymatiques mesurés sont liés aux concentrations en *E.coli* ou en entérocoques intestinaux et servent donc de marqueurs de contamination fécale. Avec des pas de temps de mesure < 1 h, ces équipements permettent de suivre finement l'augmentation et la décroissance des BIF lors des évènements pluvieux et ainsi de calculer le temps nécessaire pour revenir au niveau précédent la perturbation. Des pics de contamination qui peuvent passer inaperçus avec un échantillonnage ponctuel plus espacé (Figure 20). Sans se substituer aux analyses normalisées, ils constituent un outil d'appoint utile pour la gestion active d'un site de baignade. Placés à l'amont d'un site de baignade ou d'un site sportif, ils aident notamment à identifier les moments opportuns pour des échantillonnages additionnels, de diminuer les temps de fermeture des sites de baignade, mais également à calculer des paramètres d'ajustement pour les modèles prédictifs des concentrations en *E. coli*.

Capteurs fluorescents mesurant la matière organique dissoute

Le suivi de la qualité de la matière organique par capteur fluorescent peut permettre d'évaluer en temps quasi réel la présence d'une contamination originaire des eaux usées. La sonde de fluorescence Fluocopée® a été développée dans le cadre d'une collaboration entre le laboratoire LEESU (Université Paris-Est Créteil/Ecole des Ponts ParisTech) et la direction innovation du SIAAP. Contrairement aux spectrofluorimètres de laboratoire, elle permet l'analyse de la fluorescence in situ, en temps réel et à haute fréquence pour 32 fluorophores différents dans le domaine de fluorescence de la MOD (275 nm à 365 nm en excitation

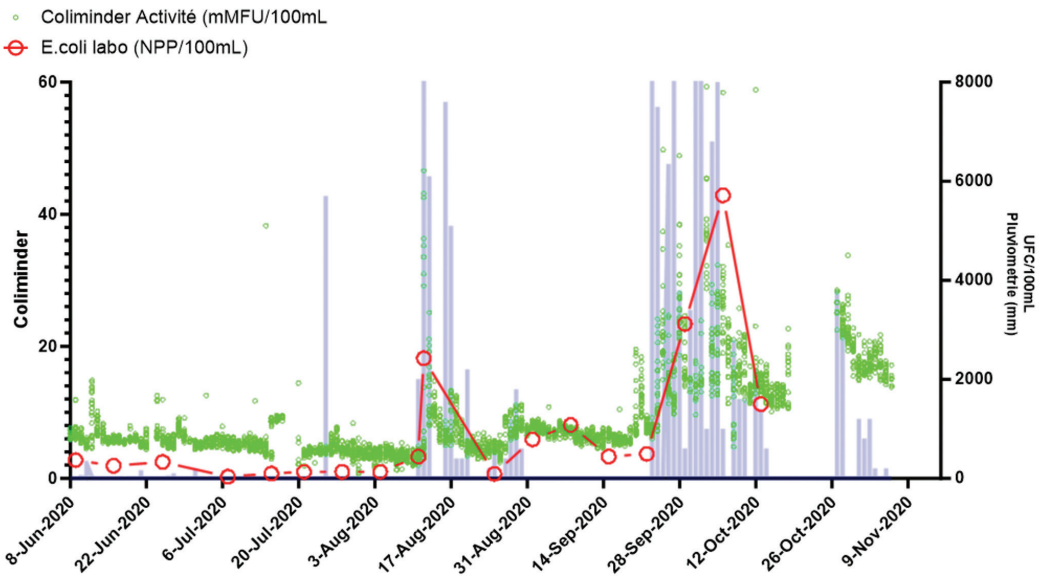


Figure 20. Un exemple du suivi des concentrations en *E. coli* par analyse avec un équipement ColiMinder™ au niveau du Pont de l'Alma RG au cours de l'été 2020 (en vert), comparé avec des mesures de laboratoire (en rouge), les précipitations sont indiquées par les barres bleues.

et 300 nm à 500 nm en émission). Elle permet donc une analyse plus fine de la matière organique dissoute comparativement aux autres sondes disponibles sur le marché avec lesquelles l'analyse de 1 à 3 fluorophores seulement est possible.

Afin d'évaluer la capacité du capteur Fluocopée® à servir d'indicateur pour le suivi de la qualité microbiologique de l'eau de la Seine et de la Marne, une collaboration entre le LEESU, le SIAAP et la Mairie de Paris a permis de collecter 135 échantillons d'eau de Seine au niveau du pont de l'Alma à Paris. Leurs teneurs en bactéries *E. coli* ont été déterminées avec une méthode microbiologique normée (NF EN ISO 9308-3), en parallèle des mesures de fluorescences effectuées au laboratoire pour les 32 fluorophores mesurables par la sonde Fluocopée® ont été réalisées. Ces mesures de fluorescence ont été utilisées comme variables explicatives pour établir des modèles prédictifs de la concentration de *E. coli* en Seine. Les modèles ont été calibrés grâce à la régression linéaire des moindres carrés partiels (PLS-R) et également avec des techniques d'apprentissage automatique. La figure 21 montre les valeurs estimées des concentrations en *E. coli* pour les échantillons par rapport aux valeurs mesurées avec la méthode microbiologique normalisée. Les résultats obtenus pour les échantillons de validation (non utilisés pour la calibration) sont tout à fait satisfaisants (coefficient de corrélation r2= 0,75) avec des résidus (écart entre la valeur prédite et la valeur mesurée exprimée en %) médians de l'ordre de 25 % (Figure 21).

Cette méthode a également été testée sur la Marne en collaboration avec le syndicat Marne-Vive et sur des petites rivières (Morbras, Yerres, Loing) du bassin de la Seine. Les résultats obtenus sont très satisfaisants avec des résidus médians de l'ordre de 20 % à 30 %. Il apparaît donc que la spectrométrie de fluorescence, en permettant de tracer l'origine de la matière organique et notamment les apports d'eaux usées, permet d'évaluer la qualité microbiologique de l'eau en rivières. Il faut toutefois noter que les modèles prédictifs sont site-dépendant, ils doivent donc être calibrés avec des échantillons du site étudié. L'utilisation de la sonde Fluocopée® rendra donc possible une estimation précise, in situ en temps réel et à haute fréquence de la qualité microbiologique de l'eau en rivière.

Dans le cadre du projet européen FORBATH (financé par Eurostar), un autre capteur de fluorescence de la matière organique dissoute, appelé BacTrack, est développé par l'entreprise NKE Instruments. Il comporte 6 fluorophores. Combiné avec d'autres capteurs mesurant à fréquence élevée des paramètres physico-chimiques (température de l'eau, conductivité, turbidité, oxygène dissous), l'ensemble constitue une solution modulable de plateforme de mesure de la qualité de l'eau. Ce système est en train d'être testé sur la Marne à la base nautique de Champigny-sur-Marne.

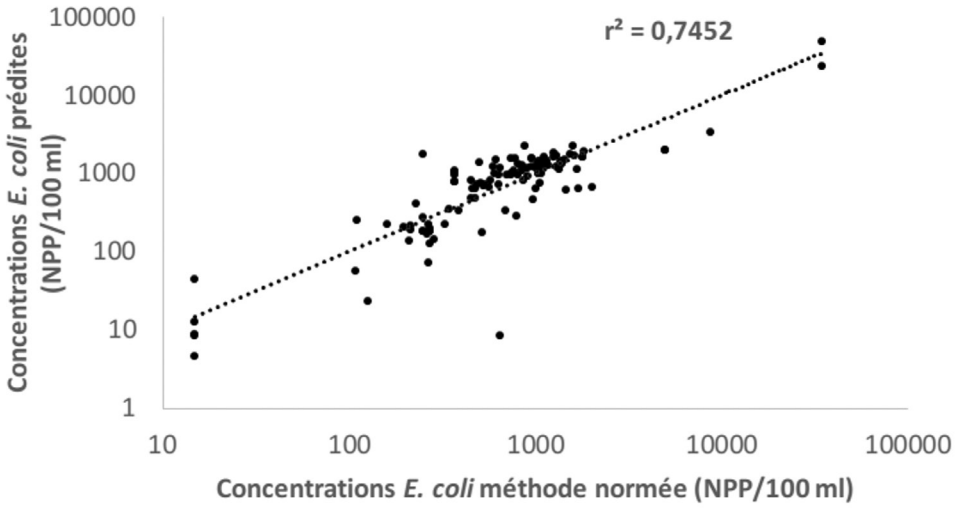


Figure 21. Concentrations en *E. coli* prédites par la sonde Fluocopée® dans la Seine au pont de l'Alma (Paris) pour chaque observation (validation croisée leave one out) par rapport aux concentrations mesurées avec la méthode microbiologique normalisée. Modèle calibré avec l'algorithme Extra-Trees.

Modèles prédictifs

Plusieurs solutions de modélisation statistique, déterministe ou d'apprentissage automatique, sont en cours de test en Seine et en Marne, afin d'offrir une boîte à outils de prédiction à court terme des concentrations en *E. coli*. Couplés aux méthodes de mesure en continu de la qualité physico-chimique par des capteurs en temps réel (température, oxygène dissous, conductivité, turbidité, matière organique dissoute), et bactériologique de l'eau (ColiMinder), ainsi que les données de surveillance météorologique et hydrologique, ces modèles prédictifs sont développés dans le cadre de projets de recherche, en vue d'offrir des systèmes d'alerte pour les JOP 2024 et pour les futures baignades en Seine et en Marne.

Modèle déterministe ProSe

Le modèle hydrodynamique ProSe a été développé depuis le début des années 1990 (Even, 1995). Il permet une simulation hydraulique monodimensionnelle à faible pas de temps (quelques minutes) à laquelle est couplé un modèle de simulation de la qualité de l'eau, le module RIVE, qui comprend un sous-modèle de simulation du transport des *E. coli*. Ainsi ProSe permet de faire s'écouler les eaux issues de l'amont et des différents rejets avec des vitesses adéquates, et, via le modèle RIVE, de simuler l'évolution de la qualité de l'eau pour les principales variables physico-chimiques et les espèces biologiques. Dans sa version originale, ProSe distingue des *E.coli* libres et les E. coli attachées à des particules, ces dernières ayant la propriété de pouvoir sédimenter et d'être mieux protégées du broutage par les prédateurs usuels des bactéries. Le modèle ProSe comprend également un module de resuspension des sédiments et donc des bactéries ayant sédimenté. Le modèle ProSe est régulièrement utilisé dans la gestion du système d'assainissement pour rechercher les solutions les moins impactantes. Initialement, ProSe a été conçu pour simuler toutes les formes de carbone, d'azote et de phosphore dans les grandes rivières du bassin de la Seine. Sa capacité à simuler de nombreux processus lui donne une grande cohérence et la simulation des BIF bénéficie de cette cohérence (par exemple les taux de broutage des bactéries fécales ne peuvent pas être très différents de ceux des bactéries hétérotrophes majoritaires, et la resuspension des bactéries fécales doit être cohérente avec celle des autres composés simulés). Un des principes fondateurs de ProSe est de se baser sur des paramètres validés autant que possible par des expérimentations plutôt que par des calages. Ainsi, dans le cadre de la remise à jour récente de ProSe, une nouvelle série de travaux de laboratoire a été menée.

Les paramètres qui permettent au modèle ProSe de simuler le devenir des *E. coli* dans le milieu ont été revisités au travers d'une série d'expérimentations de laboratoire et de terrain. Ces paramètres permettent de simuler la disparition des *E. coli* dans différentes conditions de température à l'obscurité. Dans la Seine et la Marne, le principal processus qui contrôle la disparition des *E. coli* est leur broutage par des protozoaires présents dans le milieu. Les estimations précédentes avaient été faites dans les années 2000. Étant donnée l'évolution constante de la qualité de la Seine et de son fonctionnement trophique, et donc potentiellement de la quantité et l'activité des brouteurs, une réévaluation était nécessaire. Au cours de la période 2020-2021, des essais ont été réalisés à l'obscurité, à des températures variables et contrôlées, pour des durées de 5 à 7 jours qui ont permis d'observer une disparition très importante des bactéries. Ils ont été menés à partir d'échantillons d'eau de la Seine prélevés en différentes stations dans l'agglomération parisienne et en différentes saisons. Dans ces essais, les bactéries ont été dénombrées par des méthodes de mise en culture (microplaques ou IDEXX), il s'agit donc des bactéries cultivables, de même que c'est le dénombrement des bactéries cultivables qui est utilisé pour évaluer la qualité sanitaire de l'eau. Ces essais ont confirmé l'ordre de grandeur des constantes de dégradation observées précédemment, mais suggèrent aussi quelques évolutions qui ont été intégrées dans le modèle ProSe, notamment le fait que la vitesse de dégradation soit plus élevée pour les teneurs en *E. coli* les plus élevées. On obtient ainsi des constantes de dégradation qui évoluent de 0,036 à 0,055 h^{-1} pour des concentrations de 1000 à 10000 *E. coli* pour 100 ml à 20 °C.

Ces essais récents ont aussi remis en cause l'idée que l'association à des particules protège efficacement les bactéries contre le broutage, les vitesses de disparition mesurées des bactéries libres et des bactéries attachées étant très peu différentes, une solution à un seul groupe de bactéries a donc été mise en œuvre dans ProSe, d'autant que la sédimentation est limitée dans le cours de la Seine et de la Marne au sein de l'agglomération dans leurs parties naviguées.

Enfin, ces travaux ont permis de quantifier l'impact de la lumière solaire sur l'inactivation de *E. coli* en Seine. Les résultats obtenus convergent sur le fait que ce sont les rayonnements UV issus du soleil qui ont le plus grand effet, dans la plage de longueurs d'onde 300 à 330 nm. Une constante reliant la vitesse d'inactivation de *E. coli* à l'intensité du rayonnement solaire a pu être estimée pour les conditions estivales en Seine. Les rayonnements UV sont rapidement absorbés dans la colonne d'eau par les matières organiques dissoutes, avec une atténuation de 90 % en 30 à 50 cm, l'inactivation a donc lieu seulement dans les premières couches de la colonne d'eau. Cependant, elle y est très active, et on estime que le rayonnement solaire pourrait augmenter de 0,01 à 0,02 h^{-1} la disparition des *E. coli* cultivables à l'échelle de la journée sur toute la colonne d'eau, ce qui n'est pas du tout négligeable vis-à-vis des autres processus. Sous le soleil de midi, l'inactivation par la lumière solaire devient même le processus dominant.

Un exemple de résultat de simulation au niveau du site d'Iéna en 2019 est donné sur la figure 22. La simulation utilise à l'amont du secteur simulé les données de débit des rivières et des données de qualité de l'eau collectées dans le cadre de groupe de travail « Connaissance » mis en place par la ville de Paris et acquises par différents opérateurs. Elle utilise également les débits d'apports mesurés dans les stations d'épuration, et des concentrations moyennes estimées. Les débits mesurés dans les principaux déversoirs d'orage ont été intégrés au modèle, et les concentrations estimées par corrélation à la DCO. La simulation se base sur les paramètres cinétiques mesurés au cours des expérimentations et n'a fait l'objet d'aucun calage. On note deux périodes de temps sec au cours de la période estivale de 2019, au cours desquelles les apports sont relativement maîtrisés. Malgré cela, les données mesurées montrent une forte variabilité dont l'origine n'est pas encore quantifiée, et qui n'est pas simulée par le modèle. Alors qu'au cours de la première période de temps sec les résultats de modélisation parviennent à respecter l'ordre de grandeur des valeurs mesurées, il n'en est pas de même au cours de la deuxième période de temps sec, alors que les conditions hydrologiques (débit des rivières, rejets, température) sont très similaires, ce qui suggère que des apports mal connus ont contribué à la contamination du milieu au cours de la seconde période.

Pour la même station de mesure à Iéna, la figure 23 qui compare les résultats de simulation avec et sans processus de dégradation (broutage, inactivation par la lumière) et montre la grande importance de ces processus sur la qualité de l'eau.

Modélisation déterministe avec le modèle TELEMAC-MASCARET

L'hétérogénéité spatiale du panache de contamination, en fonction de la localisation du rejet (rive droite ou gauche du cours d'eau), peut être prise en compte par une modélisation bidimensionnelle ou tridimensionnelle. Parmi les outils de modélisation 2D ou 3D, la suite logicielle d'accès libre TELEMAC-MASCARET (https://www.opentelemac.org), fréquemment utilisée pour modéliser

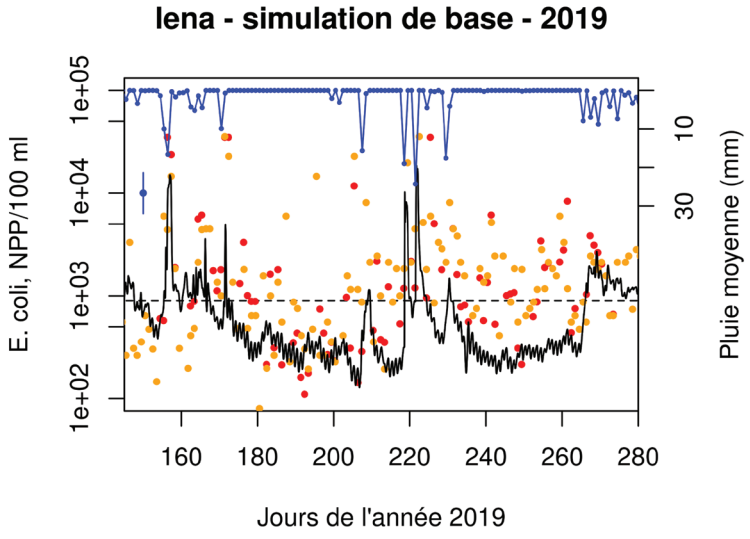


Figure 22. Valeurs de *E. coli* simulées au niveau du pont d'Iéna (en noir) comparées à deux séries de mesures, basées sur les méthodes normalisées (en rouge) et la méthode Alert (en orange).

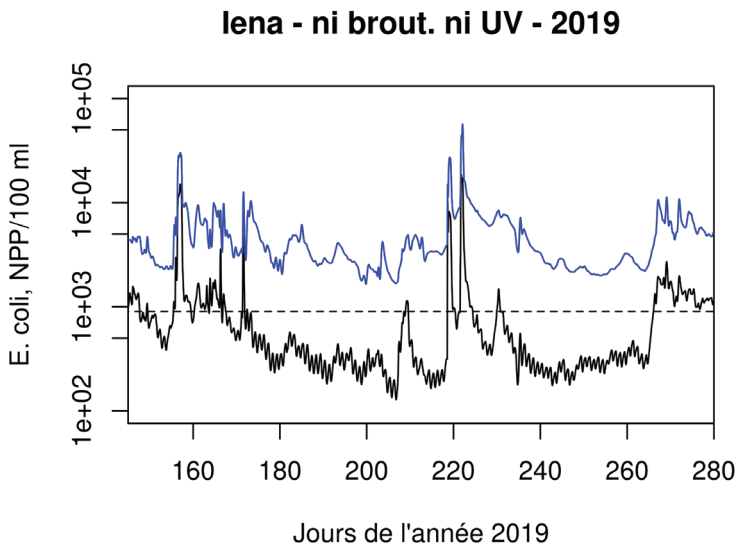


Figure 23. Mise en évidence de l'impact des processus de dégradation sur la qualité de l'eau. En noir la courbe de référence avec processus de dégradation à l'obscurité (essentiellement broutage) et d'inactivation par le rayonnement solaire. En bleu les résultats de simulation obtenus sans les processus de dégradation.

les écoulements à surface libre, peut également modéliser la qualité de l'eau (Kopmann and Markofsky, 2000 ; Moulin et al., 1996 ; Xiao et al., 2022). Pour simuler le transport et l'évolution de contaminants microbiologiques, TELEMAC a été utilisé auparavant dans plusieurs travaux sur d'autres rivières (p. ex. Dugor et al., 2020 ; García-García et al., 2021 ; King et al., 2021 ; Van et al., 2022).

A Paris, le premier site de baignade urbaine a été ouvert au bassin de la Villette à l'été 2017. Un équipement de suivi des bactéries indicatrices fécales est situé à 1000 m environ à l'amont de la baignade, sur le canal de l'Ourcq. Le temps de transfert d'une contamination peut varier de quelques heures en fonction des variations de débit et de la stratification thermique du bassin de la Villette. Le modèle TELEMAC-3D a été mis en œuvre pour prévoir l'arrivée et la durée du passage de la contamination à la baignade dès qu'elle est détectée à l'amont (Angelotti et al., 2022). Un système de prévision en temps réel de la qualité microbiologique à la baignade de la Villette est en cours de validation (Guillot - Le Goff et al., 2023). Les solutions déployées sur le site de la Villette ont servi de laboratoire d'essai et sont à présent adaptées à la Seine et la Marne.

