



HAL
open science

Rapport de synthèse, phase 7 (2015-2019), Volume 8, Connaissance et devenir des territoires : les recherches du PIREN-Seine face à la société

Catherine Carré, José-Frédéric Deroubaix, Laurence Lestel, Michel Meybeck,
Julien Tournebize

► To cite this version:

Catherine Carré, José-Frédéric Deroubaix, Laurence Lestel, Michel Meybeck, Julien Tournebize. Rapport de synthèse, phase 7 (2015-2019), Volume 8, Connaissance et devenir des territoires : les recherches du PIREN-Seine face à la société. [Rapport de recherche] Piren Seine; Zone Atelier Seine. 2019, pp.82. halshs-02521683

HAL Id: halshs-02521683

<https://shs.hal.science/halshs-02521683>

Submitted on 5 May 2022

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

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

Rapport de synthèse

Phase 7
(2015-2019)

Volume 8

Connaissance et devenir
des territoires :
les recherches du PIREN-Seine
face à la société



Sommaire général

Introduction : Connaissance et devenir des territoires, les recherches du PIREN-Seine face à la société.....	4
Les modèles : de la compréhension des processus à l’information en soutien à la décision	10
La construction de la connaissance au service de l’évaluation de la qualité et de l’action	32
Les outils participatifs, la place des chercheurs et leurs effets sur l’action publique	68

Introduction : Connaissance et devenir des territoires, les recherches du PIREN-Seine face à la société

Catherine Carré¹, José-Frédéric Deroubaix², Laurence Lestel³,
Michel Meybeck³, Julien Tournebize⁴

¹ Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, CNRS LADYSS, Paris, France

² LEESU, ENPC, Université Paris-Est, Champs-sur-Marne,

³ France Sorbonne Université, CNRS EPHE UMR 7619 Metis, Paris, France

⁴ Irstea, HYCAR Research Unit, Antony, France

* Catherine.carre@univ-paris1.fr

Résumé

Ce petit chapitre constitue l'introduction des trois rapports suivants, dans le cadre de l'approche réflexive que les chercheurs du PIREN-Seine ont conduite pendant la phase 7 du programme. Cette approche est fondée sur l'analyse des outils et des dispositifs de production de la connaissance conçus et développés par les chercheurs en faveur d'actions pour améliorer la qualité des cours d'eau du bassin de la Seine. Elle concerne les modèles propres au PIREN-Seine, les mesures et les données produites pour décrire le fonctionnement de l'hydrosystème et alimenter les modèles, enfin les outils d'une recherche participative dans les territoires.

Points clefs

- Point clef 1 Les chercheurs du PIREN-Seine dans sa phase 7 ont souhaité mené une approche réflexive sur leurs pratiques de recherche et sur l'utilisation de leurs travaux avec leurs partenaires et les usagers du bassin de la Seine.
- Point clef 2 Dans le cadre d'une recherche conçue comme partenariale, les différents modes de production et d'utilisation des outils (mesures, modèles, scénarios, outils participatifs) dépendent de la conception que les chercheurs se font d'une recherche scientifique et de leur engagement avec les autres acteurs du bassin de la Seine.
- Point clef 3 Les formes de modèles et de recherche participative ont ainsi pris une variété de formats, depuis l'association des gestionnaires et des usagers à la production de données, d'apprentissage collectif, jusqu'à la mise en place et l'animation d'outils de médiation.

Pour citer cet article : Catherine Carré, *Introduction*, dans Connaissance et devenir des territoires, les recherches du PIREN-Seine face à la société, Rapports de synthèse de la phase VII du PIREN-Seine, Volume 8, 2019.