La modélisation hydrodynamique peut être utilisée dans le cadre de l'établissement des profils de baignade. Sur la Marne, TELEMAC-2D a été implémenté (Prolog Ingénierie) depuis Chelles jusqu'à la confluence avec la Seine. Ce modèle permet de simuler, selon différents scénarios, l'écoulement de la Marne et de prendre en compte les rejets de manière détaillée en temps sec et en temps de pluie (Figure 24). Cette approche permet alors de représenter spatialement la qualité microbiologique du cours d'eau en évaluant l'impact de la diffusion des pollutions rejetées d'une rive à l'autre, afin d'aider les gestionnaires à mettre en œuvre des plans d'action ciblés pour une amélioration de la qualité de l'eau au niveau des sites de baignade. Le développement de systèmes de suivi de la qualité microbiologique de cours d'eau, couplant mesure en continu et outil de modélisation, relève encore souvent de projets de recherche. Sur la Marne, dans le cadre du projet européen FORBATH, une approche intégrative est en développement. Elle comprend une plateforme de capteurs qui mesurent à fréquence élevée des paramètres physico-chimiques (température de l'eau, conductivité, turbidité, oxygène dissous), complémentée par le nouveau capteur fluorescent BacTrack. Alimenté par ce jeu de données, et par un modèle hydro-météorologique de prévision de la pluie (hydro&meteo GmBH), un outil de modélisation hydrodynamique basé sur TELEMAC-3D est développé (laboratoires LEESU et LHSV, Ecole des Ponts ParisTech) pour simuler la distribution spatio-temporelle des variables de qualité de l'eau dans ce bief de la Marne où un site de baignade est prévu. Un méta-modèle basé sur l'intelligence artificielle (développé par le laboratoire LiSSi, Université Paris-Est Créteil) pilote l'intégration des mesures des capteurs et des modèles, afin de mettre en place un système d'alerte et d'aide à la gestion des sites de baignade.

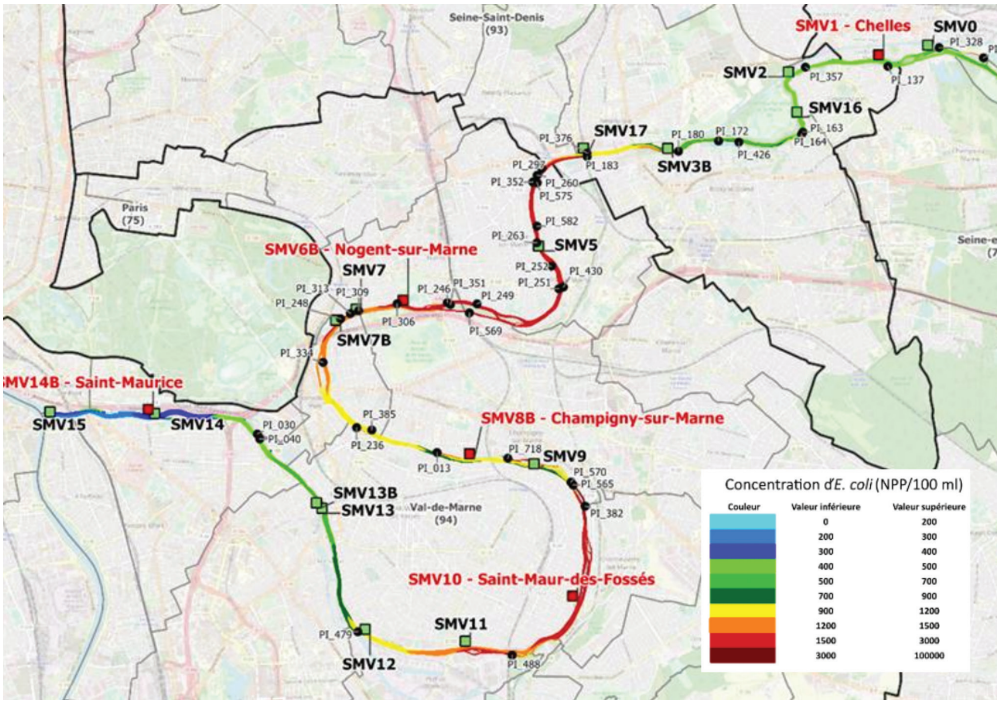


Figure 24. Simulation par le modèle TELEMAC-2D de la diffusion le long de la Marne des concentrations en *E. coli* libres, depuis Champigny-sur-Marne à Saint-Maurice, ici au cours d'une période de temps sec, qui permet d'évaluer l'influence détaillée des rejets (source : Etude « Préparation à la réouverture des sites de baignade en Marne » - Syndicat Marne Vive et Prolog Ingénierie, 2021-2023).

Modèles basés sur l'apprentissage automatique

Une exploration des performances des modèles d'apprentissage automatique pour la prédiction à court terme des concentrations en *E. coli* qui puissent être plus versatiles et adaptables aux différents sites que les modèles déterministes est également en cours. Ces modèles par apprentissage automatique sont très dépendants de la quantité et de la qualité des données disponibles pour les entraîner et pour les tester, que ce soit les concentrations en BIF ou les paramètres physico-chimiques, hydrologiques et météorologiques servant de variables prédictives. De telles approches ont déjà été mises en œuvre avec succès par Cyterski et al. (2012), Herrig et al. (2015) ainsi que Seis et al. (2018) sur d'autres sites fluviaux.

Sur la Seine dans Paris où des mesures à fréquence élevée (pas de temps de 2 heures) par le système ColiminderTM sont disponibles durant les étés 2021 et 2022, une méthode d'estimation du niveau de *E. coli* à l'horizon de 24 heures est en cours de développement (Leesu et LHSV). La prévision est basée sur un indicateur reflétant les conditions hydro-météorologiques dans le bassin versant à l'amont du point de mesure de la qualité microbiologique. Des algorithmes d'apprentissage non supervisé ont été mis en œuvre pour le calcul de l'indicateur hydro-météorologique. Les résultats de prévision de *E. coli* obtenus pour quelques épisodes de l'été 2023 sont prometteurs, mais la validation de la méthode doit se poursuivre.

Toutefois, pour la plupart des futurs sites de baignade en Seine et en Marne, les jeux de données disponibles sont acquis avec des fréquences bien inférieures, tous les 3 jours ou une fois par semaine. Dans le cadre du projet européen DWC (*Digital Water City*), différents modèles d'apprentissage statistiques permettant de prédire les teneurs en *E. coli* en différents points en Seine et en Marne ont été testées par le centre de compétence des eaux de Berlin et le SIAAP ; ils s'appuient sur la pluie des jours précédents, sur les débits des rivières et sur les débits déversés par les STEUs. Parmi les différentes approches statistiques testées, l'approche *Random Forest* s'est avérée la plus efficace. Naloufi et al. (2021) sur des jeux de données différents dans la Marne, depuis Chelles jusqu'à la confluence avec la Seine, sont arrivés à la même conclusion. Mais dans les deux cas, la qualité des prédictions n'est pas très satisfaisante, alors qu'elle l'était beaucoup plus, avec une méthode très similaire, dans le cas de Berlin (Seis et al., 2018). Les raisons qui pourraient expliquer que ces modèles soient moins performants dans l'agglomération

parisienne ne sont pas encore bien comprises. Afin d'augmenter les données à disposition pour le calage des modèles, l'utilisation de bases de données exogènes open source peut permettre d'améliorer la modélisation par *transfer learning* (Balachandran et al., 2022). Naloufi et al. (2021) montrent que la modélisation par apprentissage automatique peut également être utilisée comme outil pour identifier les données complémentaires à acquérir en vue d'améliorer la performance des modèles prédictifs de la qualité microbiologique de la Seine et la Marne. Ainsi un réseau de multiples capteurs bien choisis, et à bas coût, connectés à un réseau de télétransmission à distance pourrait permettre d'améliorer utilement la prévision. Ce type d'approche est en cours de développement.

En conclusion, le suivi de la qualité microbiologique de la Seine et la Marne permet de mieux comprendre et identifier les sources de contamination et la dynamique spatio-temporelle des indicateurs de contamination fécale. Si la qualité microbiologique de la Marne et la Seine dans la région parisienne est encore très impactée par les rejets de temps sec et de temps de pluie, un ensemble d'actions mises en œuvre par les collectivités de manière concertée, devrait permettre d'améliorer la qualité des eaux de surface de ces deux rivières fortement urbanisées. Le suivi des pathogènes apporte une information cruciale quant au risque microbiologique lié à la baignade qui ne doit pas être négligé et les décisions ne doivent pas se baser uniquement sur les concentrations en BIF. Par ailleurs, tout un ensemble d'approches est actuellement développé pour permettre une gestion active des pollutions de court terme lors des évènements pluvieux, en combinant le suivi en temps réel, la modélisation et la mise en place de système d'alerte en amont des futurs sites de baignade.





CHAPITRE 3



Rouvrir des baignades en Marne et en Seine

Plusieurs collectifs se sont mobilisés pour demander la réouverture de baignades fluviales en ville dans l'agglomération parisienne. L'inscription de ce projet à l'agenda politique en 2015 est le fruit de ces mobilisations et la convergence de plusieurs attentes, parfois contradictoires, vis-à-vis de la baignade. Depuis 2018, le plan qualité des eaux et baignade a permis de mettre à niveau les infrastructures de gestion des eaux pour diminuer le risque sanitaire. Deux enquêtes menées à Paris et Berlin (Moutiez, 2021 ; Rouillé-Kielo et al., 2022) sur les pratiques de baignade existantes, autorisées ou non, permettent de mieux saisir les enjeux de sécurité et de conflits d'usage.

1. La mise à l'agenda politique

Pour que la baignade soit à nouveau autorisée dans la Seine et la Marne, des décisions politiques importantes devaient être prises concernant la gestion de l'eau et l'aménagement des berges. Cette mise à l'agenda politique fait suite à une série d'initiatives autour de la baignade en eau libre en centre-ville, portées par des citoyens (comme à Berlin) ou des élus (comme à Copenhague ; Jensen et al., 2015), puis mises en réseau par des acteurs qui avaient l'occasion de circuler d'une ville à l'autre. Plusieurs personnes impliquées dans la promotion du retour de la baignade dans les cours d'eau urbains franciliens font ainsi part de leurs sources d'inspiration étrangères dans les entretiens :

« J'étais à **Amsterdam** (...) et là-bas y a un quartier, je me souviens plus du tout dans quel coin c'est, où justement il y a un canal qui devient un peu sauvage, enfin un peu plus accessible. Et j'ai le souvenir vraiment vivace d'avoir vu des familles, des enfants qui jouaient là-dedans comme au milieu de la campagne dans une rivière. Et là je me suis dit, mais oui on va le faire, on peut le faire. C'est aussi en voyant ce qu'il se passe ailleurs que forcément on s'inspire. » (élu à Paris)

« Au cours d'un voyage en Hollande avec les copains, à **Amsterdam**, on a réalisé que la baignade pouvait faire partir des urbanités possibles. Ce qui nous a marqué c'était le rapport très libre à la baignade alors qu'aujourd'hui il y a beaucoup d'interdits dans les villes. Au Danemark, ils sont très fort en architecture, ils ont créé des éléments très beaux sur l'eau desquels on peut sauter. (...) À **Copenhague**, ils ont des objets très beaux, ça crée de nouveaux usages autour d'un canal qui visait à redynamiser le quartier. » (membre du laboratoire des baignades expérimentales urbaines)

« Des amis avaient participé à une épreuve de ce type en 2011 à **New York**. On s'est dit, pourquoi pas à Paris ? Il existait déjà le triathlon, et pendant toute la première partie du XX^{e} siècle se pratiquait la traversée de Paris à la nage. » (salarié d'Open Swim Stars)

« J'ai toujours vu les gens sauter dans le Rhin à **Bâle** (...) J'aime le côté ludique. (...) Je trouve aussi qu'il y a un élément extrêmement pédagogique. (...) Il y a un rapport presque un peu charnel avec l'eau qui fait qu'on peut parler d'écologie de manière simple aux gens en fait, parce qu'ils trouvent ça sympa finalement de mettre les pieds dans l'eau, etc. » (Célia Blauel, ancienne maire adjointe chargée de la Seine)

« Nous avions fait un voyage d'études à **Munich** il y a trois ans et participé à des petits colloques où l'on est intervenus à Bruxelles, à Turin. À Berlin, ils sont partis sur un autre modèle avec leur système de lagunage. Notre modèle à nous c'est plutôt celui de Munich ou de la Suisse, en travaillant sur le système d'assainissement. » (élu à Paris)

« Je suis né en Suisse. J'ai appris à nager dans une rivière, la Limmat, au milieu de la ville de Zurich, la Limmat est un affluent du Rhin. On peut encore s'y baigner aujourd'hui, ça revient dans d'autres villes. Vous allez voir, dans quelques années, on va nager dans la Seine à Paris. C'est une affaire de temps. » (Roberto Epple, fondateur de *European River Network* et des événements Big Jumps. Entretien réalisé par Céline Domengie, artiste, 2020)

La mise à l'agenda sur la Marne

En amont de Paris, la baignade en Marne est restée autorisée jusqu'en 1970, avec tout un linéaire de cours d'eau non navigable dans la boucle de Saint-Maur. Le souvenir de cette pratique était encore vif quand le médecin Jean-Louis Beaumont, maire de Saint-Maur de 1977 à 2008, a porté l'objectif d'une qualité adaptée à la baignade pour l'eau de la Marne en 1988, d'abord au sein de l'association Marne-Vive puis d'un syndicat mixte d'étude du même nom. Ce dernier a pour mission la préservation du milieu aquatique, la sensibilisation et les études permettant de « retrouver l'usage de la baignade en Marne ».

Dans ce contexte, le facteur limitant étant la qualité de l'eau, le syndicat s'engage dans sa reconquête, inscrite depuis 2018 dans les objectifs du SAGE Marne-Confluence. Il entreprend un grand diagnostic des pollutions en 1994-1995, puis des mesures bactériologiques à partir de 2015. Ce syndicat organise chaque année depuis 2005 un « Big jump » dans la Marne à Saint-Maur-des-Fossés en partenariat avec l'association European Rivers Network (ERN). Ces deux acteurs ont également coorganisé avec la métropole du Grand Paris un forum sur la baignade en 2017, auquel les initiateurs du projet de baignade urbaine dans le centre-ville de Berlin avaient été invités.

Date	Sélection d'événements ayant marqué l'engagement pour la baignade en rivières
1988	Création de l'association Marne Vive
1992	Plan « Marne pollution zéro »
1993	Création du Syndicat Mixte Marne Vive (SMV)
1994	Création de l'association European River Network, avec le soutien technique d'IRN (International Rivers Network), du WWF, de SOS Loire Vivante
1995	Première piétonnisation temporaire des berges de Seine à Paris
1996	Première balnéarisation d'une ville du nord de la France à Saint-Quentin dans l'Aisne
2000	Schéma directeur Marne Vive
2001	Première édition de Paris Plages
2001	Le Conseil départemental du Val-de-Marne lance le festival de l'Oh ! pour sensibiliser les habitants aux enjeux de l'eau de manière festive
2002	Premier Big Jump organisé par Roberto Epple dans l'Elbe en Allemagne
2002	Premier contrat de bassin Marne Vive
2005	Premier Big Jump à Saint-Maur co-organisé par SMV et ERN
2005 ou 2006	Comité de pilotage baignade organisé par le syndicat Marne Vive sur le site de la station d'épuration de Noisy-le-Grand
2007	Premier « été du canal » sur le Canal de l'Ourcq organisé par le Conseil départemental de Seine-Saint-Denis
2008	Approbation du périmètre du SAGE Marne-Confluence
2009	Création de la CLE Marne Confluence
2009	Signature du Plan Bleu du Val-de-Marne
2013	L'association ARCEAU IdF crée un groupe de travail « normes et usages »
2015	La candidature de Paris pour les JOP de 2024 contient l'engagement de tenir les compétitions de natation du triathlon et du 10 km en eau libre dans la Seine. Première édition de l'Open Swim Stars dans le canal de la Villette
2016	Première étude de faisabilité de l'aménagement de sites de baignade en zone navigable par l'APUR
2016	Création du comité de pilotage « qualité de l'eau et baignade » à l'initiative du préfet et de la Ville de Paris
2016	Courrier de la MGP, Ville de Paris et Préfecture invitant les maires à choisir des sites potentiels de baignade
2017	Délibération de la MGP relative à la GeMAPI faisant référence à la baignade comme consubstantielle à la culture des rivières
2017	Première édition de la baignade dans le bassin de la Villette à Paris
2017	Forum sur la baignade, coorganisé par la MGP, le SMV et European River Network réunissant les acteurs de l'assainissement, l'État, les conseils départementaux, le SIAAP, les EPT, et les agents de la ville de St-Maur, du SMV et de la Métropole. Le projet Flussbad Berlin y est présenté.
2018	À l'issue d'un appel à manifestation d'intérêt porté par le préfet de Région, la ville de Paris et la MGP, l'APUR étudie 23 sites potentiels de baignade en Marne et Seine.
2018	Approbation du SAGE Marne-Confluence validant l'objectif qualité de baignade pour la Marne en amont de Paris.
2019	Atelier participatif « berges de Seine » à Vitry organisé par le collectif Yes we Camp. https://yeswecamp.org/berges-de-seine-2019/
2020	VNF lance une campagne « coule pas ton été » pour rappeler les dangers de la baignade
2021	Marché lancé par les 5 villes candidates sur la Marne et la SMV pour élaborer des profils de baignade et les outils de gestion
2023	L'ouverture hebdomadaire d'un nouveau site de baignade dans le canal Saint-Martin
2024	Mise à jour de l'étude de l'Apur sur les sites de baignade en Seine et en Marne avec https://www.apur.org/fr/nos-travaux/sites-baignade-heritage-jeux-olympiques-paralympiques-paris-2024-32-sites-proposes-collectivites

Tableau 6. Chronologie des engagements pour la baignade en rivière en Île-de-France.

Des initiatives écologistes

À l'échelle européenne, l'association European Rivers Network tente de faire converger les objectifs de restauration écologique des cours d'eau (bon état, démantèlement de barrage) et la promotion de leurs usages récréatifs. Roberto Epple, son fondateur, est un économiste de formation ayant travaillé dans le textile, qui s'est reconverti en hydrobiologie et communication et s'est engagé pour la protection de l'environnement. Il a participé aux luttes pour la Loire vivante dans les années 1990 et a créé ERN en 1994. L'association organise depuis 2002 de grands sauts dits « big jumps » simultanés dans plusieurs sites le second dimanche de juillet, pour interpeller les pouvoirs publics sur la nécessité d'œuvrer en faveur d'une meilleure qualité de l'eau des cours d'eau, en lien avec les objectifs de la directive-cadre sur l'eau : « Le Big Jump, c'est une baignade démonstratrice. L'intérêt c'est de créer une communauté de vue à l'échelle européenne et qui s'inscrit dans le cadre de la directive sur l'eau de 2000. » (employé d'ERN)

En Île-de-France, ces événements se font dans un cadre légal, avec l'obligation de rappeler l'interdiction de baignade en vigueur, mais sont également un geste symbolisant la possibilité de sa réouverture. Après Saint-Maur-des-Fossés, L'Île-Saint-Denis et Champigny-sur-Marne (communes ayant manifesté leur intérêt à l'ouverture d'un site de baignade après les Jeux olympiques) ont également organisé des big jumps récemment (sans mises à l'eau collectives comme à Saint-Maur). Beaucoup plus institutionnalisés et politiques que dans d'autres régions de France ou d'Europe, ces événements franciliens, soutenus par les équipes municipales locales, sont une façon de peser sur le jeu politique et administratif (dans un positionnement critique vis-à-vis de l'interdit préfectoral sur la Marne par exemple).

Des utopies urbaines portées par une critique artiste

Plusieurs baignades provisoires en ville ont été expérimentées dans de grandes villes européennes portées par des collectifs (Flussbad Berlin, Thames Bath à Londres, « Pool is cool » à Bruxelles). Ces différents projets ont en commun d'être portés par de jeunes artistes, souvent urbanistes ou architectes de formation, qui souhaitent explorer de nouveaux modes d'habiter l'espace public urbain.

Flussbad Berlin a été lancé dans les années 1990 par deux frères, Tim et Jan Edler, tous deux architectes. Ils affirment que leur projet attire l'attention sur la nécessité d'améliorer la qualité de l'eau dans la ville, permet de développer des usages non touristiques dans les centres historiques et participe à reconquérir la rivière en tant qu'espace public.
« Nous pensons que [le projet] (...) fait partie d'une transition pour la ville. À Berlin, comme dans d'autres villes, l'eau [de la rivière] appartient à l'État fédéral, elle n'est pas la propriété de Berlin. Cela signifie qu'il n'y a pas de communication officielle sur ce que la ville souhaite faire de l'eau. Elle est gérée comme si elle était une autoroute. Son seul usage autorisé est la navigation alors que c'est un non-sens et qu'il n'y a plus d'enjeu de transport, mis à part le tourisme. Donc notre objectif est de poser la question : comment créer une ville vivable et quel rôle l'eau doit y jouer ? » (Tim Edler, Co-fondateur de Flussbad Berlin, entretien au musée suisse d'architecture, juin 2019, sur YouTube)

À Paris, un groupe de jeunes étudiants et professionnels en urbanisme, journalisme et graphisme a fondé le « Laboratoire des Baignades Urbaines Expérimentales » (LBUE) dans les années 2010 sans autre intention au départ que de créer des bains « pirates » dans les eaux vives (canaux et rivières). Grâce à un usage efficace des réseaux sociaux et un graphisme provocateur, le groupe a acquis de la notoriété. Un projet a été déposé au budget participatif de la Ville et malgré le faible nombre de votes, les élus s'y sont intéressés à partir de 2016. Cependant, contrairement au cas de Berlin, cette officialisation n'a pas séduit le LBUE qui s'est dissous. Sa vision libertarienne de la baignade n'était pas compatible avec un cadre légal.

« Nous, on voulait profiter de la ville et on ne trouvait pas légitime l'interdiction de se baigner, on voulait la ridiculiser. Au début nous étions les seuls à nous y intéresser (...). Notre force c'est qu'on peut créer des imaginaires, questionner l'accessibilité, créer un désir de baignade. (...) Le risque c'est que ce genre de projets s'épuise, car les enjeux juridiques sont très lourds. (...) Pour la baignade, la puissance publique est capable de tout stériliser là où, avant, il y avait encore de l'espace pour la liberté. » (un membre du LBUE, 2020)

Les membres du LBUE ont néanmoins contribué à faire circuler leurs idées et servi de point de rencontre entre le public et d'autres acteurs motivés par la baignade : des athlètes et des élus.

Mise à l'agenda à Paris

Les grandes villes participent à plusieurs réseaux, labels, trophées (Beal et al., 2018) et projets internationaux qui permettent à leurs élus et techniciens de partager des nouvelles manières de faire la ville. La mise en circulation des expériences a pavé la route pour que des élus reprennent ces idées. Le programme d'Anne Hidalgo pour la mandature 2014-2020 à la municipalité comporte un plan « nager à Paris » de 250 millions d'euros avec barges à la Villette, des constructions et modernisations de piscines et la filtration de l'eau du lac Daumesnil pour l'ouvrir à la baignade. Ce dernier projet critiqué par l'écologiste Christophe Najdovski est abandonné en 2019. Célia Blauel, écologiste, conseillère de Paris en 2014, adjointe d'Anne Hidalgo et présidente d'Eau de Paris, propose l'idée d'une baignade dans la Seine à partir de 2015, dans un objectif de sensibilisation à l'environnement.

En lien avec la société *Open Swim Stars* fondée par des athlètes et soutenue par Harmonie Mutuelle, un premier événement sportif est organisé en 2015, sur le canal de la Villette, autorisée par l'ARS et VNF qui donne aussi son accord pour l'arrêt de la navigation pendant la durée de la compétition. *Open Swim Stars*, qui se présente comme une entreprise écoresponsable, participe également à aligner l'objectif baignade avec la protection de l'environnement : « Nous avons eu différentes initiatives, comme le zéro mégot. On soutient également le projet d'Arthur Germain [de descente de la Seine à la nage]. On soutient ce type d'initiatives, on va relayer toutes les semaines sur les 50 jours et 780 km du parcours. Cela va toucher notre communauté de nageurs (il y a 12 000 abonnés à la newsletter). Les questions de pollution, par exemple des déchets dans l'océan, ou plus près dans le bassin de la Villette, cela touche beaucoup les gens. » (salarié d'*Open Swim Stars*)

D'autres initiatives moins médiatisées sont autorisées par la municipalité à la journée, dans des sites moins aménagés (sans filet de fond, mais avec pontons et brigade fluviale) pour canaliser les pratiques (p. ex., opération « ménage ton canal », baignade au jardin Villemin dans le 10e arrondissement) avec indemnisation des acteurs de la navigation. En 2016, l'Atelier parisien d'Urbanisme (APUR) réalise une étude qui envisage 3 modalités de partage de l'espace avec la navigation selon les exemples de Bâle, Zurich et la Villette.

La politique de la baignade est aussi alignée avec des objectifs plus larges de reconnexion avec la Seine et une évolution de la vision du fleuve (Moutiez, 2021). L'ambition de reconquête de la baignade en Seine suit ainsi la piétonnisation temporaire (dès 1995) puis définitive des berges. Paris a ensuite suivi le mouvement de balnéarisation des villes du nord de la France l'été, lancé en 1996 à Saint-Quentin dans l'Aisne, avec l'opération Paris Plages (2001). La baignade serait ainsi la dernière expression de la reconquête du front d'eau au bénéfice des habitants et la démonstration de l'importante amélioration de la qualité de l'eau de la Seine depuis les années 1970.

On peut également y lire un élément de « marketing territorial » au service de la promotion d'une métropole qui se veut à l'avant-garde de l'action écologique (membre du réseau C40 des grandes villes engagées pour réduire leurs émissions de carbone), sans renoncer à la compétition que se livrent les capitales pour leur attractivité. C'est dans ce double objectif que les édiles de Paris ont monté une candidature aux Jeux olympiques et paralympiques (JOP). La promesse de la tenue de compétitions de natation du triathlon et du 10 km en eau libre dans la Seine a été un argument phare de la candidature de la capitale, remportée en 2017 après deux tentatives infructueuses. Les transformations importantes du système de gestion de l'eau qui sont nécessaires pour atteindre la qualité « excellente » exigée par la Fédération internationale de triathlon permettent aussi d'inscrire les JOP dans un horizon temporel plus long et plus durable. En effet, les mégas-événements mondiaux ont une image ambivalente auprès du public, entre valeurs associées à l'olympisme et gabegie financière : parce que les dépassements de budget sont fréquents, qu'ils sont parfois accompagnés de l'expulsion de personnes pauvres (à Atlanta, Pékin et Rio de Janeiro) et que de grandes infrastructures construites à Athènes, Rio ou Sarajevo ont été laissées ensuite à l'abandon (Delaplace, 2020). Le concept d'« héritage social » des jeux mis en avant par le CIO et les villes candidates depuis les années 2000 vise à « porter la focale sur ce qui reste de positif à l'issue des Jeux. » (Collinet et Schut, 2020, p.1)

Promettre aux Parisiens et aux touristes la baignade en Seine et en Marne, dans un effort de « ludification » de l'espace urbain, permet de favoriser l'adhésion et le consensus autour du projet de candidature aux JOP (Moutiez, 2020, 2021).

Des motivations contrastées pour les acteurs impliqués aujourd'hui

Malgré les discours visant à faire converger l'ensemble des motivations pour la baignade, des tensions subsistent entre les différents objectifs poursuivis.

	Motivations pour la baignade	Réserves exprimées
Enjeu économique	« La baignade en eau libre est un moyen de répondre à la saturation des piscines avec un investissement moindre (pour l'arrondissement). » (élu de Paris)	« Le stockage des eaux pluviales et la mise en conformité des branchements, ça va coûter très cher (pour la communauté nationale et régionale) alors que l'allongement des périodes d'ouverture des piscines serait moins coûteux. » (agent territorial)
Politique de la ville	« [C'est un moyen de] réactiver la politique de la ville. Dans cette zone piétonne avec beaucoup d'associations, il y a des questions sociales qui sont très importantes. Ça fait aussi partie des choses qui pourraient profiter justement à ces quartiers, pour avoir quelque chose de gratuit. » (élu de Paris)	« Cela doit rester des événements exceptionnels [dans les canaux]. Il ne doit pas y avoir de la baignade de masse. La crème solaire portée serait source de pollution. La baignade gratuite n'est pas souhaitable. Car elle ne pourrait pas se limiter à quelques dizaines de personnes, mais elle attirerait des milliers de personnes. Dans l'expérience qui a été menée, il n'y avait eu que quelques dizaines de personnes. Une douche avait été installée, ce qui n'est pas très écolo non plus. » (élu de Paris)
Levier d'éducation à l'environnement	« Si l'été tous les pique-niqueurs au bord de l'eau peuvent s'y baigner, ils vont moins y jeter leurs déchets, forcément. » (élu de Paris) « L'idée, ce serait d'avoir une programmation [d'animation sur les berges] autour de la lecture, par exemple autour de l'écologie. » (élu de Paris) « Le Big Jump, c'est une baignade démonstratrice. L'intérêt c'est de créer une communauté de vue à l'échelle européenne et qui s'inscrit dans le cadre de la directive sur l'eau de 2000. » (ERN) « Parce que la DCE ce n'est pas mobilisateur, on préfère parler de fleuves européens. » (agent du SMV)	« [Les baigneurs] dérangent les canards [...] ou courent à travers les roseaux, ils coupent même les roseaux (...). » (responsable de site de baignade à Berlin) « Une couvée de cygnes, juste devant cette barrière [section de la rive du Plötzensee interdite à la baignade] a été dérangée à plusieurs reprise (...) et le nid a été détruit. » (responsable de site de baignade à Berlin) « Les baigneurs causent malheureusement aussi des dommages, donc les rives souffrent (...) les gens veulent passer du temps dans la belle nature. [Ils trouvent] que c'est bien qu'il y ait des animaux et que tout fonctionne, mais paradoxalement, c'est ce qu'ils détruisent quand ils vont s'y baigner, même si ce n'est pas leur but. » (bureau local de protection de la nature, Berlin)

Moyen d'atteindre des objectifs écologiques	« Ce sont des objectifs qui s'ajoutent les uns aux autres : il faut allier les 4 objectifs DERU, DCE, baignade et changement climatique. » (agent du SIAAP) « En tant que police de l'eau, ce qui nous intéresse c'est l'amélioration de la qualité bactériologique à travers la baignade, pour atteindre les objectifs de la DCE et pour le respect de la DERU sur les eaux résiduelles urbaines. Toutes les eaux usées doivent être traitées par les stations d'épuration. Or s'il y a de mauvais branchements, cela ne peut pas être le cas. » (agent de la DRIEAT)	« Le premier enjeu d'abord ce sera de conserver l'atteinte des objectifs de la DCE malgré le changement climatique, avant de parler de la baignade. Il faut réaliser que la baignade, c'est zéro défaut en matière d'assainissement. » (agent du SIAAP) « Les baigneurs apportent des pollutions (...). Si par exemple un lac est trop petit et que les baigneurs sont trop nombreux, on a un apport dans l'eau, ce qui nuit à [la qualité de] l'eau. Si en plus il y a un peu d'affluence, je dirais que pendant les mois chauds de l'été, cela conduit très vite à l'eutrophisation de l'eau. » (service de l'environnement du Sénat de Berlin)
Sécurisation des pratiques dangereuses	« Il existait une pratique sauvage encouragée par l'aménagement des quais qu'il fallait encadrer pour la sécuriser. » (élu à Paris)	« La question qui va se poser [à Paris] c'est qu'il y a des gens qui vont se dire : c'est la même eau. Si c'est autorisé là-bas, je peux bien me baigner 300 mètres plus loin et être posé avec mes potes, boire l'apéro. » (membre du Laboratoire des baignades urbaines expérimentales)

Tableau 7. Extraits d'entretiens sur les motivations et craintes associées à la baignade.

2. Mises à l'eau

Malgré l'interdit pesant sur la pratique de baignade et avant l'ouverture potentielle de sites de baignade « héritage » (c'est-à-dire ouverts au public), des mises à l'eau dans les cours d'eau et canaux franciliens s'observent déjà. Ces baignades sont plus ou moins formelles, ont lieu plus ou moins régulièrement et sont motivées par des intentions variées chez les baigneurs concernés.

De premières mises à l'eau militantes ont été organisées régulièrement par le collectif du « Laboratoire des baignades urbaines expérimentales » fondé en 2012. Ces événements, très médiatisés, avaient pour objectif de demander l'ouverture des cours d'eau et canaux parisiens à la baignade en accès libre pour toutes et tous. En se baignant et en invitant à le faire, les membres du collectif souhaitent prouver que ces espaces peuvent être appropriés comme le sont déjà d'autres fleuves de grandes villes européennes. Leurs actions sont suivies à distance par la Ville de Paris, pendant qu'elle-même travaille à l'ouverture d'un premier site de baignade au bassin de la Villette (2017). Le mouvement LBUE s'essouffle ensuite. Mais d'autres collectifs prennent le relais notamment hors des périodes estivales, en lien avec le développement des sports de nage en eau libre, et plus particulièrement de la nage en eau froide. Les « Ourcq Polaires », un collectif informel de nageurs expérimentés, se donnent rendez-vous chaque semaine au bord du canal de l'Ourcq pour s'entraîner, malgré l'interdiction officielle de la pratique (Figure 25). Ils se sont fixé quelques règles de sécurité impliquant le port d'un équipement spécifique afin d'être plus facilement tolérés par la police locale et se distinguer de mises à l'eau encore plus informelles. Ils ne sont pas structurés en association, ce qui leur permet de n'engager que leur propre responsabilité en cas d'interpellation.



Figure 25. Mise à l'eau d'un « Ourcq polaire », canal de l'Ourcq, 5 mars 2022 © Julia Moutiez.

Les baignades « sauvages » relèvent d'un usage décrit par les autorités comme « spontané » et donc difficile à contrôler. Il est épars, non structuré ou du moins non associé à des revendications connues. Il est pratiqué par un public plutôt jeune, adolescent : « Les baigneurs *sauvages* sont majoritairement des jeunes, entre 15 et 25 ans, voire plus jeunes [mention de collégiens] » (animateur à Saint-Maurice durant l'été 2020). Ces derniers inscrivent leur pratique dans la démonstration, en réalisant des sauts à partir de promontoires divers (pont, rocher, péniche, etc.) et en les relayant souvent sur les réseaux sociaux. Ces baignades rebelles désarçonnent les autorités et gestionnaires : « Mais voilà, ils sont assez stupides, malgré les affiches *Ne pas sauter, danger de mort*, ils y vont. Aujourd'hui, j'ai le sentiment que plus on insiste sur la dangerosité et l'interdiction, plus ça va attirer une catégorie de population qui justement aime défier cette autorité qui est mise en place » (service des canaux). Un autre public, plutôt âgé en moyenne de 18 à 35 ans, s'approprie les cours d'eau dans l'optique de se rafraîchir lorsqu'il fait chaud, générant souvent un effet d'entraînement qui encourage d'autres riverains à tenter l'expérience. Dans les deux cas, ces mises à l'eau sont plutôt brèves, répétées et majoritairement masculines. Elles peuvent être complètement improvisées, ou intégrées au programme de la journée, si bien que la personne aura son maillot sur elle. Elles exposent les baigneurs à des verbalisations, mais celles-ci semblent s'appliquer de façon circonstanciée et différenciée selon les communes et les conditions climatiques, particulièrement en période de canicule. L'interdiction est maintenue et réaffirmée sur place par des affichages (Figure 26) et des patrouilles de police municipale ou de médiateurs qui se bornent majoritairement à faire sortir les baigneurs de l'eau sans les verbaliser. Elle se double d'un discours de prévention de la part des agents, et d'un affichage de sensibilisation aux risques encourus, également diffusé sur Internet. Ces dispositifs ne parviennent que rarement à limiter le phénomène, qui revient chaque été.

Les autorités qui désirent voir l'usage de la baignade dans les cours d'eau se développer de nouveau entretiennent un rapport ambigu à la baignade dite « sauvage ». Cette mise à l'eau qui brave l'interdit peut être mobilisée politiquement comme manifestation d'un désir de baignade en eau libre par la population, justifiant l'action publique en ce sens. Néanmoins, le retour de cet usage tel que préparé par les autorités devrait se faire dans des modalités bien différentes des mises à l'eau spontanées. Les futurs sites



Figure 26. Communication de la Ville de Paris (2023) à propos des dangers de la baignade sauvage et invitant les baigneurs à se diriger vers les aires de baignade autorisées. l'Ourcq, 5 mars 2022 © Julia Moutiez.

« héritage » devraient ainsi, à l'image de la Villette, permettre la baignade uniquement dans des zones et/ou des plages horaires circonscrites, avec un contrôle étroit de la qualité de l'eau et sous la surveillance de maîtres-nageurs. Avant leur ouverture, le soutien apporté par les autorités à des événements, voire la participation de certains élus et élues à ceux-ci, sont l'occasion de préfigurer ce que devrait devenir la baignade en eau libre et de définir le futur cadre dans lequel elle aurait lieu.

Depuis quelques années, on note la multiplication d'événements sportifs dans la Seine, jusqu'aux derniers *test events* de l'été 2023 censés permettre la répétition générale des épreuves en eau libre des JOP. Ces événements conduisent à mettre à l'eau un public particulier, celui des sportifs, plus ou moins confirmés, mais tous licenciés et dûment inscrits à l'événement. En présence des médias, l'*Open Swim Star*, l'EDF Aqua Challenge et le Garmin Triathlon de Paris actuellement au bassin de la Villette (Figure 27), la *SwimXperience* dans le canal Saint-Martin, ou encore le *Red Bull Cliff Diving World Series* dans la Seine, offrent une nouvelle image du cours d'eau. Leur organisation s'opère dans le respect d'un cahier des charges imposé et requiert une autorisation préfectorale. Beaucoup d'événements ponctuels ont également eu lieu ces dernières années dans les canaux, à Paris ou en banlieue, et s'accompagnent d'un contrôle de la qualité de l'eau. En Seine-Saint-Denis, l'événement « Nage ton canal » combine événements sportifs et activités d'initiation à la nage en eau libre (6e édition en 2023). Dans le 10e arrondissement, après une mise à l'eau collective peu médiatisée en 2021 et 3 autres essais en 2022, le bassin des Récollets du canal Saint-Martin devait être ouvert à la baignade « tous les dimanches de l'été, du 16 juillet au 20 août »[5] 2023, pendant 4 heures, avec une jauge d'accueil fixée à 100 personnes. Ces événements ponctuels restent soumis à des aléas importants, en particulier liés aux pluies qui dégradent la qualité des eaux jusqu'à la faire passer en dessous des seuils européens. Une bonne partie des baignades du canal Saint-Martin comme des test events des JOP ont dû être annulés à la dernière minute lors de l'été 2023. Prendre en charge leur organisation représente ainsi plus de risques que d'autres types d'événements sportifs ou de loisirs.

Certains élus sont particulièrement engagés sur ces questions. Ils soutiennent voire organisent ou participent à des événements de baignade ou de natation. Ceux-ci leur servent de démonstrateurs pour convaincre des administrations dubitatives quant à la possibilité de faire se baigner le grand public dans les canaux, et la Seine ensuite. C'est ce dont fait part Célia Blauel, ancienne maire adjointe chargée de la Seine : « moi j'ai fait la course, la première course ouverte aux amateurs [dans la Seine, en 2016] (...) le lendemain matin, c'était Conseil de Paris et conseil municipal et tout le monde se marrait en me croisant (...) Mais, je l'avais fait. Et du coup, chez les équipes, (...), ça a fait une bascule en fait ». À Saint-Maur, la mairie elle-même participe aux *Big Jumps* européens depuis une quinzaine d'années pour réclamer le droit de ses habitants à pouvoir se baigner dans la Marne, et contester l'arrêté préfectoral en place depuis 1970. Sans s'arrêter à l'avis émis par le préfet, ils mettent en place une baignade collective « accidentelle » avec services de secours, tests de la qualité des eaux préalables, et stands de médiation autour de l'eau. L'événement vise également à fédérer les élus locaux des villes voisines autour de cette revendication. À cette occasion, ce sont eux qui se mettent à l'eau en priorité, sous les yeux de la presse et

5 Mairie du 10e arrondissement de Paris, « Les baignades estivales sont de retour au canal Saint-Martin ! », mis à jour le 19/08/2023. https://mairie10.paris.fr/pages/les-baignades-estivales-sont-de-retour-au-canal-saint-martin-24188



Figure 27. Garmin Triathlon de Paris, bassin de la Villette, 26 juin 2022 © Julia Moutiez.

des habitantes et habitants. Une élue de Champigny qui avait participé à la première édition du *Big Jump* dans sa ville en 2022 tient un discours très similaire à celui de Célia Blauel. S'étant mise à l'eau pour la première fois à cette occasion, elle fait aussi part de ressentis physiques inattendus, sources d'enthousiasme. Ces événements qui se multiplient contribuent à banaliser la baignade dans les canaux, la Marne ou la Seine. Ils permettent à la fois de montrer que la prise en charge institutionnelle de ces pratiques peut se faire dans le respect du cadre législatif exigé par la préfecture, et que les corps mêmes des baigneuses et baigneurs peuvent évoluer dans l'eau sans à priori rencontrer de problèmes.