Sommaire

1. Des connaissances et des outils partagés au service de l'amélioration de la qualité de l'eau	6
2. Une analyse réflexive des outils et dispositifs de production de la connaissance en faveur d'action pour améliorer la qualité des cours d'eau	7
2.1. La production et l'utilisation de modèles, au cœur de la recherche du PIREN-Seine	7
2.2. Les données du PIREN-Seine passées au crible	8
2.3. Des savoirs scientifiques vers l'action de terrain	8
2.4 Les outils participatifs, la place des chercheurs et leurs effets sur l'action publique.....	9
Bibliographie.....	9

Si la compréhension du fonctionnement des corridors hydro-écologiques et de l'impact des activités humaines sur la ressource en eau est fondamentale, la mutualisation et l'utilisation des données scientifiques produites font partie des aspects les plus importants pour agir concrètement sur le terrain. Comprendre comment les connaissances scientifiques et techniques sont perçues et utilisées par les organismes partenaires du programme est en effet nécessaire pour assurer une bonne gestion de la ressource en eau du bassin. Mais c'est également l'occasion d'avoir un regard critique sur le PIREN-Seine et ses productions, et de permettre une meilleure coordination des recherches et de leurs applications.

Fonctionnant comme un axe transversal au service des deux autres axes - modèles du fonctionnement des corridors hydro-écologiques (axe 2) et scénarios d'évolution du bassin (axe 1) -, l'axe 3 s'est efforcé pendant les quatre ans de la phase 7 de se doter d'une dimension volontairement réflexive sur les connaissances et les outils développés par les chercheurs du PIREN-Seine et utilisés par leurs partenaires. Il a examiné ce que nous avançons collectivement, chercheurs et opérationnels, comme vision de la qualité de l'eau et des milieux dans les territoires du bassin de la Seine et comment nous construisons le cadre de cette vision.

1. Des connaissances et des outils partagés au service de l'amélioration de la qualité de l'eau

Pour cela, les chercheurs de l'axe 3 ont sollicité l'ensemble des chercheurs du PIREN-Seine et leurs partenaires (à travers des entretiens individuels, des réunions de travail, des ateliers) pour les aider à questionner les connaissances et les outils qui sont la « marque de fabrique » du PIREN-Seine : le recueil de données in situ, la production d'information à partir de ces données, l'élaboration de modèles et de scénarios, et ce à différentes échelles spatiales (du petit bassin de l'Orgeval jusqu'à l'ensemble du bassin de la Seine) et temporelles (que cela soit les hautes fréquences de mesure ou la reconstitution des réseaux hydrographiques par le travail de cartographie historique) et enfin les dispositifs de médiation territoriale et de recherches participatives.

Les types d'outils développés depuis trente ans fonctionnent sur une approche socio-éco-systémique du bassin : avec une focale sur les processus physico-chimiques et biogéochimiques, des démarches et des outils de recherche pilotés par les sciences dures mais toujours inscrits dans un contexte territorial spécifique, en tenant compte des pratiques dans les territoires et de leurs transformations.

Le programme PIREN Seine s'inscrit dans une démarche scientifique d'une production de connaissances partagées entre les chercheurs et les principaux gestionnaires du bassin de la Seine (producteurs d'eau potable et opérateurs de réseaux d'assainissement, agences de bassin, syndicats de riverains, organismes publics en charge du contrôle des crues, gestionnaires des voies navigables). Comme l'a décrit Sheila Jasanoff, il s'agit " de la façon dont un fait est fait et produit dans ce domaine d'activité scientifique qui sert la politique publique " (1998). Depuis la troisième phase du programme en 1998, la recherche a été conduite de manière partenariale entre les chercheurs et des acteurs en charge de la gestion de l'eau, élus, techniciens, associations et groupements professionnels qui échangent confiance et légitimité. Les outils étudiés dans ce chapitre sont le fruit de cette co-construction.

Les trente ans du programme PIREN-Seine ont vu se compléter différentes postures épistémologiques de recherche et de manières de produire des connaissances. En reprenant les distinctions opérées par Hatchuel (2000), aux postures de recherche au démarrage du programme privilégiant la connaissance de processus hydrologiques et géo-bio-physiques, à partir de mesures en laboratoire, se sont progressivement ajoutés les aspects de simulation, avec des modélisations déterministes, proposant des solutions techniques dans un contexte territorial donné, puis l'analyse des logiques d'acteurs, des procédures d'action et de prises de décision, formant des connaissances à part entière de l'hydro-socio-système.