Les observations de terrain montrent la porosité entre ces différentes mises à l'eau, formelles et informelles. Les premières actions militantes ont signalé aux autorités comme à certains riverains qu'il était possible de se baigner dans les cours d'eau franciliens, comme dans ceux d'autres grandes villes européennes. L'équipement du bassin de la Villette, comme les événements sportifs passés et la promesse des JOP futurs, servent à leur tour de démonstrateurs, en déployant des dispositifs qui permettent de maîtriser les risques auxquels peuvent être exposés les nageurs. Ces mises à l'eau autorisées, mises en scènes et diffusées dans les médias, révèlent aussi la qualité « baignable » de l'eau (cf. Chapitre 3-5) et encouragent certains habitants à se mettre à l'eau à leur tour, en dehors des sites et horaires officiels : « l'eau est propre hein. Ils vont faire les JO là-bas, l'eau elle est traitée, ils l'ont traitée pour faire ça » (un baigneur dans le canal de l'Ourcq). En même temps, c'est ce processus de diffusion de la baignade en dehors des dispositifs prévus et autorisés que craignent beaucoup d'acteurs locaux : l'ouverture de « la boîte de Pandore ». Les communes comme les acteurs de la surveillance des cours d'eau ont déjà du mal à faire respecter l'interdiction de la baignade en dehors des rares initiatives institutionnelles. La mise à l'eau encadrée, lors d'événements sportifs ou dans des zones et à des horaires délimités pour le grand public, pourrait conduire à encourager cette pratique en modifiant les imaginaires, en faisant « passer le pas » à des personnes qui ne l'auraient pas envisagé d'elles-mêmes. L'offre de sites héritage s'annonce déjà relativement limitée à l'échelle de l'Île-de-France. Il est probable qu'elle ne suffira pas à contenir l'extension de cette pratique, particulièrement face à l'intensification et l'extension des vagues de chaleur qui se font déjà sentir ces dernières années, et participent à augmenter les besoins de rafraîchissement, donc de baignade.



Figure 28. Big Jump de Saint-Maur : après le discours du maire, les élus plongent dans la Marne, 9 juillet 2023 © Julia Moutiez.

3. Choix techniques pour limiter les sources de contamination

Un groupe de travail État-Ville de Paris, chargé d'étudier les solutions pour améliorer la qualité de l'eau en vue de la baignade, a été mis sur pied par le service de police de l'eau de la DRIEAT pour réunir tous les acteurs impliqués. Il adopte en 2016 un Plan Qualité de l'eau et Baignade à l'échelle de l'agglomération parisienne, qui vise à lutter contre quatre sources de contamination fécale et à réduire le ruissellement pluvial.

Il s'agit tout d'abord d'améliorer la qualité des eaux rejetées après traitement dans les stations d'épuration en amont de Paris. La station de Marne aval est équipée d'une unité de désinfection par UV en 2021, à la demande du Syndicat Marne Vive. Le Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de Paris (SIAAP) a décidé d'opter, pour la station d'épuration de Valenton d'un système plus sobre en énergie de désinfection à l'acide performique (Rocher et Azimi, 2021).

Un deuxième grand levier d'action identifié est de remédier aux rejets d'eaux-vannes des bateaux-logement et établissements flottants amarrés sur les berges de Seine. Pour cela, l'option adoptée a été de procéder au prolongement du système d'assainissement jusqu'aux quais de Seine dans Paris (travaux gérés par HAROPA/Ports de Paris), associée à l'injonction[6] faite aux bateaux de se raccorder dans un délai de deux ans après l'installation du réseau.

Le troisième volet d'action, dont le sous-groupe de travail a été animé par le département du Val-de-Marne, est de procéder à la correction des mauvais branchements sur le réseau séparatif (en particulier lorsqu'il s'agit d'un raccordement d'eaux usées sur le réseau d'eaux pluviales). Des études tripartites (SIAAP, départements et établissements publics territoriaux) menées en 2018 et 2019 ont permis d'estimer un nombre total d'environ 23 000 branchements d'eaux usées sur les eaux pluviales à corriger. La loi climat et résilience du 22 août 2021 a imposé l'obligation de contrôle de conformité de ces branchements en cas de vente et de travaux dans un délai de deux ans. Des bassins prioritaires ayant une incidence sur

6 Disposition de la Loi n° 2018-202 du 26 mars 2018 relative à l'organisation des Jeux olympiques et paralympiques de 2024, Article 11.

la qualité de l'eau pour les épreuves olympiques de nage libre et de triathlon en Seine ont été identifiés et soumis à des obligations spécifiques par le décret n° 2022-93 du 31 janvier 2022 (Figure 29). Ce sont les établissements publics territoriaux (collectivités territoriales instituées en 2016) ayant récupéré la compétence d'assainissement qui sont chargés de prendre contact avec les propriétaires des bâtiments concernés, de vérifier les branchements et d'accompagner la procédure de travaux. Les départements franciliens œuvrent également à ce chantier, en tant que gestionnaires de leur réseau d'assainissement. Pour aider ce chantier colossal et minimiser le reste à charge pour les propriétaires, l'Agence de l'Eau Seine Normandie accorde une aide majorée[7] à hauteur de 4 200 euros pour la période 2020-2024, à laquelle s'ajoute une prime de 1000 euros pour la déconnexion des eaux pluviales du réseau. L'accélération du chantier est aussi passée par des innovations organisationnelles, avec l'expérimentation du recours à la maîtrise d'ouvrage publique, pour répartir les aides et de minimiser le reste à charge en cas de travaux plus coûteux que le montant de l'aide de l'Agence. Ce fonctionnement permet aussi de limiter les tâches, chronophages, incombant auparavant aux particuliers et jugées désincitatives (devis à réaliser, dossier de demande d'aide à constituer). Enfin, pour sensibiliser la population et l'inciter à vérifier son branchement, un site Internet dédié a été créé en avril 2021[8].

Un autre volet d'action porte sur des améliorations du réseau public de collecte des eaux usées et pluviales. Il s'agit d'abord, de travaux à la charge de chaque gestionnaire de réseau pour des mises en séparatif, des fermetures de regards mixtes et des résorptions de divers dysfonctionnements. Les investissements concernés sont estimés à 300 millions d'euros. En outre, il est envisagé la construction d'ouvrages structurants permettant de fiabiliser le système de collecte et de réduire les déversements par temps de pluie, pour un montant estimé de 500 à 600 millions d'euros. Sous maîtrise d'ouvrage du SIAAP, ces investissements concernent un ouvrage de 9 km qui acheminera les eaux usées du sud de l'agglomération parisienne vers l'usine Seine Valenton (collecteur VL8). Le bassin d'Austerlitz de stockage des eaux de réseaux unitaires quant à lui, a pour objectif de limiter les déversements en Seine à deux épisodes par an. Sous maîtrise d'ouvrage du département du Val-de-Marne, une station de dépollution des eaux pluviales est prévue à Champigny-sur-Marne. Sous maîtrise d'ouvrage du département de Seine-Saint-Denis, un bassin de rétention du ru Saint-Baudile est programmé entre Gagny et Neuilly-sur-Marne pour limiter les risques d'inondation ; il réduira les rejets d'eaux polluées dans la Marne. Cette dernière opération est accompagnée, sous la maîtrise d'ouvrage du SIAAP, d'aménagements structurants des réseaux d'assainissement en bord de Marne et de la station d'épuration de Marne-Aval localisée à Noisy-le-Grand.

Le dernier champ d'action concerne la gestion intégrée des eaux pluviales à l'échelle de l'agglomération parisienne, thématique animée par le département de Seine-Saint-Denis. Il s'agit d'une part de promouvoir des solutions d'aménagement à ciel ouvert limitant le phénomène de ruissellement et favorisant l'infiltration des eaux de pluie directement sur les parcelles (gestion à la source) ; et d'autre part, de la déconnexion des eaux pluviales du réseau public. Ceci pourrait permettre de limiter les apports excessifs au système d'assainissement par temps de pluie et, in fine, les déversements au milieu des eaux mixtes sur le système unitaire, délétères à la qualité baignade. Les bénéfices environnementaux pour les cours d'eau de ce type de solutions sont reconnus par les pouvoirs publics et l'Agence de l'eau Seine-Normandie offre des aides généreuses aux projets permettant la désimperméabilisation. L'adoption de ce type de gestion n'en demeure pas moins complexe dans le contexte réglementaire contemporain, peu contraignant. Elle nécessite la mise en place de politiques volontaristes pour parvenir à impliquer et coordonner de nombreux acteurs de l'aménagement du territoire (publics et privés). La Seine-Saint-Denis mène des actions en ce sens depuis les années 1990. Plus récemment, Paris a adopté le plan Parispluie en 2019. Dans le cadre de la politique de la baignade, ces actions n'ont pas bénéficié du même niveau d'attention que les autres chantiers, aux effets plus rapidement mesurables. L'effort de désimperméabilisation est néanmoins pris en compte dans les scénarios d'atteinte et de maintien de la baignabilité des cours d'eau de la part des gestionnaires, les gains de qualité atteints grâce aux ouvrages construits dans le cadre du plan baignade ne pouvant être pérennisés si les volumes d'eau atteignant les réseaux ne diminuent pas. L'héritage baignade serait donc tributaire d'une maîtrise de l'aménagement du territoire.

7 L'aide initiale de 3500 euros par branchement a été réhaussée à 4000 euros dans le cadre du plan de relance en 2020.
8 monbranchement.fr

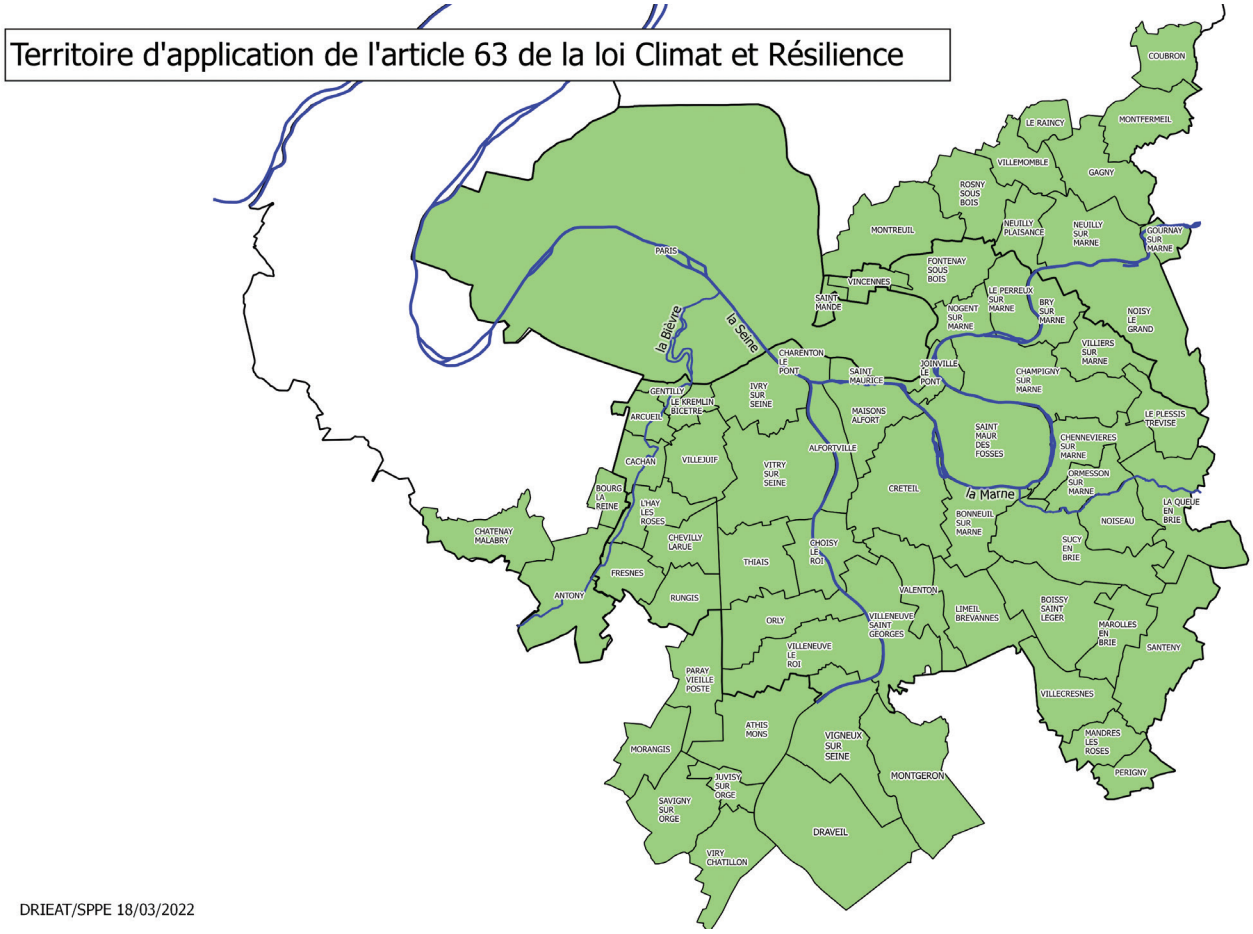


Figure 29. Carte des communes concernées par des obligations de contrôle de conformité des branchements en cas de vente et de travaux dans un délai de deux ans en application de l'arrêté du 31 janvier 2022.

La correction et la diminution des rejets d'assainissement à proximité des sites de baignade demandent que soit réalisé un travail de fond, impliquant de nombreux acteurs, de l'échelle des communes à celle de la région. Parmi les territoires impliqués, peu sont directement concernés par la création de sites de baignade. Ces sites ne devraient être présents que dans 16 communes (Paris et quelques villes de banlieue qui se sont portées volontaires via la réponse à la Manifestation d'intérêt lancée par le préfet de région en 2018). Le Plan Qualité des Eaux et Baignade est doté d'un budget estimé entre 1,2 et 1,4 milliard d'euros, pour mettre en conformité la qualité des eaux de la Seine et de la Marne avec les exigences de la réglementation sur l'assainissement (80 % des coûts) et de la directive de 2006 sur la baignade (20 % des coûts). Il est financé par les collectivités et l'État[9], via l'Agence de l'eau Seine-Normandie.

4. Controverses et médiatisation

Les solutions du plan d'action ont fait l'objet de controverses et de politisations ponctuelles qui sont cependant restées peu médiatisées. Un documentaire de 50 minutes réalisé par Clément Champiot pour France Télévisions, « Se baigner dans la Seine, le pari(s) impossible ? » diffusé le 18 octobre 2021, faisait intervenir de nombreux acteurs (responsables politiques ou d'association, gestionnaires, scientifiques, etc.) s'intéressant au retour de la baignade dans la métropole parisienne. Il s'agissait de la première présentation destinée au grand public des tenants et des aboutissants de la politique de la baignade actuellement menée dans la région francilienne. Dans ce documentaire étaient notamment exposées et discutées, via l'intervention d'institutions aux positionnements divergents, les solutions techniques adoptées dans le cadre du plan baignade. La parole était ainsi donnée au représentant de l'Association

9 L'État est le garant financier des Jeux olympiques et paralympiques.

de défense de l'habitat fluvial France (ADHF-F), qui s'opposait à la solution du raccordement des bateaux en soulignant le coût important de l'opération (en partie à la charge des bateliers) et le risque en cas de défaillance des clapets anti-retour lors de l'évacuation des eaux vannes, qui pourrait faire couler les embarcations. Le documentaire se faisait aussi l'écho de craintes à l'égard des impacts de l'acide performique sur la faune et la flore aquatique, argument avancé par Michel Riottot de France Nature Environnement (Le Figaro, « Des travaux titanesques pour rendre la Seine baignable pendant les Jeux », 26 juillet 2023). Le SIAAP a répondu que le produit se désactive rapidement et agit dans un canal de plus de 3 km avant d'être rejeté dans le fleuve. Le documentaire donne également la parole à un représentant de l'ARS qui se demande si cette technique élimine les virus. Ces craintes ont reçu un écho limité, sans doute du fait de la technicité du sujet. Au cours de l'année 2023, Google recense 186 actualités parues sur le sujet « Seine baignable », parmi lesquelles les positions exprimées mentionnent peu ces controverses, mais davantage l'ampleur des travaux, leur coût, le défi technique, les épreuves annulées et les perceptions des baigneurs et riverains.

5. Perceptions et enjeux de gestion des sites

Au-delà de ce plan qualité de l'eau et baignade adopté à l'échelle de la métropole, chaque gestionnaire de site de baignade doit en outre réaliser un profil de baignade pour identifier les éventuels autres risques. Il doit notamment définir en lien avec l'ARS la jauge de fréquentation journalière et instantanée, pour limiter le risque de contamination entre baigneurs.

Enjeux autour de l'ouverture des sites

Les projets liés à l'eau ont été historiquement peu débattus publiquement. Dans le bassin de la Seine, la participation du public aux enjeux de planification de la gestion de l'eau est très faible (Bouleau et al. 2020). Les pollutions de l'eau ne sont remarquées par le public que lorsqu'elles sont visuelles et olfactives : elles peuvent alors conduire à des mobilisations ponctuelles. Les autres sont peu médiatisées. Les riverains ont une faible connaissance des réseaux et de leur fonctionnement. La qualité de l'eau forme la première source de justification des réticences à la baignade (79 %) parmi les usagers des berges de Seine enquêtés dans le Val-de-Marne, mais cette qualité de l'eau est d'abord jaugée en fonction des macrodéchets puis de la pollution industrielle (Delègue, 2021). Une information répondant à ces inquiétudes est donc nécessaire. Par ailleurs, le risque bactériologique lié aux rejets d'eaux usées dans le milieu est largement méconnu des acteurs non experts du sujet.
La localisation des sites de baignade et leur aménagement restent largement du ressort des élus, au premier rang desquels ceux de Paris et des communes à l'amont de la capitale, qui sont les premières bénéficiaires de la politique de baignade mise en œuvre dans la perspective des JOP. Cette territorialisation de la politique se voit notamment dans la loi qui renforce les contrôles d'assainissement dans les territoires dont les rejets d'eaux usées et pluviales ont une incidence pour les épreuves olympiques (Loi climat et résilience, alinéa 2 de l'article L. 1331-11-1). Cette loi n'inclut pas l'Essonne en amont ou des communes en aval de Paris qui portent des projets de sites de baignade sans lien avec les JOP.

Beaucoup d'élus à Paris et Berlin associent la baignade en eau libre au contexte de réchauffement climatique et à un besoin croissant d'espaces de rafraîchissement. Mais les débats à Berlin sont illustratifs des difficultés à anticiper : la sécurisation de nouveaux sites de baignade en eau libre en centre-ville se heurte aux contraintes d'aménagement ; une surveillance de l'eau et des baigneurs doit être organisée ; le déploiement de cette pratique induit de nouveaux conflits d'usages de l'espace. Dans ces conditions, certains acteurs rappellent la densité importante de piscines municipales dans le cœur de la métropole et préconisent de renforcer les investissements pour la rénovation et l'extension des horaires d'ouverture de ces équipements existants.

Culture de la rivière

Plusieurs gestionnaires de l'eau promeuvent la baignade fluviale en site urbain, parce qu'ils y voient des co-bénéfices avec la lutte contre la pollution imposée par la réglementation. Pour certains militants, la baignade pourrait aussi être un moyen de rendre la population plus sensible à l'état de la rivière et encourager des pratiques plus respectueuses de la nature, voire de nouvelles revendications du « public » en faveur d'une moindre pollution. Or ce n'est pas ce qui est observé.

Il n'y a pas de convergence entre l'objectif écologique et celui de « ludification » par la création de sites de baignade (Moutiez, 2020). À Berlin, les responsables de sites de baignade en eau libre existants considèrent que la fréquentation actuelle est une menace à l'égard d'autres objectifs (respect de l'ordre public, propreté des espaces publics, renaturation des berges, protection de la faune). La biodiversité et les zones de reproduction de la faune comme les roselières sont également affectées. Les baigneurs « dérangent les canards [...] ou courent à travers les roseaux, ils coupent même les roseaux (...) » (Service du Land de Berlin, 2022). « (...) Les gens veulent passer du temps dans la belle nature [in der schönen Natur]... [ils trouvent] que c'est bien qu'il y ait des animaux et que tout fonctionne, mais contradictoirement, c'est ce qu'ils détruisent quand ils vont s'y baigner, même si ce n'est pas leur but » (Service de l'arrondissement de Berlin, 2022). À Paris et Berlin, les services techniques et des élus évoquent aussi les pollutions induites par les baigneurs eux-mêmes en cas d'affluence (crème solaire, excrétas, etc.).

Les sites de baignade posent un véritable défi de régulation pour les administrations qui en sont responsables, du fait de la diversité des attentes et la difficulté à réguler le flux des visiteurs. Les observations menées à Berlin sur différents sites de baignade à l'été 2021 montrent une diversité des pratiques sur ces sites : retrouvailles entre amis pour pique-niquer, faire un barbecue, boire des verres ; familles avec enfants qui vont et viennent entre le plan d'eau et la berge, sur laquelle ils creusent des rigoles lorsqu'elle est en sable ou en terre ; quête de calme, pour lire, promener son chien ou s'exposer nus (selon la tradition de la Freikörperkultur, encore répandue) ou vêtus au soleil. La coexistence de ces usages s'organise par une répartition spatiale spontanée des personnes le long des rives tant que la fréquentation est faible et par la médiation d'un prestataire privé dans les sites plus denses. Les pêcheurs et les riverains évoquent les nuisances sonores liées à d'autres usages. Sur la rive gauche de la Seine entre Vitry et Ivry, potentiel futur site de baignade, la grève est investie par des personnes qui apprécient le sentiment de liberté et de tolérance du lieu qu'ils ne trouvent pas ailleurs et qui pourrait disparaître si le site était aménagé.

L'enquête menée à Berlin montre que les personnes qui se baignent régulièrement ne cherchent pas d'information sur la qualité de l'eau. Elles ont développé une attention particulière à la faune et aux pratiques des autres baigneurs, mais n'évoquent pas d'impressions visuelles ou tactiles concernant l'eau. Leur familiarité avec le site leur suffit pour être confiantes sur sa qualité dans la mesure où elles ne sont jamais tombées malades et qu'en cas de contamination par les cyanobactéries (principale cause de fermeture des sites existants), l'information sur la fermeture des sites est relayée par les médias locaux.

Si l'on peut parler de culture de la rivière, c'est plutôt en termes d'apprentissage des dangers de noyade. Les riverains qui pratiquent régulièrement la nage en eau libre et les bateliers insistent sur la faible conscience du danger de collision et de dérive par le courant qu'ont les nageurs occasionnels. Dans l'agglomération parisienne, plusieurs personnes pensent que l'ouverture de sites de baignade va accroître les usages informels en dehors des sites surveillés, ce qui pourrait augmenter le risque de noyade. Les animateurs employés par les mairies l'été pour signaler les risques aux jeunes tentés par la baignade sauvage confirment la faible conscience de ce risque : « [l]e seul truc qui les dégoûtait, c'étaient les infections liées aux déjections (animales), sinon ils disaient *on fait attention* » (animateur, Marne 2020). Une personne qui a pratiqué la « baignade sauvage » dans différents canaux et en Seine à Paris indique l'importance d'adapter la communication : « On s'est rendu compte que les écluses étaient les lieux les plus dangereux, mais il n'y a pas de signalétique pour le signaler. On pourrait mieux informer selon les dangers réels plutôt que de mettre partout *baignade interdite*. Le danger est sans doute plus concentré sur certains lieux » (nageur, Paris, 2020). Comme l'enseignement de la nage, celui des dangers spécifiques de cette activité en eau libre pourrait être évoqué dans le contexte scolaire. À Berlin, les personnes interrogées sur l'ouverture d'un site en cœur de ville s'inquiètent aussi d'objets jetés depuis les ponts qui seraient dangereux pour les baigneurs et des parois abruptes et lisses des berges actuelles. Ils évoquent également les débordements festifs qui donnent déjà lieu à des accidents de baignade dans des zones sans bateau ni courant.

Communication vis-à-vis des usagers et des décideurs

La quête d'un niveau élevé de performance en matière d'assainissement est un objectif commun des techniciens des différents services départementaux et

interdépartementaux de gestion de l'eau urbaine et compense la fragmentation institutionnelle. Ce groupe d'experts partage des données, des modèles de simulation de la pollution bactérienne et des consignes de gestion. Ce niveau de technicité est beaucoup moins développé au niveau communal et territorial, alors que l'ouverture et la fermeture des baignades relèvent de la responsabilité des gestionnaires des sites : les municipalités.

Dans le cadre du projet européen Digital Water City, deux outils numériques ont été développés en plus de l'outil de prévision de la qualité des eaux de baignade :

- Une interface de gestion regroupant les informations nécessaires au gestionnaire d'un site de baignade pour décider de l'autorisation ou l'interdiction de se baigner ;
- Une application web destinée aux usagers franciliens indiquant les sites ouverts à la baignade et leurs informations pratiques.

La construction de ces deux applications s'est faite au sein d'une communauté d'utilisateurs créée pour l'occasion, impliquant les acteurs concernés par la baignade et les représentants des villes qui se sont portées volontaires à l'ouverture d'un site de baignade. La communauté se réunissait à une fréquence d'une fois par mois pour échanger sur des éléments concrets concernant les applications :

- Les fonctionnalités nécessaires ;
- Le design ;
- Les informations à partager avec le public ;
- Les informations nécessaires au gestionnaire.

Une séance dédiée au retour d'expérience d'autres gestionnaires de sites de baignade en France a permis de partager les enjeux pratiques sur la gestion d'un site de baignade (fréquentation, surveillance des personnes, prélèvement d'eau et analyses), les problèmes rencontrés et leurs solutions, les outils utilisés (numériques ou autres), les paramètres importants à prendre en compte pour autoriser la baignade, la communication avec le public. Cette étape d'échanges a été particulièrement appréciée par les participants franciliens qui ne mesuraient pas les tâches quotidiennes incombant aux gestionnaires municipaux de sites de baignade.

L'interface a intégré le fait que tous les sites de baignade en eau libre ne devraient pas être ouverts la même année. Sa création anticipe de plusieurs années la « baignade héritage » des JOP. Sa mise en service effective nécessitera l'hébergement par une entité administrative existante (mais restant à désigner) ou à créer.

Information des usagers : affichage et interfaces numériques

En France, comme dans le reste de l'Union européenne, la réglementation impose la bonne information du public concernant les risques associés à la baignade et la qualité de cette dernière. En pratique, ce sont les instructions de la Directive Baignade[10] transposées dans le droit français qui fixent les exigences minimales d'information du public. Celles-ci consistent à élaborer « un document de synthèse correspondant à la description générale de l'eau de baignade fondée sur le profil de celle-ci »[11]. C'est par exemple cette information qui est synthétisée sur des panneaux au niveau de la baignade de la Villette (Encadré 1 et Figure 30).

En supplément, les informations relatives aux mesures de qualité et au classement de la zone de baignade par l'ARS sont aussi mises à la disposition des baigneurs sur place et téléchargeables en ligne sur un site du ministère de la Santé[12].

De nombreuses initiatives en France et en Europe se sont développées pour offrir une information publique en temps réel grâce au déploiement d'applications mobiles (p. ex., à Biarritz[13], en Allemagne[14], au Royaume-Uni[15]), même si les enquêtes sociologiques montrent que la plupart des utilisateurs se fient aux informations présentes sur place et dans les médias locaux.

10 Directive 2006/7/CE du Parlement européen et du Conseil du 15 février 2006 concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade.
11 Article D.1332-21 du code de la santé publique.
12 https://baignades.sante.gouv.fr/baignades/homeMap.do#a
13 https://www.biarritz.fr/cadre-de-vie-bizi-ingurunea/plages/qualite-des-eaux-de-baignade
14 https://badestellen.berlin.de/
15 https://www.sas.org.uk/water-quality/sewage-pollution-alerts/safer-seas-rivers-service/



Figure 30. Exemple de document de communication au public sur le site de baignade de la Villette (Ville de Paris).

Encadré 1.

Le profil de baignade

Le profil de baignade est réalisé en application de la réglementation européenne et du code de la santé publique. Il a pour but de recenser les sources de pollution qui peuvent affecter la qualité des eaux d'un site de baignade et de définir les mesures à mettre en œuvre pour les réduire. Dans le cas où les causes de pollution sont peu nombreuses, simples et bien connues, l'inventaire des sources est suffisant. Dans les cas les plus complexes, le recours à des outils statistiques et de modélisation est nécessaire.

Le profil comprend un état des lieux, un diagnostic et une hiérarchisation des actions.

L'état des lieux décrit les caractéristiques physiques, géographiques et hydrogéologiques des eaux de baignade et des autres eaux de surface du bassin versant qui pourraient être sources de pollution; l'emplacement du ou des points de surveillance et les données sanitaires ou environnementales pertinentes disponibles.

Le diagnostic évalue les sources de pollution qui pourraient affecter la qualité des eaux de baignade et altérer la santé des baigneurs, le potentiel de prolifération des cyanobactéries et des macroalgues et du phytoplancton.

Les mesures de gestion précisent les actions entreprises à court et moyen terme en fonction de la nature, la cause et la fréquence des pollutions pour les éviter, les réduire et les supprimer.

La baignade en Seine et en Marne s'inscrit elle aussi dans une démarche de transparence. Un certain nombre de projets ont vu le jour afin de faciliter la communication de la qualité de l'eau en temps réel aux gestionnaires des sites de baignade ainsi qu'aux baigneurs. Le projet européen Digital Water City[16] a permis le développement de deux outils numériques :

- Une interface de gestion (Figure 31) regroupant toutes les informations nécessaires au gestionnaire d'un site de baignade pour décider de l'autorisation ou l'interdiction de se baigner. Cette interface, accessible par identifiant et mot de passe, permettra la gestion de plusieurs sites de baignade simultanément. Elle affichera en temps quasi réel l'évolution des paramètres jugés clés pour décider de l'ouverture ou de la fermeture d'un site par la communauté des gestionnaires. Une fois la décision prise, ce statut sera automatiquement mis à jour sur l'application web destinée au public.
- L'application web (Figure 32) informe les utilisateurs franciliens du statut et des informations pratiques concernant le site de baignade de leur choix (responsable, localisation du site, horaires d'ouvertures, règlement, etc.). Dans le cadre du projet DWC, deux sites en Marne et en Seine ont été choisis afin de montrer à la communauté ce à quoi ressembleraient les pages finales. En complément du partage d'information sur les sites de baignade en soi, il a été jugé intéressant d'inclure une page de Vigilance pour sensibiliser le public à la baignade en eau libre et une page de Foire aux Questions pour informer les citoyens des questions plus techniques et logistiques qu'ils pourraient se poser sur la gestion d'un site de baignade.

Le cas du bassin de la Villette

La Baignade du bassin de la Villette (Figure 33) est inaugurée en 2017, et reste à ce jour le seul endroit où il est autorisé de nager en eau libre pendant quelques semaines à Paris en dehors des événements ponctuels en raison la très bonne qualité de son eau. Elle naît du croisement de politiques de la Ville de Paris autour du sport et des loisirs (Plan Nager à Paris, 2015) et du réaménagement des espaces urbains en vue d'un climat plus chaud (Stratégie d'adaptation, 2015).

Elle est gérée par la Direction de la Jeunesse et des Sports et intégrée à la programmation de Paris Plage. Selon les années, l'ouverture a eu lieu dès le 20 juin et au plus tard le 18 juillet et elle a été fermée relativement tard en 2017 (10 septembre), et tôt en 2022 (21 août). Elle est très fréquentée par des familles, des jeunes, quelques touristes, mais aussi des personnes âgées le matin. Les « usagers » de cet équipement public (Moutiez, 2020) sont d'origine et de classes sociales assez variées, et habitent souvent le quartier ou les banlieues voisines, comme Aubervilliers et Pantin selon les personnels sur place. Les baigneurs sont circonscrits dans quatre bassins flottants alimentés directement par l'eau du canal, dans lequel se mettre à l'eau reste interdit. La qualité de l'eau de baignade est mesurée chaque jour en amont, et lorsqu'elle

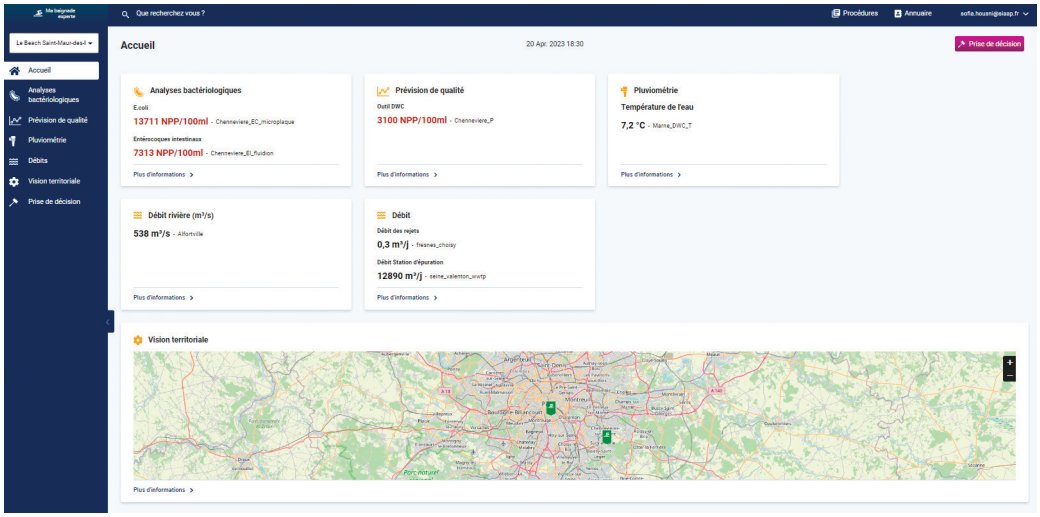


Figure 31. Page d'accueil de l'interface de gestion « expert ».

16 https://www.digital-water.city/

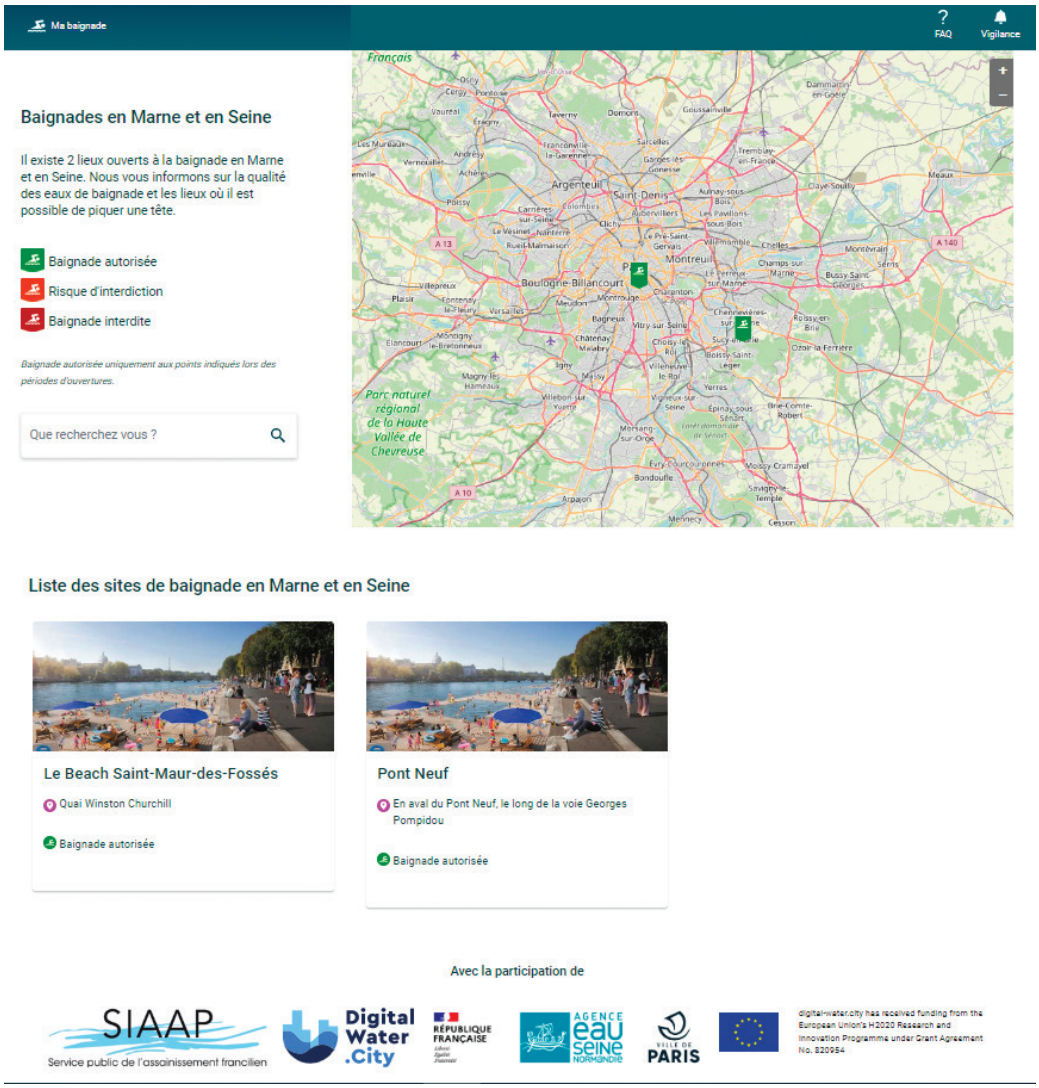


Figure 32. Page d'accueil de l'interface d'information pour les baigneurs (page de démonstration).



Figure 33. La Baignade du bassin de la Villette en fin d'après-midi, 18 juillet 2021 © Julia Moutiez.

est insuffisante, l'accès à la baignade est fermé. Les bassins sont doublés à quai par une surface séparée du reste de l'espace public par des parois métalliques, accueillant un solarium, des sanitaires et des douches, et des locaux pour les personnels. Des agents de sécurité, des employés des services techniques des équipements sportifs de la Ville de Paris et des maîtres-nageurs sont présents en permanence pour gérer et surveiller les publics à l'intérieur du site.

La Baignade a rencontré beaucoup de succès dès son ouverture en 2017. En dehors des périodes de confinement sanitaire, c'est le nombre de jours d'ouverture qui limite le nombre total de visiteurs (Figure 34). Les gestionnaires observent que les pics de fréquentation hebdomadaires sont liés aux fortes chaleurs. La jauge autorisée plafonne aussi la fréquentation observée. Depuis 2020, la Baignade fonctionne par tranches horaires. Celles-ci ont été initiées pour des questions sanitaires lors de la crise du COVID-19, puis conservées après 2021 parce qu'elles facilitent une meilleure gestion de la fréquentation. La fréquentation maximale instantanée de la Villette et de 300 personnes dans les bassins et 500 dans l'ensemble (bassins + berges aménagées), et la fréquentation maximale journalière est limitée à 2300 personnes, ce qui est très faible par rapport à la demande. On observe une grosse file d'attente durant les après-midis d'été. Pour en faire profiter un maximum de baigneurs, toutes les deux heures, la baignade est entièrement vidée pour laisser place à d'autres personnes qui resteront à leur tour deux heures.

La Baignade de la Villette a été implantée à un endroit où des pratiques de baignade informelle existaient déjà, et continuent d'avoir lieu lorsqu'il fait particulièrement chaud, que la jauge de l'équipement soit complète ou non (Figure 35). Les autorités locales ne sont pas en mesure de faire respecter complètement l'interdiction de baignade, malgré les nombreux services de surveillance et dee médiation présents sur place en été, la multiplication de la signalétique rappelant la législation et les affichages de « sensibilisation » aux risques encourus installés par la mairie.

Perception de la qualité des eaux par les baigneurs

L'action publique en faveur du retour de la baignade dans les cours d'eau franciliens se focalise sur l'amélioration de la qualité bactériologique de l'eau, en lien avec l'application de la directive baignade. Néanmoins, cet indicateur de qualité (pour pertinent qu'il soit aux yeux des scientifiques et des autorités) échappe à l'attention immédiate des potentiels futurs baigneurs. La population générale connaît peu l'existence de rejets d'assainissement dans les cours d'eau urbains, situation pourtant fréquente dans les villes des pays anciennement industrialisés. D'autres paramètres (appréhension sensible, expérience, etc.) pourraient donc orienter la perception de cette eau comme « baignable » ou non chez les non-experts.