L'analyse des façons de faire de la science dans ce chapitre renvoie au paradigme développé par Gibbons et al. (1994) de production de connaissances revenant sur la séparation entre science and politique et le vieux paradigme de la découverte scientifique ('Mode 1') dont la seule motivation est la poursuite de la connaissance scientifique (la science au service de la science) et se définit par la domination de la science disciplinaire, une forte hiérarchie interne entre les disciplines et un fort sens de l'autonomie scientifique. Le

“mode 2” se caractérise par une diversité sociale de la production scientifique, son orientation appliquée, sa pratique transdisciplinaire, diversifiée et hétérogène en termes de sources et de types de production de connaissances, hautement réflexive et soumise à des responsabilités multiples “ (traduction¹ de Nowotny et al., 2006).

En appliquant l'analyse de Hatchuel sur la position des scientifiques (2000), il apparaît que depuis trente ans, la production de connaissances au sein du Piren-Seine a évolué d'études monodisciplinaires de terrain et/ou de laboratoire, caractéristiques des sciences de l'environnement d'origine (chimie environnementale par exemple), vers une modélisation déterministe (qualité des eaux de la Seine dans le secteur parisien avec le modèle ProSe) permettant une proposition technique aux problématiques territoriales, puis une compréhension pluridisciplinaire de la logique, la décision, les modes opératoires et la connaissance en elle-même, puis intégrée dans les scénarios.

Il est nécessaire de bien avoir cela en tête pour comprendre ce qui a été développé comme outils : le PIREN fait avec l'aide, l'échange et en complément de ses partenaires et des gestionnaires de l'eau et des milieux aquatiques.

2. Une analyse réflexive des outils et dispositifs de production de la connaissance en faveur d'action pour améliorer la qualité des cours d'eau

Trois thématiques ont été choisies pour ce rapport, en resserrant notre analyse d'abord sur les outils centraux depuis la création du PIREN-Seine que sont les modèles produits par les chercheurs, l'acquisition et la production de données et enfin les dispositifs pour associer chercheurs et gestionnaires, partager une vision commune de la ressource et des enjeux de gestion (protection de la ressource, des captages, modification des pratiques agricoles, gestion des seuils et restauration de cours d'eau), et permettant de simuler des discussions, négociations entre participants à propos d'actions individuelles et collectives à mettre en œuvre.

2.1. La production et l'utilisation de modèles, au cœur de la recherche du PIREN-Seine

Depuis le début du programme, la modélisation a été un élément essentiel du PIREN-SEINE. En effet, les modèles sont des outils fondamentaux, utilisés par les chercheurs et les opérationnels non seulement pour approfondir leur compréhension scientifique du fonctionnement du réseau fluvial et des bassins versants dans leur ensemble, mais aussi pour aider les décisions de gestion à différentes échelles spatiales et temporelles.

Une étude approfondie de l'utilisation qui est faite de ces modèles scientifiques a ainsi été lancée par l'Axe 3 pour analyser quels peuvent être leurs usages et leurs utilités, d'une part dans une pratique courante de recherche (Chong et al., 2017 ; Chong, 2019), et, d'autre part, lorsque les chercheurs les mettent au service des acteurs d'une gestion territorialisée de l'eau, dans une démarche de science participative.

Une identification des modèles développés et utilisés dans le cadre du PIREN-Seine depuis le début du programme. Ont été considérés comme modèle du PIREN-Seine « tous les outils de modélisation (ou même une partie) mentionnés dans une phase du programme, qui ont été développés ou utilisés à un moment ou à un autre par un chercheur impliqués dans le PIREN-Seine ». Dans ce contexte-là, un modèle simule des processus biophysiques ou chimiques en utilisant des équations mathématiques et des calculs numériques. Il peut simuler également des variables de sorties en prenant en compte des lois statistiques entre les variables. Enfin, nous incluons les outils de visualisation et de négociation car l'existence de tels outils peut faire que les modèles seront utilisés ou pas par le gestionnaire.

¹ « whose sole motivation is the pursuit of scientific knowledge (science for the sake of science) and is defined by the domination of disciplinary science, strong internal hierarchy among disciplines, and a strong sense of scientific autonomy. Whereas 'Mode 2' is characterised as: socially distributed, application-oriented, trans-disciplinary, diverse and heterogeneous in terms of sources and types of knowledge production, highly reflexive, and subject to multiple accountabilities »

Cette identification comprend une analyse de la manière dont les modèles ont été développés (et par qui), ainsi que de leur évolution (ou absence d'évolution). En identifiant les acteurs spécifiques impliqués dans le développement et/ou l'utilisation de ces outils de modélisation, un aperçu est donné quant à leur(s) utilisation(s) et leur(s) utilité(s) dans la connaissance et la gestion des milieux aquatiques dans le bassin de la Seine.