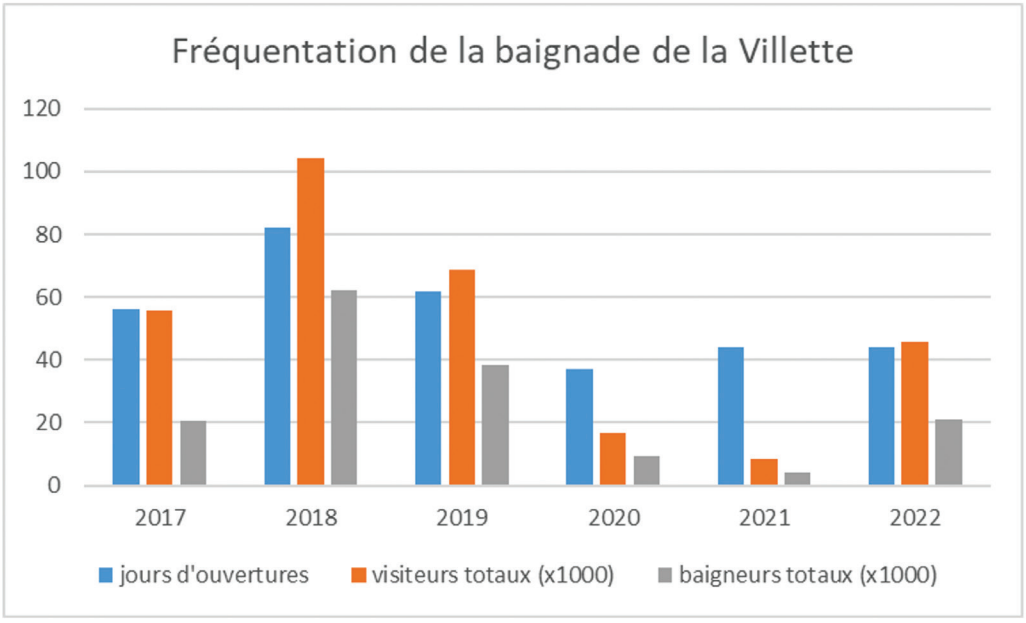


Figure 34. Page d'accueil de l'interface de gestion « expert ».



Figure 35. Jour de canicule, mises à l'eau sauvages et baigneurs « formels » attendant l'ouverture du prochain créneau devant La Baignade du bassin de la Villette, 19 juillet 2022 © Julia Moutiez.

Aux beaux jours, il suffit de se promener quelques minutes dans les parages du dispositif de baignade pour entendre des commentaires négatifs sur les eaux du bassin de la Villette (Figure 36). Les quelques déchets qui flottent au milieu des algues aux endroits où il y a moins de courant, ainsi que la couleur vert-brun et la turbidité de l'eau sont relevés comme des signes de mauvaise qualité, quand bien même ils n'ont pas, ou peu, d'influence sur celle-ci. Lorsque le sujet de la baignade est abordé avec des non-baigneurs dans la vie courante, des remarques émergent immédiatement sur la qualité des eaux, et les objets potentiellement blessants voire les « cadavres » qui se trouveraient au fond des canaux ou de la Seine. Pourtant, depuis une décennie environ, quelques habitantes et habitants se sont mis à s'y baigner de façon informelle comme formelle. Par forte chaleur ou par défi notamment, certains ont commencé à se jeter à l'eau, donnant à d'autres l'idée de le faire. Cet effet d'entraînement a ensuite été renforcé par l'ouverture de La Baignade de la Villette. L'idée se répand que si la qualité de l'eau est assez bonne pour que nager soit autorisé dans les bassins, alors il est aussi possible de le faire en dehors. Les publics des dispositifs de baignade institutionnels, eux, ne se posent plus la question de la qualité de l'eau. Si la baignade est autorisée, cela sous-entend que l'eau est bonne et contrôlée, et le détail de ces contrôles n'est pas ou peu demandé. Les baigneurs sauvages estiment de leur côté que la qualité des eaux est suffisante pour nager : certains vont jusqu'à promouvoir cette bonne qualité du cours d'eau auprès de l'enquêtrice ou de riverains. D'autres, plus sceptiques, précisent qu'ils prendront une douche en rentrant. Aucun ne signale avoir eu de problèmes de santé liés à cette pratique, bien qu'en réalité, ceux-ci soient difficiles à repérer[17].

17 Lors du colloque « Regards croisés sur la baignade en rivière urbaine » à Lyon (2 décembre 2022, MILC, coorganisé par l'université de Lyon), les intervenantes (Marie-Florence Thomas et Marion Porcherie, EHESP, Rennes) ont précisé que les personnes souffrant de maux de ventre suite à une contamination dans un lieu de baignade ne font pas le lien avec cette pratique, donc les chiffres disponibles par les autorités médicales ne sont pas du tout représentatifs.



Figure 36. Journal de terrain : représentations de l'eau au parc de la Villette, été 2022 © Julia Moutiez.





Conclusion générale

Compte tenu de l'héritage de l'urbanisation de l'agglomération parisienne et des objectifs assignés jusqu'en 2016 aux infrastructures de gestion des eaux usées, la baignade fluviale en ville est un nouveau défi qui soulève de multiples enjeux de connaissance. Il s'agit d'une part du risque sanitaire associé à des eaux de surface fortement anthropisées qui reçoivent des eaux usées. Il s'agit aussi de la problématique de la gestion quotidienne des futurs sites de baignade, la complexité de l'aménagement urbain et les conflits d'usage qui peuvent émerger de l'utilisation multiple des cours d'eau en zone urbaine.

La surveillance sanitaire réglementaire se focalise sur les bactéries indicatrices fécales (BIF) alors qu'il existe une faible corrélation entre ces bactéries et les virus entériques pathogènes qui sont la cause majeure des gastro-entérites liées à la baignade. Mais sur le long terme, le suivi de ces BIF reste une bonne stratégie pour améliorer la qualité des sites de baignade, comme cela à été constaté depuis de nombreuses années sur les plages côtières et lacustres. Plusieurs indicateurs complémentaires permettent d'avoir une meilleure estimation du risque lié aux virus entériques, notamment les bactériophages, les indicateurs bactériens et viraux spécifiques des humains. La recherche de marqueurs spécifiques de sources humaines ou animales est aussi une approche qui permet d'aider à l'identification de sources de contaminations critiques.

Enfin la mesure en continu de paramètres fortement corrélés avec les concentrations en *E. coli* et entérocoques intestinaux (activité enzymatique, fluorescence de la matière organique) constitue un atout pour la gestion active des baignades et pour alimenter les modèles de prédiction en complément des paramètres physico-chimiques (débit, pluviométrie, conductivité, oxygène dissous, turbidité). Le développement de système de suivi de qualité bactériologique couplant mesure en continu et modélisation relève en partie de projets de recherche en région Ile-de-France, mais plusieurs solutions sont actuellement en test *in situ* et montrent des résultats très encourageants. La connaissance acquise ces dernières décennies par la recherche sur la modélisation déterministe s'est concrétisée d'une part par l'utilisation du modèle PROSE pour le dimensionnement des travaux d'amélioration de l'assainissement pour les JOP, et d'autre part par l'implémentation du modèle TELEMAC-2D pour l'établissement des profils de baignade en Marne. La performance des modèles d'apprentissage automatique est également en cours d'évaluation et pourra offrir des solutions innovantes les hybridant avec les modèles déterministes et les réseaux de capteurs. La qualité des données disponibles pour les modèles prédictifs est un point important et en cela la surveillance en continu est cruciale. Aujourd'hui les données disponibles hors de Paris sont encore insuffisantes, mais les méthodes d'apprentissage sont prometteuses pour cibler les données à acquérir.

Au-delà de ces enjeux sanitaires, la baignade dans le fleuve Seine et ses affluents soulève des enjeux de gestion des sites et de cohabitation entre usagers ayant des attentes parfois contradictoires et des niveaux de connaissance des risques très variés. Les enquêtes de perception dans des sites existants (baignade de la Villette, Berlin) montrent que le contexte de chaque baignade est très important à prendre en compte et qu'il se joue aussi des apprentissages à ce niveau, tant du côté des gestionnaires que des usagers.


BAIGNADE
INTERDITE
(Arrêté prefectoral n°613 du 31 juillet 1970)
Les contrevenants s'engagent à leurs risques et périls
Le Syndicat Marne Vive et la Ville de Saint-Maur
déclinent toute responsabilité

Références

- *Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail), dans son rapport intitulé « Valeurs seuils échantillon unique pour les eaux de baignade : étude de faisabilité méthodologique » de septembre 2007.*
- Almuhtaram, H., Kibuye, F. A., Ajjampur, S., Glover, C. M., Hofmann, R., Gaget, V., & Zamyadi, A. (2021). State of knowledge on early warning tools for cyanobacteria detection. Ecological Indicators, 133, 108442.
- Angelotti, N., Guillot-Le Goff, A., Carmigniani, R., Vinçon Leite, B. (2022). Open water swimming in urban areas E. coli distribution with TELEMAC-3D, in: Proceedings of the 2022 TELEMAC-MASCARET User Conference. Saclay Paris France, pp. 231–236.
- Arnone, R. D., & Perdek Walling, J. (2007). Waterborne pathogens in urban watersheds. *Journal of Water and Health, 5*(1), 149-162.
- Ashbolt, N. J., Schoen, M. E., Soller, J. A., & Roser, D. J. (2010). Predicting pathogen risks to aid beach management: the real value of quantitative microbial risk assessment (QMRA). *Water research, 44*(16), 4692-4703.
- Aznar, B., Grima, J., Torret, X., Medina, V., Varela, J., Chesa, M. J., ... & Corchero, A. (2022, June). Applying realtime advanced urban management to ensure bathing water quality in Barcelona. In *Proceedings of the 39th IAHR World Congress* (Vol. 19, p. 24).
- Balachandran, T., Abreu, T., Naloufi, M., Souihi, S., Lucas, F., & Janne, A. (2022, December). IoT and transfer learning based urban river quality prediction. In *GLOBECOM 2022-2022 IEEE Global Communications Conference* (pp. 257-262). IEEE.
- Barles S. (1999). *La ville délétère : médecins et ingénieurs dans l'espace urbain, XVIIIe-XIXe siècle*. Editions Champ Vallon.
- Barles S. (2005). *L'invention des déchets urbains : France, 1790-1970*. Editions Champ Vallon.
- Barles S. (2007). Urban metabolism and river systems: an historical perspective–Paris and the Seine, 1790–1970, *Hydrology and Earth System Sciences* vol. 11, n° 6, p. 1757-1769.
- Barles S., Lestel L. (2007). The Nitrogen Question: Urbanization, Industrialization, and River Quality in Paris, 1830-1939, *Journal of Urban History*, n° 33, p. 794- 812.
- Beal V., Epstein R., Pinson G. (2018). Networked cities and steering states: Urban policy circulations and the reshaping of state–cities relationships in France, *Environment and Planning C: Politics and Space* vol. 36, n° 5, p. 796-815.
- Beck, R., Xu, M., Zhan, S., Liu, H., Johansen, R. A., Tong, S., ... & Huang, Y. (2017). Comparison of satellite reflectance algorithms for estimating phycocyanin values and cyanobacterial total biovolume in a temperate reservoir using coincident hyperspectral aircraft imagery and dense coincident surface observations. *Remote Sensing, 9*(6), 538.
- Bedell, E. Sharpe, T. Purvis, T. Brown, J. Thomas, E. (2020). Demonstration of Tryptophan-Like Fluorescence Sensor Concepts for Fecal Exposure Detection in Drinking Water in Remote and Resource Constrained Settings. *Sustainability* 2020, 12, 3768. https://doi.org/10.3390/su12093768
- Bellanger E., Pineau E. (2013). Assainir le plus grand Paris au XXe siècle : un modèle d'intégration à grande échelle, Presses des Ponts.

- Bertone, E., Chuang, A., Burford, M. A., & Hamilton, D. P. (2019). In-situ fluorescence monitoring of cyanobacteria: Laboratory-based quantification of species-specific measurement accuracy. *Harmful Algae, 87*, 101625.
- Bivins, A., Crank, K., Greaves, J., North, D., Wu, Z., & Bibby, K. (2020). Cross-assembly phage and pepper mild mottle virus as viral water quality monitoring tools-potential, research gaps, and way forward. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 16, 54-61.
- Black, R. E., Levine, M. M., Clements, M. L., Hughes, T. P., & Blaser, M. J. (1988). *Experimental Campylobacter jejuni infection in humans. Journal of infectious diseases, 157*(3), 472-479.
- Boehm AB, Sassoubre LM. (2014). Enterococci as Indicators of Environmental Fecal Contamination. In: Enterococci: From Commensals to Leading Causes of Drug Resistant Infection. Massachusetts Eye and Ear Infirmary, Boston. PMID: 24649503.
- Boehm, A. B., Silverman, A. I., Schriewer, A., & Goodwin, K. (2019). Systematic review and meta-analysis of decay rates of waterborne mammalian viruses and coliphages in surface waters. *Water research, 164*, 114898.
- Borja, A., White, M. P., Berdalet, E., Bock, N., Eatock, C., Kristensen, P., ... & Fleming, L. E. (2020). Moving toward an agenda on ocean health and human health in Europe. *Frontiers in Marine Science, 7*, 37.
- Briand, J. F., Jacquet, S., Bernard, C., & Humbert, J. F. (2003). Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Veterinary research, 34*(4), 361-377.
- Brissaud, F., Blin, E., Hemous, S., & Garrelly, L. (2008). Water reuse for urban landscape irrigation: aspersion and health related regulations. *Water Science and Technology, 57*(5), 781-787.
- Brooks, B. W., Lazorchak, J. M., Howard, M. D., Johnson, M. V. V., Morton, S. L., Perkins, D. A., & Steevens, J. A. (2016). Are harmful algal blooms becoming the greatest inland water quality threat to public health and aquatic ecosystems?. *Environmental toxicology and chemistry, 35*(1), 6-13.
- Calderon, R. L., Mood, E. W., & Dufour, A. P. (1991). Health effects of swimmers and nonpoint sources of contaminated water. *International journal of environmental health research, 1*(1), 21-31.
- Carmichael, W. W., & Boyer, G. L. (2016). Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes. *Harmful algae, 54*, 194-212.
- Carré, C. (2013). Le « modèle Belgrand » d'assainissement pour Paris confronté à sa mise en place dans la banlieue parisienne, 1900-1950. In: Deutsch, J.-C. & Gautheron, I. (eds.) Eaux pour la ville, eaux des villes : Eugène Belgrand, XIX^{e}-XXI^{e} siècles. Paris : Presses des Ponts.
- Carstea, E. M., Popa, C. L., Baker, A., & Bridgeman, J. (2020). In situ fluorescence measurements of dissolved organic matter: a review. *Science of the Total Environment, 699*, 134361.
- Chan, K., Schillereff, D. N., Baas, A. C., Chadwick, M. A., Main, B., Mulligan, M., ... & Thompson, J. (2021). Low-cost electronic sensors for environmental research: Pitfalls and opportunities. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment, 45*(3), 305-338.
- Chorus, I., & Welker, M. (2021). *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management* (p. 858). Taylor & Francis.
- Codd, G. A., Lindsay, J., Young, F. M., Morrison, L. F., & Metcalf, J. S. (2005). Harmful cyanobacteria: from mass mortalities to management measures. *In Harmful cyanobacteria* (pp. 1-23). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Collinet C., Schut P.-O. (2020). L'héritage social des Jeux olympiques, EDP Sciences, p. 1-2.

- Couch, R. B., Knight, V., Douglas Jr, R. G., Black, S. H., & Hamory, B. H. (1969). The minimal infectious dose of adenovirus type 4; the case for natural transmission by viral aerosol. Transactions of the American Clinical and Climatological Association, 80, 205.
- Cyterski, M., Zhang S., White E., Molina M., Wolfe K., Parmar R., & Zepp., R. (2012). Temporal Synchronization Analysis for Improving Regression Modeling of Fecal Indicator Bacteria Levels. Water, Air, & Soil Pollution 223 (8): 4841-51. https://doi.org/10.1007/s11270-012-1240-3.
- Danciger, M., & Lopez, M. (1975). Numbers of Giardia in the feces of infected children. *The American journal of tropical medicine and hygiene, 24*(2), 237-242.
- Dapkus, R. T., Fryar, A. E., Tobin, B. W., Byrne, D. M., Sarker, S. K., Bettel, L., & Fox, J. F. (2023). Utilization of Tryptophan-like Fluorescence as a Proxy for E. coli Contamination in a Mixed-Land-Use Karst Basin. *Hydrology, 10*(4), 74.
- Dean, K., & Mitchell, J. (2022). Identifying water quality and environmental factors that influence indicator and pathogen decay in natural surface waters. *Water Research, 211*, 118051.
- Delaplace M. (2020). « L'image des territoires hôtes des Jeux olympiques et paralympiques : revue de la littérature et enjeux pour Paris 2024 », *Revue Marketing Territorial* vol. 4, n° hiver 2020.
- Demeter, K., Burnet, J. B., Stadler, P., Kirschner, A., Zessner, M., & Farnleitner, A. H. (2020). Automated online monitoring of fecal pollution in water by enzymatic methods. *Current Opinion in Environmental Science & Health, 16*, 82-91.
- Devine, J. (2014). Sources of beach water pollution. Testing the waters, 24th edition, NRDC, p. 5
- Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC. Official Journal of the European Union L64/37-51.4th March 2006.
- Dorevitch, S., Panthi, S., Huang, Y., Li, H., Michalek, A. M., Pratap, P., ... & Li, A. (2011). Water ingestion during water recreation. *Water research, 45*(5), 2020-2028.
- Duboudin C., Legeas M., Cabillic P.-J., Levi Y. & Lesne J. (2007). Qualité microbiologique des eaux de baignade. Valeurs seuils échantillon unique pour les eaux de baignade : étude de faisabilité méthodologique. Afsset. 54 pages.
- Dufour, A. P., Evans, O., Behymer, T. D., & Cantu, R. (2006). Water ingestion during swimming activities in a pool: a pilot study. *Journal of Water and Health, 4*(4), 425-430.
- Dugor, J., Baills, J., Rihouey, D. (2020). Numerical modelling of bacteriologic impacts in the Laïta estuary (France). Presented at the Proceedings of the 2019 TELEMAC-MASCARET User Conference.
- Duhau I. (2007). « Les baignades en rivière d'Île-de-France, de premiers aménagements à la piscine parisienne Joséphine-Baker », *Livraisons de l'histoire de l'architecture*, n° 14, p. 9-38.
- Eregno, F. E., Tryland, I., Tjomsland, T., Myrmel, M., Robertson, L., & Heistad, A. (2016). Quantitative microbial risk assessment combined with hydrodynamic modelling to estimate the public health risk associated with bathing after rainfall events. *Science of the Total Environment, 548*, 270-279.
- EU, 2006. Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 16 February 2006 Concerning the Management of Bathing Water Quality and Repealing Directive 76/160/EEC. Official Journal of the European Union L64, pp. 37–51.
- European Environment Agency. (2022). European bathing water quality in 2021, pp 17 (https://www.eea.europa.eu/publications/bathing-water-quality-in-2021).
- European Environment Agency. (2023). Bathing water country factsheet-France, June 2023, Country report, pp 7 (https://www.eea.europa.eu/themes/water/europes-seas-and-coasts/assessments/state-of-bathing-water).

- Even S. (1995). Modélisation du fonctionnement d'un écosystème fluvial : La Seine et le modèle ProSe. Doctoral thesis, Ecole des Mines.
- Falconer, I. R., J. V. Smith, A. R. B. Jackson, A. Jones, and M. T. C. Runnegar. (1989). Oral toxicity to a bloom of the cyanobacterium Microcystis aeruginosa administered to mice over periods of up to 1 year. *J. Toxicol. Environ. Health* 24 : 291–305.
- Farnleitner, A. H., Reischer, G. H., Stadler, H., Kollanur, D., Sommer, R., Zerobin, W., Blöschl, G., Barrella, K.M., Truesdale, J.A., Casarez, E.A., & Di Giovanni, G. D. (2011). Agricultural and Rural Watersheds. In: Hagedorn, C., Blanch, A., Harwood, V. (eds) Microbial Source Tracking: Methods, Applications, and Case Studies. Springer, New York, NY.
- Farrell, M. L., Joyce, A., Duane, S., Fitzhenry, K., Hooban, B., Burke, L. P., & Morris, D. (2021). Evaluating the potential for exposure to organisms of public health concern in naturally occurring bathing waters in Europe: A scoping review. *Water Research, 206*, 117711.
- Federigi, I., Verani, M., Donzelli, G., Cioni, L., & Carducci, A. (2019). The application of quantitative microbial risk assessment to natural recreational waters: a review. *Marine pollution bulletin, 144*, 334-350.
- Ferley JP, Zmirou D, Balducci F, Baleux B, Fera P, Larbaigt G et al. (1989). Epidemiological significance of microbiological pollution criteria for river recreational waters. Int J Epidemiol 1989, 18(1):198-205.
- Fleisher, J. M., Fleming, L. E., Solo-Gabriele, H. M., Kish, J. K., Sinigalliano, C. D., Plano, L., & Backer, L. C. (2010). The BEACHES Study: health effects and exposures from non-point source microbial contaminants in subtropical recreational marine waters. *International journal of epidemiology, 39*(5), 1291-1298.
- Fleisher, J. M., Kay, D., Salmon, R. L., Jones, F., Wyer, M. D., & Godfree, A. F. (1996). Marine waters contaminated with domestic sewage: nonenteric illnesses associated with bather exposure in the United Kingdom. *American journal of public health, 86*(9), 1228-1234.
- Gabrielli, A. F., & Garba Djirmay, A. (2023). Schistosomiasis in Europe. *Current Tropical Medicine Reports*, 1-9.
- Gantzer, C., Dubois, É., Crance, J. M., Billaudel, S., Kopecka, H., Schwartzbrod, L., & Le Guyader, F. (1998). Devenir des virus entériques en mer et influence des facteurs environnementaux. *Oceanologica acta, 21*(6), 983-992.
- García-Aljaro C., Ballesté E., Muniesa M. et al. (2017). Determination of crAssphage in water samples and applicability for tracking human faecal pollution . Microb Biotechnol, 10 :1775 –80.
- García-García, L.M., Campos, C.J.A., Kershaw, S., Younger, A., Bacon, J. (2021). Scenarios of intermittent E. coli contamination from sewer overflows to shellfish growing waters: The Dart Estuary case study. Marine Pollution Bulletin 167, 112332.
- Gholipour, S., Nikaeen, M., Rabbani, D., Mohammadi, F., Manesh, R. M., Besharatipour, N., & Bina, B. (2023). Occurrence of enteric and non-enteric microorganisms in coastal waters impacted by anthropogenic activities: A multi-route QMRA for swimmers. *Marine Pollution Bulletin, 188*, 114716.
- Gitter, A., Gidley, M., Mena, K. D., Ferguson, A., Sinigalliano, C., Bonacolta, A., & Solo-Gabriele, H. (2023). Integrating microbial source tracking with quantitative microbial risk assessment to evaluate site specific risk based thresholds at two South Florida beaches. Frontiers in microbiology, 14.
- Goubert J.-P. (1986). *La conquête de l'eau. L'avènement de la santé à l'âge industriel*. Paris, Hachette Pluriel.
- Gourmelon, M., Caprais, M. P., Kay, D., & Stapleton, C. (2010). Techniques de dépistage des sources de pollution microbiennes-Méthodologies, application et retour d'expériences en France et au Royaume-Uni. *Techniques Sciences Méthodes*, (4), 54-64.
- Graham, D. Y., Dufour, G. R., & Estes, M. K. (1987). Minimal infective dose of rotavirus. *Archives of virology, 92*, 261-271.

- Griffith, J. F., Weisberg, S. B., & McGee, C. D. (2003). Evaluation of microbial source tracking methods using mixed fecal sources in aqueous test samples. *Journal of Water and Health, 1*(4), 141-151.
- Guevara, S. A., Crunkhorn, M. L., Drew, M., Waddington, G., Périard, J. D., Etxebarria, N., & Charlton, P. (2023). Injury and illness in short-course triathletes: A systematic review. *Journal of Sport and Health Science*.
- Guillerme A. (1991). De l'humide au sec vers la fin des saisons : La disparition des milieux naturels urbains, XVIII[e]-XIX[e] siècles. *Les Annales de la recherche urbaine*, Persée-Portail des revues scientifiques en SHS.
- Guillot - Le Goff, A., Angelotti, N., Carmigniani, R., Souza, G.C., Saad, M., Dubois, P., Vinçon-Leite, B. (1991). Prévision de la qualité microbiologique des milieux aquatiques : modélisation hydrodynamique pour anticiper des épisodes de contamination microbiologique sur des sites de baignade urbaine., in : Novatech 2023 : 11[e] Conférence Internationale Sur l'eau Dans La Ville. GRAIE, Lyon, France.
- Gunter, H., Bradley, C., Hannah, D. M., Manaseki-Holland, S., Stevens, R., & Khamis, K. (2023). *Advances in quantifying microbial contamination in potable water: Potential of fluorescence-based sensor technology. Wiley Interdisciplinary Reviews: Water, 10*(1), e1622.
- Guo, Y., Sivakumar, M., & Jiang, G. (2022). Decay of four enteric pathogens and implications to wastewater-based epidemiology: Effects of temperature and wastewater dilutions. *Science of The Total Environment, 819*, 152000.
- Haas, C. N., Thayyar-Madabusi, A., Rose, J. B., & Gerba, C. P. (1999). Development and validation of dose-response relationship for Listeria monocytogenes. *Quantitative Microbiology, 1*, 89-102.
- Haile RW., Witte JS., Gold M., Cressey R., McGee C., Millikan RC. et al. (1999). The health effects of swimming in ocean water contaminated by storm drain runoff. *Epidemiology* (Cambridge, Mass), 10(4):355–63.
- Harder-Lauridsen, N. M., Kuhn, K. G., Erichsen, A. C., Mølbak, K., & Ethelberg, S. (2013). Gastrointestinal illness among triathletes swimming in non-polluted versus polluted seawater affected by heavy rainfall, Denmark, 2010-2011. *PloS one, 8*(11), e78371.
- Harke, M. J., Steffen, M. M., Gobler, C. J., Otten, T. G., Wilhelm, S. W., Wood, S. A., & Paerl, H. W. (2016). A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium, *Microcystis spp. Harmful algae, 54*, 4-20.
- Haugland, R. A., Varma, M., Sivaganesan, M., Kelty, C., Peed, L., & Shanks, O. C. (2010). Evaluation of genetic markers from the 16S rRNA gene V2 region for use in quantitative detection of selected Bacteroidales species and human fecal waste by qPCR. *Systematic and Applied Microbiology, 33*(6), 348-357.
- Herrig, Ilona M., Simone I. Boeer, Nicole Brennholt, et Werner Manz. (2015). Development of multiple linear regression models as predictive tools for fecal indicator concentrations in a stretch of the lower Lahn River, Germany. *Water Research 85* (novembre): 148-57. https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.006.
- Hilborn, E. D., & Beasley, V. R. (2015). One health and cyanobacteria in freshwater systems: animal illnesses and deaths are sentinel events for human health risks. *Toxins, 7*(4), 1374-1395.
- Holcomb, David A., and Jill R. Stewart. (2020). Microbial indicators of fecal pollution: recent progress and challenges in assessing water quality. Current environmental health reports 7:311-324.
- Huisman, J., Codd, G. A., Paerl, H. W., Ibelings, B. W., Verspagen, J. M., & Visser, P. M. (2018). Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology, 16*(8), 471-483.
- Hunter, P. R. (2003). Drinking water and diarrhoeal disease due to Escherichia coli. *Journal of water and health, 1*(2), 65-72.
- Instruction DGS/EA4/2020/111 du 2 juillet 2020, relative aux modalités de recensement, gestion et classement des eaux de baignade, Ministère des solidarités et de la santé, p. 27

- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2013). Climatechange 2013: The physical science basis. InProc., Contribution ofWorking Group I to the 5th Assessment Report of the IntergovernmentalPanel on Climate Change. New York: Cambridge University Press.
- Jensen J. S., Lauridsen E. H., Fratini C. F., Hoffmann B. (2015). Harbour bathing and the urban transition of water in Copenhagen: junctions, mediators, and urban navigations, *Environment and Planning A* vol. 47, n° 3, p. 554-570.
- Jofre, J., Lucena, F., Blanch, A. R., & Muniesa, M. (2016). Coliphages as model organisms in the characterization and management of water resources. *Water, 8*(5), 199.
- Johnson, D. C., Enriquez, C. E., Pepper, I. L., Davis, T. L., Gerba, C. P., & Rose, J. B. (1997). Survival of Giardia, Cryptosporidium, poliovirus and Salmonella in marine waters. *Water Science and Technology, 35*(11-12), 261-268.
- Karim, L., Hossain, N., Khan, N., Shorfuzzaman, M., Almhana, J., & Nasser, N. (2023). Sensor-based Wastewater Monitoring Framework to Detect COVID-19. In 2023 19th International Conference on Wireless and Mobile Computing, Networking and Communications (WiMob) (pp. 387-392). IEEE.
- Kay D., Fleisher JM., Salmon RL., Jones F., Wyer MD., Godfree AF. et al. (1994). Predicting likelihood of gastroenteritis from sea bathing: results from randomized exposure. *Lancet 344*(8927):905-909.
- King, J., Ahmadian, R., Falconer, R.A. (2021). Hydro-epidemiological modelling of bacterial transport and decay in nearshore coastal waters. *Water Research 196*, 117049.
- Kistemann, T., Schmidt, A., & Flemming, H. C. (2016). Post-industrial river water quality-Fit for bathing again?. International *Journal of Hygiene and Environmental Health, 219*(7), 629-642.
- Kitajima, M., Sassi, H. P., & Torrey, J. R. (2018). Pepper mild mottle virus as a water quality indicator. npj Clean Water, 1, Article 19.
- Kopmann, R., Markofsky, M. (2000). Three-dimensional water quality modelling with TELEMAC-3D. *Hydrological Processes 14*, 2279–2292.
- Korajkic, A., Badgley, B. D., Brownell, M. J., & Harwood, V. J. (2009). Application of microbial source tracking methods in a Gulf of Mexico field setting. *Journal of applied microbiology, 107*(5), 1518-1527.
- Korajkic, A., McMinn, B. R., & Harwood, V. J. (2018). Relationships between microbial indicators and pathogens in recreational water settings. *International Journal of Environmental Research and Public Health, 15*(12), 2842.
- Kozak, C., Fernandes, C. V. S., Braga, S. M., Prado, L. L. do., Froehner, S. & Hilgert, S. (2019). Water quality dynamic during rainfall episodes: Integrated approach to assess diffuse pollution using automatic sampling. *Environmental Monitoring and Assessment, 191*(6), 402.
- Krkljes, D., Kitic, G., Petes, C., Birgermajer, S., Stanojev, J., Bajac, B., ... & Matovic, J. (2024). Multiparameter water quality monitoring system for continuous monitoring of fresh waters. IEEE Sensors Journal, 24:7.
- Le Bas, A. (2010). « Baignades, bains et piscines. Loisirs et sports aquatiques en Île-de-France aux XIXe et XXe siècles », in Je plonge, tu trempes, il barbote, nous nageons... Baignades et bassins en Essonne, Athis-Mons : Maison de Banlieue et de l'Architecture, p. 7-14.
- LeChevallier, M. W., Norton, W. D., & Lee, R. G. (1991). Occurrence of Giardia and Cryptosporidium spp. in surface water supplies. *Applied and Environmental Microbiology, 57*(9), 2610-2616
- Leggett, H. C., Cornwallis, C. K., & West, S. A. (2012). Mechanisms of pathogenesis, infective dose and virulence in human parasites. *PLoS pathogens, 8*(2), e1002512.
- Lestel L., Carré C., (dir.). (2017). *Les rivières urbaines et leur pollution*, Quae.

- Lestel L., Carré C., Mouchel J.-M. (2017). « Paris et la Seine : l'impossible équipement d'une agglomération ». in Lestel L., Carré C., (dir.). *Les rivières urbaines et leur pollution*, Quae, p. 29-78.
- Levêque P. (1981). *Louis Girard, Nouvelle histoire de Paris. La Deuxième République et le Second Empire (1848-1870).* Paris, Hachette, 1981.
- Macroux, L. (2020). Pour une ouverture de la baignade en Marne ; Recherche des risques potentiels sur le milieu et réponses aux exigences sanitaires. Rapport d'étude, Syndicat Mixte Marne-Vive, 58 pages.
- Malham, S. K., Rajko-Nenow, P., Howlett, E., Tuson, K. E., Perkins, T. L., Pallett, D. W., ... & McDonald, J. E. (2014). The interaction of human microbial pathogens, particulate material and nutrients in estuarine environments and their impacts on recreational and shellfish waters. *Environmental Science: Processes & Impacts, 16*(9), 2145-2155.
- Malla, B., & Haramoto, E. (2020). Host-specific mitochondrial DNA markers for tracking the sources of fecal pollution. *Current Opinion in Environmental Science & Health, 16*, 34-46.
- Mälzer, H. J., aus der Beek, T., Müller, S., & Gebhardt, J. (2016). Comparison of different model approaches for a hygiene early warning system at the lower Ruhr River, Germany. *International journal of hygiene and environmental health, 219*(7), 671-680.
- Manjakkal, L., Mitra, S., Petillot, Y. R., Shutler, J., Scott, E. M., Willander, M., & Dahiya, R. (2021). Connected sensors, innovative sensor deployment, and intelligent data analysis for online water quality monitoring. *IEEE Internet of Things Journal, 8*(18), 13805-13824.
- Martellini, A., Payment, P., & Villemur, R. (2005). Use of eukaryotic mitochondrial DNA to differentiate human, bovine, porcine and ovine sources in fecally contaminated surface water. *Water research, 39*(4), 541-548.
- Mayer, R. E., Reischer, G. H., Ixenmaier, S. K., Derx, J., Blaschke, A. P., Ebdon, J. E., ... & Farnleitner, A. H. (2018). Global distribution of human-associated fecal genetic markers in reference samples from six continents. *Environmental science & technology, 52*(9), 5076-5084.
- McBride, G. (2007). Microbial risk assessment modeling. *Statistical Framework for Recreational Water Quality Criteria and Monitoring*, 135-151.
- McFeters, G. A., & Terzieva, S. I. (1991). Survival of Escherichia coli and Yersinia enterocolitica in stream water: comparison of field and laboratory exposure. *Microbial ecology, 22*, 65-74.
- Medema, G. J., Payment, P., Dufour, A., Robertson, W., Waite, M., Hunter, P., ... & Andersson, Y. (2003). Safe drinking water: an ongoing challenge. *Assessing Microbial Safety of Drinking Water*, 11.
- Mouchel J-M, Lucas FS, Moulin L, Wurtzer S, Euzen A, Haghe J-P, Rocher V, Azimi S, Servais P. (2020). Bathing Activities and Microbiological River Water Quality in the Paris Area: A Long-Term Perspective. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 323–353.
- Moulin, C., Petitjean, A., Gailhard, J. (1996). Development of water quality models within the TELEMAC system and recent applications. Presented at the Proceedings of the International Conference on Development and Application of Computer Techniques to Environmental Studies, pp. 661–673.
- Moutiez J. (2020). « La ludification de l'espace public comme outil de programmation urbaine chez les concepteur·ice·s des espaces publics européens contemporains », *Paris projet, n° 44*, p. pp. 106-108.
- Moutiez J. (2021). « Se baigner à nouveau dans la Seine : l'héritage promis par les Jeux olympiques et paralympiques de Paris 2024 », *Projets de paysage. Revue scientifique sur la conception et l'aménagement de l'espace*, n° 25.
- Naloufi, M., Lucas, F. S., Souihi, S., Servais, P., Janne, A., & Wanderley Matos De Abreu, T. (2021). Evaluating the performance of machine learning approaches to predict the microbial quality of surface waters and to optimize the sampling effort. *Water, 13*(18), 2457.

- Newton, R. J., VandeWalle, J. L., Borchardt, M. A., Gorelick, M. H., & McLellan, S. L. (2011). Lachnospiraceae and Bacteroidales alternative fecal indicators reveal chronic human sewage contamination in an urban harbor. *Applied and environmental microbiology, 77*(19), 6972-6981.
- O'Neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. A., & Gobler, C. J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful algae, 14*, 313-334.
- Offenbaume, K.L., Bertone. E., Stewart, R.A. (2020). Monitoring Approaches for Faecal Indicator Bacteria in Water: Visioning a Remote Real-Time Sensor for E. coli and Enterococci. *Water* 2020, 12, 2591.
- Okhuysen, P. C., Chappell, C. L., Crabb, J. H., Sterling, C. R., & DuPont, H. L. (1999). Virulence of three distinct Cryptospovidium parvum isolates for healthy adults. *The Journal of infectious diseases, 180*(4), 1275-1281.
- Pachepsky, Y. A., & Shelton, D. R. (2011). Escherichia coli and fecal coliforms in freshwater and estuarine sediments. *Critical reviews in environmental science and technology, 41*(12), 1067-1110.
- Park, J., Kim, K.T., Lee, W.H. (2020). Recent Advances in Information and Communications Technology (ICT) and Sensor Technology for Monitoring Water Quality. *Water* 2020, 12, 510.
- Parkkali, S., Joosten, R., Fanoy, E., Pijnacker, R., van Beek, J., Brandwagt, D., & van Pelt, W. (2017). Outbreak of diarrhoea among participants of a triathlon and a duathlon on 12 July 2015 in Utrecht, the Netherlands. *Epidemiology & Infection, 145*(10), 2176-2184.
- Paruch, A. M., & Mæhlum, T. (2012). Specific features of Escherichia coli that distinguish it from coliform and thermotolerant coliform bacteria and define it as the most accurate indicator of faecal contamination in the environment. *Ecological Indicators, 23*, 140-142.
- Payment, P., & Franco, E. (1993). Clostridium perfringens and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking water treatment for viruses and protozoan cysts. *Applied and environmental microbiology, 59*(8), 2418-2424.
- Penna, P., Baldrighi, E., Betti, M., Bolognini, L., Campanelli, A., Capellacci, S., ... & Marini, M. (2021). Water quality integrated system: A strategic approach to improve bathing water management. *Journal of Environmental Management, 295*, 113099.
- Pilotto, L. S., Douglas, R. M., Burch, M. D., Cameron, S., Beers, M., Rouch, G. J., ... & Attewell, R. G. (1997). Health effects of exposure to cyanobacteria (blue-green algae) during recreational water-related activities. *Australian and New Zealand journal of public health, 21*(6), 562-566.
- Prevost, B., Lucas, F. S., Goncalves, A., Richard, F., Moulin, L., & Wurtzer, S. (2016). Large scale survey of enteric viruses in river and waste water underlines the health status of the local population. *Environment international, 79*, 42-50.
- Prevost, B., M. Goulet, F.S. Lucas, M. Joyeux, L. Moulin, et S. Wurtzer. (2016). Viral Persistence in Surface and Drinking Water: Suitability of PCR Pre-Treatment with Intercalating Dyes. Water Research 91 (mars) : 68-76. https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.049.
- Prüss, A. (1998). Review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational water. *International journal of epidemiology, 27*(1), 1-9.
- Purnell, S., Ebdon, E., Taylor, H. (2011). Bacteriophage lysis of Enterococcus host strains: A tool for microbial source tracking? *Environ. Sci. Technol. 45* (24), 10699–10705.
- Purnell, S., Ebdon, E., Wilkins, H., Taylor, H. (2018). Human-specific phages infecting Enterococcus host strain MW47: are they reliable microbial source tracking markers?J. *Appl. Microbiol. 124* (5), 1274–1282.
- Purnell, S., Halliday, A., Newman, F., Sinclair, C., & Ebdon, J. (2020). Pathogen infection risk to recreational water users, associated with surface waters impacted by de facto and indirect potable reuse activities. *Science of The Total Environment, 722*, 137799.