Une partie des conclusions communes à ces différentes études porte sur les conditions de la production des connaissances par les chercheurs du PIREN-Seine et celles de leurs appropriations par leurs partenaires et, plus largement, par l'ensemble des habitants du bassin de la Seine lorsqu'ils sont gestionnaires des cours d'eau et souhaitent préserver la qualité de l'eau et des milieux. À cela s'ajoute le partage des incertitudes autour des innovations proposées, leurs limites, la production plus ou moins assumée d'ignorance, les questions non résolues, les recherches en cours et les priorités que l'on se fixe.

2.2. Les données du PIREN-Seine passées au crible

Depuis 1989, le PIREN-Seine accumule de nombreuses données sur l'état de la ressource en eau sur le bassin de la Seine. Les études de terrain des scientifiques ne visent pas à décrire l'état du fleuve sur l'ensemble du bassin mais à identifier et quantifier pleinement les multiples processus hydrologiques, biogéochimiques et écologiques qui le contrôlent. Les chercheurs de PIREN-Seine ont d'emblée considéré que ces processus naturels sont modifiés et parfois régulés par les activités humaines présentes et passées et que leurs interactions avec les processus naturels correspondent à l'autre facette de leurs recherches.

L'évolution longue durée du bassin est étudiée sur 30 à 500 ans. Les archives sédimentaires servent à reconstituer les dossiers de dizaines de contaminants persistants qui n'avaient pas fait l'objet de relevés adéquats avant le XXI^e siècle. Leur interprétation bénéficie de la recherche historique sur les archives pour les pressions passées, les analyses de la qualité de l'eau, les assemblages de poissons, les réponses sociales, depuis plus de 150 ans. Les cartes historiques permettent de décrire les modifications géomorphologiques du cours du fleuve, qui peuvent être très lentes (la plupart des processus naturels) ou progressives (canalisation, barrage).

La mutualisation de ces données, ainsi que celles fournies par les partenaires, ont permis à l'Axe 3 d'avoir une vision globale du suivi des cours d'eau par les chercheurs et des données acquises et leur contribution à la connaissance du fonctionnement de l'hydro-système, tout en analysant également le rôle et l'efficacité des réseaux des stations de surveillance. Cette étape est essentielle pour pouvoir anticiper les mesures à prendre pour préserver la qualité de l'eau de la Seine, et proposer des restaurations efficaces sur la durée.

2.3. Des savoirs scientifiques vers l'action de terrain

L'Axe 3 est également un espace de dialogue entre les Axes 1 et 2, dans le but de construire une vision commune de la qualité de l'eau de demain, et tester la compatibilité des scénarios proposés. Une réflexion sur la place des données et outils scientifiques, mais également des chercheurs eux-mêmes face aux besoins et aux défis de la société civile est ainsi menée, pour transformer les recherches du PIREN-Seine en un véritable atout pour la prise de décision des pouvoirs publics.

Inscrits dans le temps long de ce programme, l'évolution de la métrologie, de la modélisation, et le développement de scénarios prospectifs, d'outils de participation suivent l'évolution des connaissances acquises et mobilisées au fur et à mesure dans les modèles. Ils reflètent aussi les transformations des politiques publiques et des attentes des gestionnaires. À ces obligations d'une approche globale de la qualité de l'hydrosystème et d'une construction des relations entre les pressions et l'état du milieu, s'ajoute l'obligation réglementaire d'impliquer les usagers dans les décisions de gestion. L'impératif participatif n'est pas propre à la gestion de l'eau, présent dans toutes les politiques d'aménagement, mais la DCE en fait un des principes de gestion (considérant 14). Cela vient compléter en France les dispositifs institutionnels de concertation à l'échelle des bassins versants (CLE et SAGE) déjà présents dans la loi sur l'eau de 1992, élargis à toutes les procédures de gestion adaptative, comme celles des aires d'alimentation de captage pour produire de l'eau potable.

2.4 Les outils participatifs, la place des chercheurs et leurs effets sur l'action publique

Avec le questionnement de l'articulation entre la construction des connaissances et l'action publique, c'est aussi le rôle du chercheur qui est interrogé, dans le processus de traduction de la connaissance scientifique en information disponible pour informer et agir, et comme entrepreneur ou artisan de la participation dans les territoires et les effets d'apprentissage dans les processus participatifs.

Les actions menées depuis dix ans ont pris plusieurs formes de recherche partenariale, avec des chercheurs intégrés dans des équipes pluridisciplinaires, associant sciences de l'environnement et sciences sociales. La participation est comprise comme objet au service de la mise en relation des acteurs et de la production de significations communes (Lascoumes, 2010). En travaillant sur des sujets controversés comme la modification des modèles agricoles pour réduire les pollutions diffuses, ou la suppression des seuils sur les cours d'eau pour rétablir la continuité écologique, la participation ne doit pas se transformer en un outil permettant de continuer à penser le transfert ou l'acceptabilité des innovations, l'adaptation et les résistances aux changements. Elle doit au contraire, permettre d'identifier collectivement un problème puis d'explorer divers leviers d'action possibles, sans qu'une solution plutôt qu'une autre soit mise en avant par les initiateurs des processus participatifs. Les participants le font sur la base du volontariat. Les méthodes d'animation sont fondamentales pour que chacun des participants puisse trouver sa place, son implication et surtout s'exprimer.

L'approche interdisciplinaire du Piren-Seine intégrant un nombre croissant de disciplines en sciences humaines et sociales ne représente encore que quelques pourcents des doctorats financés par le programme. Certaines, comme l'histoire couplée du bassin et de sa société ou la construction sociale de la qualité de l'eau et des milieux, ont déjà rencontré un écho très positif auprès des autres chercheurs du Piren-Seine et de ses partenaires. Mais il faut aller plus loin dans le futur pour de multiples raisons : (i) la construction sociale de la qualité de l'eau et des milieux nécessite des études complémentaires, par exemple sur les polluants émergents, l'objectif - disputé par certains usagers - de continuité du milieu aquatique, (ii) la résolution des pollutions diffuses, particulièrement celles liées à l'agriculture intensive, nécessite une information et un accompagnement dans ce secteur qui passe par une meilleure connaissance des résistances au changement et par son accompagnement économique (le Piren-Seine n'a à l'heure actuelle, que très peu développé la recherche en économie environnementale), (iii) les expérimentations et les expériences participatives doivent se développer pour favoriser la valorisation des productions de chercheurs avec les usagers des territoires autour d'une gestion concertée et intégrée de l'eau et des milieux, en particulier sur les chantiers à venir de l'Orge et de la Bassée.

Bibliographie

- Chong, N., 2019. *Les pratiques de (co-) développement des modèles du PIREN-Seine. Rétrospective du développement et de l'usage des modèles dans la planification et les programmes d'action du bassin Seine-Normandie*. Thèse Université Paris est.
- Chong, N., Bach, P.M., Moilleron, R., Bonhomme, C., Deroubaix, J-F., 2017. Use and Utility: Exploring the Diversity and Design of Water Models at the Science-Policy Interface. *Water*.
- Gibbons, M., Limoges, C., Nowotny, H., Schwartzman, S., Scott, P., Trow, M., 1994. *The New Production of Knowledge: The Dynamics of Science and Research in Contemporary Societies*. SAGE.
- Hatchuel A., 2000. Intervention Research and the Production of Knowledge. In LEARN Group Editors, Science Update, Cow up a Tree. Knowing and Learning for Change in Agriculture. Case studies from Industrialised Countries. Paris, INRA Éditions, 55-68.
- Jasanoff Sheila, 1998. *The fifth branch: science advisors as policy makers*. Harvard University Press, 320 pages.
- Lascoumes P., 2010. « Traduction » in L. Boussaguet, S. Jacquot S., P. Ravinet (dir.), *Dictionnaire des politiques publiques*, 3ème édition actualisée et augmentée, Paris, Presses de Sciences Po, p. 632-640.
- Lestel L., Meybeck M., Thevenot D.R., 2007. Metal contamination budget at the river basin scale: an original Flux-Flow Analysis (F2A) for the Seine River. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 11(6), 1771-1781.
- Nowotny, H., Scott, P., Gibbons, M., 2006. Re-thinking science: mode 2 in societal context. *Knowl. Creat. Diffus. Use Innov. Netw. Knowl. Clust. Comp. Syst. Approach U. S. Eur. Asia* 39-51.
- Tamtam, F., 2008. Sources et devenir des antibiotiques dans le bassin versant de la seine : première approche pour une évaluation des risques environnementaux. Thèse Université Paris 6.