- Qin, Y. (2020). Urban flooding mitigation techniques: A systematic review and future studies. *Water, 12*(12), 3579.
- Rendtorff, R. C. (1979). *The experimental transmission of Giardia lamblia among volunteer subjects. Waterborne transmission of giardiasis*, 45268, 64-81.
- Ribet C. (2011). « Nager à Paris. Entre compétitions olympiques et baignades urbaines ». in Martin S., (dir.). *Aménager la ville avec l'eau, pour une meilleure résilience face aux changements globaux, Presses des Ponts*, p. 255-266.
- Rocher V., Azimi S., Bernier J., Guerin-Rechdaoui S., Mailler R., Pichon S., Gonçalves A., Rousselot O., Mouchel J-.M., Lucas F. (2016). Qualité microbiologique des eaux en agglomération parisienne. Johanet, Paris, France.
- Rosario, K., Symonds, E. M., Sinigalliano, C., Stewart, J., & Breitbart, M. (2009). Pepper mild mottle virus as an indicator of fecal pollution. *Applied and environmental microbiology, 75*(22), 7261-7267.
- Rose, J. B., Daeschner, S., Easterling, D. R., Curriero, F. C., Lele, S., & Patz, J. A. (2000). Climate and waterborne disease outbreaks. *Journal-American Water Works Association, 92*(9), 77-87.
- Rosen, B. H., Croft, R., Atwill, E. R., Wade, S., & Stehman, S. (2000). *Waterborne pathogens in agricultural watersheds*. US Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, Watershed Science Institute.
- Rozen, Y., & Belkin, S. (2001). Survival of enteric bacteria in seawater. *FEMS microbiology reviews, 25*(5), 513-529.
- Russo, G. S., Eftim, S. E., Goldstone, A. E., Dufour, A. P., Nappier, S. P., & Wade, T. J. (2020). Evaluating health risks associated with exposure to ambient surface waters during recreational activities: a systematic review and meta-analysis. *Water Research, 176*, 115729.
- Sampson, A., Owusu-Ansah, E. D. G. J., Mills-Robertson, F. C., Ayi, I., Abaidoo, R. C., Hald, T., & Permin, A. (2017). Probabilistic quantitative microbial risk assessment model of farmer exposure to Cryptosporidium spp. in irrigation water within Kumasi Metropolis-Ghana. *Microbial Risk Analysis, 6*, 1-8.
- Schets, F. M., Husman, A. D. R., & Havelaar, A. H. (2011a). Disease outbreaks associated with untreated recreational water use. *Epidemiology & Infection, 139*(7), 1114-1125.
- Schets, F. M., Schijven, J. F., & de Roda Husman, A. M. (2011b). Exposure assessment for swimmers in bathing waters and swimming pools. *Water research, 45*(7), 2392-2400.
- Schill, W. B., & Mathes, M. V. (2008). Real-time PCR detection and quantification of nine potential sources of fecal contamination by analysis of mitochondrial cytochrome b targets. *Environmental science & technology, 42*(14), 5229-5234.
- Seis, W., Zamzow, M., Caradot, N., & Rouault, P. (2018). On the implementation of reliable early warning systems at European bathing waters using multivariate Bayesian regression modelling. *Water Research, 143*, 301-312.
- Selbach, C., Soldánová, M., & Sures, B. (2016). Estimating the risk of swimmer's itch in surface waters–A case study from Lake Baldeney, River Ruhr. *International Journal of Hygiene and Environmental Health, 219*(7), 693-699.
- Servais P., Billen G., Goncalves A., Garcia-Armisen T. (2007). Modelling microbiological water quality in the Seine river drainage network: past, present and future situations. Hydrology and earth system sciences discussions 11:1581–1592.
- Shibata T., Solo-Gabriele H-.M., Fleming L-.E., Elmir S. (2004). Monitoring marine recreational water quality using multiple microbial indicators in an urban tropical environment. *Water Res. 2004, 38* (13): 3119-3131.
- Simões, J., & Dong, T. (2018). Continuous and real-time detection of drinking-water pathogens with a low-cost fluorescent optofluidic sensor. *Sensors, 18*(7), 2210.
- Soldánová, M., Selbach, C., Kalbe, M., Kostadinova, A., & Sures, B. (2013). Swimmer's itch: etiology, impact, and risk factors in Europe. *Trends in Parasitology, 29*(2), 65-74.

- Sorensen, J. P., Baker, A., Cumberland, S. A., Lapworth, D. J., MacDonald, A. M., Pedley, S., & Ward, J. S. (2018). Real-time detection of faecally contaminated drinking water with tryptophan-like fluorescence: defining threshold values. *Science of the Total Environment, 622*, 1250-1257.
- Stachler, E., Kelty, C., Sivaganesan, M., Li, X., Bibby, K., & Shanks, O. C. (2017). Quantitative CrAssphage PCR assays for human fecal pollution measurement. *Environmental science & technology, 51*(16), 9146-9154.
- Stewart, I., Webb, P. M., Schluter, P. J., & Shaw, G. R. (2006b). Recreational and occupational field exposure to freshwater cyanobacteria–a review of anecdotal and case reports, epidemiological studies and the challenges for epidemiologic assessment. *Environmental Health, 5*(1), 1-13.
- Stewart, I., Webb, P. M., Schluter, P. J., Fleming, L. E., Burns Jr, J. W., Gantar, M., ... & Shaw, G. R. (2002). Acute Effects of Recreational Exposure to Freshwater Cyanobacteria—a Prospective Epidemiology Study. *Harmful Algae, 473*-5.
- Stewart, I., Webb, P. M., Schluter, P. J., Fleming, L. E., Burns, J. W., Gantar, M., & Shaw, G. R. (2006a). Epidemiology of recreational exposure to freshwater cyanobacteria–an international prospective cohort study. *BMC Public Health, 6*, 1-11.
- Stocker, M. D., Smith, J. E., Hernandez, C., Macarisin, D., & Pachepsky, Y. (2019). Seasonality of E. coli and enterococci concentrations in creek water, sediment, and periphyton. *Water, Air, & Soil Pollution, 230*, 1-12.
- Strathmann, M., Horstkott, M., Koch, C., Gayer, U., & Wingender, J. (2016). The River Ruhr–an urban river under particular interest for recreational use and as a raw water source for drinking water: The collaborative research project "Safe Ruhr"–microbiological aspects. *International Journal of Hygiene and Environmental Health, 219*(7), 643-661.
- Sunger, N., Hamilton, K. A., Morgan, P. M., & Haas, C. N. (2019). Comparison of pathogen-derived 'total risk'with indicator-based correlations for recreational (swimming) exposure. *Environmental Science and Pollution Research, 26*, 30614-30624.
- Suppes, L. M., Abrell, L., Dufour, A. P., & Reynolds, K. A. (2014). Assessment of swimmer behaviors on pool water ingestion. *Journal of water and health, 12*(2), 269-279.
- Teunis, PFM., van der Heijden, OG., van der Giessen, JWB., Havelaar, AH. (1996). The dose response relation in human volunteersfor gastro-intestinal pathogens. Technical Report 284550002,Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM.
- Teunis, PFM., van der Heijden, OG., van der Giessen, JWB., Havelaar, AH. (1996). Norwalk virus: how infectious is it? *Journal of medical virology, 80*(8), 1468-1476.
- Teysseire R., Corbière R., Arnac A. (2013). *Histoire de la baignade en Seine : les modalités de sa réglementation*, Mémoire, AgroParisTech.
- Timm, C., Luther, S., Jurzik, L., Hamza, I. A., & Kistemann, T. (2016). Applying QMRA and DALY to assess health risks from river bathing. *International Journal of Hygiene and Environmental Health, 219*(7), 681-692.
- Tiwari, A., Oliver, D.M., Bivins A., Sherchan S. P., & Pitkänen, T. (2021). Bathing Water Quality Monitoring Practices in Europe and the United States. *International Journal of Environmental Research and Public Health 18* (11): 5513. https://doi.org/10.3390/ijerph18115513.
- Toribio-Avedillo, D., Blanch, A. R., Muniesa, M., & Rodríguez-Rubio, L. (2021). Bacteriophages as fecal pollution indicators. *Viruses, 13*(6), 1089.
- Tran Khac, V., Hong, Y., Plec, D., Lemaire, B.J., Dubois, P., Saad, M., Vinçon-Leite, B. (2018). An automatic monitoring system for high-frequency measuring and real-time management of cyanobacterial blooms in urban water bodies. Processes 6, 11. https://doi.org/10.3390/pr6020011.

- Unno, T., Staley, C., Brown, C. M., Han, D., Sadowsky, M. J., & Hur, H. G. (2018). Fecal pollution: new trends and challenges in microbial source tracking using next-generation sequencing. *Environmental microbiology, 20*(9), 3132-3140.
- US. EPA. Environmental Protection Agency. (2012). Recreational Water Quality Criteria EPA -820-F-12-061 2012 U.S EPA, Washington, DC.
- Van, L. A., Nguyen, K. D., Le Marrec, F., & Jairy, A. (2022). Development of a tool for modeling the fecal contamination in rivers with turbulent flows—application to the Seine et Marne Rivers (Parisian Region, France). *Water, 14*(8), 1191.
- Vergara, G. G. R. V., Rose, J. B., & Gin, K. Y. H. (2016). Risk assessment of noroviruses and human adenoviruses in recreational surface waters. *Water Research, 103*, 276-282.
- Wade, T. J., Pai, N., Eisenberg, J. N., & Colford Jr, J. M. (2003). Do US Environmental Protection Agency water quality guidelines for recreational waters prevent gastrointestinal illness? A systematic review and meta-analysis. *Environmental health perspectives, 111*(8), 1102-1109.
- Wait, D. A., and M. D. Sobsey. (2021). Comparative survival of enteric viruses and bacteria in Atlantic Ocean seawater. *Water Science and Technology 43*.12: 139-142.
- Waldman, P., Lucas, F. S., Varrault, G., Moulin, L., & Wurtzer, S. (2020). Hydrophobic organic matter promotes coxsackievirus B5 stabilization and protection from heat. Food and environmental virology, 12, 118-129.
- Ward, RL., Bernstein, DI., Young, EC., Sherwood, JR., Knowlton, DR., Schiff, GM. (1986). Human Rotavirus studies in volunteers: Determination of infectious dose and serological response to infection. J Infect Dis154:871 – 880.
- Wiedenmann, A., Krüger, P., Dietz, K., López-Pila, J. M., Szewzyk, R., & Botzenhart, K. (2006). A randomized controlled trial assessing infectious disease risks from bathing in fresh recreational waters in relation to the concentration of Escherichia coli, intestinal enterococci, Clostridium perfringens, and somatic coliphages. *Environmental health perspectives, 114*(2), 228-236.
- World Health Organization. (1999). Health-based monitoring of recreational waters: The feasibility of a new approach (The Annapolis protocol). Protection of the human environment water, sanitation and health series. WHO/SDE/WSG/99.1.
- World Health Organization (2018). WHO Recommendations on Scientific, Analytical and Epidemiological Developments Relevant to the Parameters for Bathing Water Quality in the Bathing Water Directive (2006/7/EC); World Health Organization: Geneva, Switzerland, 2018.
- World Health Organization. (2003). Guidelines for safe recreational water environments. *Coastal and Fresh Waters, 1*, 1-219.
- World Health Organization. (2021). Guidelines on recreational water quality. Volume 1: Coastal and fresh waters. World Health Organization.
- Wu, J., Long, S. C., Das, D., & Dorner, S. M. (2011). Are microbial indicators and pathogens correlated? A statistical analysis of 40 years of research. *Journal of water and health, 9*(2), 265-278.
- Xiao, Y., Wang, Z., Zhang, T., Liang, D., Gu, R., Yuan, K. (2022). TELEMAC modelling of the influence of the Poyang Lake Hydraulic Project on the habitat of Vallisneria natans. Sci Rep 12, 7278. https://doi.org/10.1038/s41598-022-11314-5.
- Zambriski, J. A., Nydam, D. V., Wilcox, Z. J., Bowman, D. D., Mohammed, H. O., & Liotta, J. L. (2013). Cryptosporidium parvum: Determination of ID50 and the dose–response relationship in experimentally challenged dairy calves. *Veterinary parasitology, 197*(1-2), 104-112.

Glossaire

- **Acide performique :** c'est une molécule dérivée de l'acide formqiue, et qui possède un groupement peroxide lui donnant un fort pouvoir oxydant.
- **Agent étiologique :** synonyme d'un agent infection, correspond à un organisme capable d'engendrer des lésions ou des maladies.
- **Anaérobie :** pour un organisme, cela signifie que l'oxygène est absent des réactions chimiques.
- **Coagulase :** ou staphylocoagulase est une enzyme capable de faire coaguler le plasma sanguin.
- **Coliforme :** bactéries du genre Enterobacterales, l'espèce la plus souvent associée à ce groupe est *Escherichia coli*.
- **Coliphage somatique :** correspond à un virus capable d'infecter des bactéries dites coliformes comme *E. coli*. Ce sont des virus non pathogènes pour l'être humain.
- **Cyste :** ou kyste correspond à un stade d'un organisme s'entourant provisoirement d'une matrice ou d'une enveloppe épaisse et résistante au milieu hostile dans l'attente de conditions plus favorables pour reprendre son cycle de vie.
- **Échevin :** correspond à un ancien magistrat nommé par un seigneur pour rendre la justice sur ses terres.
- **Étiage :** en hydrologie cela correspond au débit minimal d'un cours d'eau.
- **Eucaryote :** domaine biologique qui regroupe les organismes uni- ou pluricellulaires dont les cellules possèdent un noyau.
- **Eutrophisation :** processus d'accumulation des nutriments dans un milieu.
- **Fluorophore :** Substance formée par la combinaison d'un fluorochrome et la molécule ou organisme qu'il a marqué pour un examen en fluorescence.
- **Hétérotrophe :** caractérise les organismes qui consomment de la matière organique pour produire ses propres constituants.
- **Ludification :** correspond à l'utilisation de mécaniques issus des jeux appliqués à d'autres domaines, afin d'augmenter l'acceptabilité et/ou l'apprentissage.
- **Marqueur génétique :** correspond à de courts segments d'ADN ayant une localisation précise et connue dans le génome. Il sert notamment à l'identification des espèces.
- **Myalgie :** douleurs musculaires.
- **Oocyste :** aussi appelé ookyste, il s'agit de l'œuf encapsulé des protozoaires sporozoaires.
- **Protozoaire :** désigne des organismes eucaryotes unicellulaires (pour la grande majorité), pouvant être responsables de nombreuses maladies (ex. le paludisme).
- **Schistosome :** ver hématophage responsable de la bilharziose aussi appelée schistosomiase.
- **Toxigéne :** en biologie, qui produit des toxines.
- **Turbidité :** caractérise la teneur des matières en suspension qui trouble un liquide.

Sigles

- **ADHF-F :** Défense de l'habitat fluvial de France
- **ADN :** Acide Désoxyribonucléique
- **AdV :** Adénovirus
- **AESN :** Agence de l'eau Seine Normandie
- **AFNDR :** Agence nationale des fréquences
- **AFSSET :** Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail
- **APUR :** Atelier parisien d'urbanisme
- **ARCEAU IdF :** Association Recherche-Collectivités dans le domaine de l'Eau en Île-de-France
- **ARN :** Acide ribonucléique
- **ARS :** Agence régionale de la santé
- **BIF :** Bactérie indicatrice de contamination fécale
- **BnF :** Bibliothèque nationale de France
- **CE (EC) :** Commission européenne
- **CEE :** Communauté économique européenne
- **CLE :** Commission locale de l'eau
- **CRECEP :** Collectif Régional d'Experts et de Citoyens pour l'Environnement et le Patrimoine
- **DBO :** Demande biochimique en oxygène
- **DCE :** Directive-cadre sur l'eau
- **DCO :** Demande chimique en oxygène
- **DERU :** Directive Eaux résiduaires urbaines
- **DGS :** Direction générale de la santé
- **DRIEAT :** Direction régionale et interdépartementale de l'environnement, de l'aménagement et des transports
- **DRIEE :** Direction régionale et interdépartementale de l'environnement et de l'énergie
- **DWC :** Ville numérique d'eau
- **EEA :** Zone économique européenne
- **EPT :** Établissement public territorial
- **ERN :** Réseau européen des rivières
- **GEMAPI :** Gestion des milieux aquatiques et prévention des inondations
- **IoT :** Intelligence des choses

- **IPCC :** Groupe d'experts intergouvernemental sur les changements climatiques
- **IRN :** Réseau international des rivières
- **ISO :** Organisation internationale de normalisation
- **JOP :** Jeux olympiques de Paris
- **LBUE :** Laboratoire des baignades urbaines expérimentales
- **Leesu :** Laboratoire Eau, environnement et systèmes urbains
- **LHSV :** Laboratoire d'Hydraulique Saint-Venant
- **LiSSi :** Laboratoire Images, Signaux et Systèmes Intelligents
- **MGP :** Métropole du Grand Paris
- **Mocopee :** Modélisation Contrôle et Optimisation des Procédés d'Épuration des Eaux
- **MOD :** Matière organique dissoute
- **MST :** Suivi des sources microbiennes
- **NGS :** Séquençage de nouvelle génération
- **NOAEL :** Dose sans effet nocif observable
- **NPP :** Nombre le plus probable
- **NSQD :** Base de données nationale sur la qualité des eaux pluviales
- **NV :** Norovirus
- **OMS :** Organisation mondiale de la santé
- **OPUR :** Observatoire d'hydrologie urbaine en Île-de-France
- **PCR (qPCR) :** Réaction en chaine par polymérase
- **PIREN-Seine :** Programme interdisciplinaire de Recherche sur l'eau et l'environnement du bassin de la Seine
- **PMMoV :** Virus de la marbrure légère du piment
- **QMRA :** Analyse quantitative du risque microbien
- **RAV :** Rotavirus
- **RR :** Risque relatif
- **RUTP :** Rejet urbain de temps de pluie
- **SAGE :** Schéma d'aménagement et de gestion de l'eau
- SEDIF : Syndicat des Eaux de l'Île-de-France
- **SIAAP :** Syndicat intercommunal pour l'assainissement de l'agglomération parisienne
- **SMV :** Syndicat Marne-Vive
- **STEU :** Stations de traitement des eaux usées
- **UV :** Ultraviolets
- **VNF :** Voies navigables de France
- **WHO :** Organisation mondiale de la santé
- **WWF :** Fonds mondial pour la nature

Notes

Notes

Pour citer cet ouvrage :

G. Bouleau, F. Lucas, J.-M. Mouchel (2024), La baignade en Seine et en Marne, Fascicule #21 du PIREN-Seine, ISBN : 978-2-490463-16-9, ARCEAU-IdF, 96 p.

Cet ouvrage est édité par la cellule transfert des connaissances du PIREN-Seine, et son contenu est issu des recherches menées au sein du programme. Sauf mention contraire, les productions du PIREN-Seine sont régies par licence Creative Communs CC-BY-NC-SA v4.0 ou ultérieure (pas d'utilisation commerciale, partage des conditions initiales à l'identique).

Editeur :

ARCEAU-IdF 2024
www.arceau-idf.fr

Création graphique et impression :

www.idbleue.com

PEFC/10-31-1510 IMPRIM'VERT®

Crédits photos :

Photo de couverture, p. 75, p. 77 : Gabrielle Bouleau • p. 4, p. 6, pp. 51/52/53, p. 60, pp. 62/63, p. 71, p. 73 : Julia Moutiez
p. 7, pp. 18/19/20/21, p. 76 : Gaële Rouillé-Kielo • pp. 8/9, p. 15, p. 17 : Gallica BnF • p. 15 : Paris Musées / Musée Carnavalet – Histoire de Paris
p. 15 : Archives départementales du Val-de-Marne / Saint-Maur • p. 17 : Aurélien Baro

PIREN Seine

Le **PIREN-Seine** est un programme de recherche interdisciplinaire en environnement dont l'objectif est de développer une vision d'ensemble du fonctionnement du bassin versant de la Seine et de la société humaine qui l'investit, pour permettre une meilleure gestion qualitative et quantitative de la ressource en eau. Il est l'un des programmes composant la Zone Atelier Seine du CNRS.

La *cellule transfert des connaissances* a pour but de valoriser les productions de savoirs scientifiques issues des recherches du **PIREN-Seine**, et de favoriser la mise à disposition de ces informations à un large public, des professionnels de la gestion de l'eau aux élus en passant par les usagers. Soutenue par l'Agence de l'eau Seine-Normandie et l'EPTB Seine Grands Lacs, et animée depuis octobre 2016 par l'association ARCEAU-IdF, cette cellule répond à une forte volonté de la part des chercheurs de participer au transfert des savoirs scientifiques et techniques vers la société civile. Elle est ainsi chargée de la rédaction et de l'édition de documents thématiques, de la mise en ligne de contenus scientifiques adaptés à la fois aux professionnels et au grand public, et de la mise en place d'ateliers de co-réflexion du programme.

La collection des fascicules du **PIREN-Seine** analyse différents aspects du fonctionnement du bassin de la Seine, correspondant aux multiples domaines de recherche du programme. Ils s'adressent à tous les publics concernés par l'analyse et la gestion du bassin versant de la Seine et des problématiques environnementales et humaines qui y sont liées. Tous ces fascicules sont disponibles en téléchargement gratuit au format PDF sur le site du programme. Une première série de neuf fascicules a été publiée en 2009. En 2011, six nouveaux titres sont venus enrichir la collection. En 2017, la production des fascicules reprend avec une nouvelle collection, pour permettre aux acteurs du domaine de l'eau et de l'environnement de rester informés des dernières recherches scientifiques menées par le **PIREN-Seine**.

Pour plus d'informations,
retrouvez-nous sur :
www.piren-seine.fr

ISBN 978-2-490463-16-9

PIREN Seine Transfert

Les partenaires opérationnels de la phase 8 du PIREN-Seine

Les partenaires scientifiques de la phase 8 du PIREN-Seine