Les modèles : de la compréhension des processus à l'information en soutien à la décision

Catherine Carré^{1*}, Michel Meybeck², Josette Garnier², Natalie Chong³, José-Frédéric Deroubaix³, Nicolas Flipo⁴, Laurence Lestel², Celine Le Pichon⁵

¹ Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, CNRS LADYSS, Paris, France

² Sorbonne Université, CNRS EPHE UMR 7619 Metis, Paris, France

³ LEESU, ENPC, Université Paris-Est, Champs-sur-Marne, France

⁴ Centre de Géosciences, MINES ParisTech, PSL Université, Fontainebleau, France

⁵ Irstea, HYCAR Research Unit, Antony, France

* Catherine.carre@univ-paris1.fr

Résumé

La compréhension du fonctionnement de l'hydro-socio-système du bassin de la Seine fait face à des complexités multiples : (i) la prise en compte du système hydrologique, intégrant tous les types de masse d'eau, superficielle et souterraine, (ii) l'intégration des échelles des processus de base physico-bio-chimiques et de l'ensemble du bassin versant (continuums spatial et temporel), (iii) la contextualisation de la situation présente au regard de l'évolution passée et future, possible ou souhaitée, (iv) la prise en compte du contrôle croissant de l'hydrosystème par la société, (v) la prise en compte des multiples attentes, parfois contradictoires, des acteurs et des usagers du bassin, envers les milieux aquatiques et les ressources en eau, (vi) le renouvellement permanent des questionnements, (vii) un futur incertain.

Pour faire face à cette complexité et assurer un dialogue constant entre les disciplines scientifiques, les scientifiques et leurs financeurs, avec les utilisateurs des résultats, le Piren-Seine a développé une batterie de modèles, alimentés par l'accroissement des connaissances et des bases de données, et pouvant répondre à des questions sur l'état du bassin, son fonctionnement et son futur. Les modèles qualitatifs, les plus conceptuels, présentent notre compréhension du système et de sa complexité. Les modèles numériques, développés dès le début du programme, peuvent se voir comme une chaîne, sans cesse reforgee, de sous-modèles physiques allant des échelles les plus fines (parcelle, sub-horaire) à l'ensemble du réseau hydrographique du bassin, estuaire inclus.

Plus récemment, le programme a co-construit avec ses partenaires des scénarios possibles de l'hydro-climatologie du bassin et des activités humaines, explicitement prises en compte dans les modèles et qui génèrent les variations spatiales et temporelles de certaines variables d'entrée. Les modèles numériques de simulation du bassin sont utilisés par les partenaires comme outil de simulation de changements techniques (assainissement) ou réglementaires, pour compléter les suivis de qualité, entre deux surveillances ou pour les masses d'eau non suivies, et lors d'expériences locales avec les usagers et gestionnaires, comme support d'aide à la décision. La chaîne de modèle qui décrit le continuum terre-mer inscrit le bassin de la Seine dans ses effets sur la Manche et sur des décennies, passées ou futures.

Pour citer cet article : C. Carré et al., *Les modèles : de la compréhension des processus à l'information en soutien à la décision* dans *Connaissance et devenir des territoires, les recherches du PIREN-Seine face à la société*, Carré (eds.), *Rapports de synthèse de la phase VII du PIREN-Seine, Volume 8, 2019.*

La comparaison du Piren-Seine et du CRCWRC en Australie montre que ces deux programmes majeurs à l'échelle des bassins versants ont en commun : (i) une co-production des connaissances, (ii) une « opérationnalité » des savoirs développés, (iii) une production de confiance, de crédibilité et de légitimité scientifique et technique, (iv) des apprentissages sociaux réciproques. Les modèles y sont des « objets frontières » (*boundary objects*) qui permettent un dialogue entre les deux mondes opérationnel et scientifique dans la mesure où ils font l'objet de discussions, de transactions et d'arrangements, au sein des « organisations frontières » (« *boundary organisations* »), organisations intermédiaires chevauchant les frontières de la science, de la gestion et de la politique par la coproduction d'intérêts partagés, de connaissances et d'outils.

Points clefs

- Point clef 1 L'hydro-socio-système du bassin versant de la Seine comporte de multiples complexités d'échelles, de relations scientifiques-partenaires-utilisateurs dans un contexte changeant.
- Point clef 2 Les modèles, conceptuels et numériques, qui bénéficient d'incrémentations des connaissances et des bases de données, y sont des « *boundaries objects* », outils de dialogue et de partage des savoirs.
- Point clef 3 Le Piren-Seine peut être considéré comme une « *boundary organization* », à la frontière de la science, de la gestion et de la politique, comme le CRCWRC australien.

Sommaire

1. Les modèles numériques : synthèse des données et compréhension de l'hydrosystème.....	13
1.1. Couplage des agro-systèmes et des hydro-systèmes de la source à l'estuaire : la cascade de modèles GRAFS-RIVERSTRALER-ECOMARS3D	15
2. L'utilisation de modèles en support des choix de gestion de la qualité des cours d'eau	16
3. Modèles conceptuels : interprétation de la relation entre la société et l'hydrosystème sur le long terme.....	17
4. La production de scénarios	19
4.1. Approche préventive : influence des changements agricoles dans le bassin de la Seine	19
4.2. Approche curative : simulation de la restauration de l'habitat fluvial dégradé	20
5. Les avantages et les limites des modèles pour les chercheurs et les gestionnaires.....	22
5.1. Diversité des utilisations et transgressions des frontières	23
5.2. Ce à quoi servent les « organisations frontières »	25
Bibliographie.....	28

Au début du programme, l'accent a été mis sur les processus hydrologiques (les liens entre la rivière et l'aquifère alluvial), sur certains polluants chimiques (comme les métaux lourds) et certains contrôles biogéochimiques de la qualité de l'eau (le bilan en oxygène, la croissance excessive des algues). En 30 ans de fonctionnement, le programme a été considérablement modifié par les progrès de la science (nouveaux concepts, enrichissement des bases de données, modélisation, perspectives sur la longue durée), ceux de la métrologie de terrain et de laboratoire, et par des expériences de participation sociale. Entre-temps, les politiques publiques, en réponse à la dégradation de l'état du fleuve observée dans les années 1980, générant une demande d'une meilleure compréhension du fonctionnement du fleuve de la part des partenaires initiaux, ont permis des changements progressifs et permanents de l'état du fleuve. Les problèmes ont changé et les partenaires ont proposé de nouveaux sujets de recherche (par exemple, les polluants émergents, les plastiques, la production de scénarios). Aujourd'hui, l'objectif actuel du programme est de comprendre et de quantifier autant que possible l'hydro-socio-système sur un territoire bien délimité, un bassin hydrographique sur lequel des pratiques sociales multiples et variables ont lieu depuis des siècles, et d'évaluer son avenir possible à travers des scénarios prospectifs d'évolution du bassin et de sa réponse fluviale.

Dans les années 1980, les politiques de l'eau et les moyens financiers ont été centrées sur le traitement des effluents industriels et domestiques. En 1991, la directive eaux résiduaires urbaines (DERU) impose des obligations de traitement pour les villes. En rupture avec les modèles d'ingénieurs (basés sur la DBO₅), les chercheurs ont développé une modélisation écologique de dégradation de la matière organique avec les bactéries (époque de l'écologie microbienne). Leur activité a visé l'identification des sources permanentes de pollution liées aux rejets industriels et domestiques et à l'équipement des collectivités en station d'épuration, permis par des aides substantielles des agences de l'eau. Les modèles décrivent la pollution en entrée de station, l'abattement en station selon chaque variable et différentes options d'épuration, principalement pour l'agglomération parisienne, avec l'agence de l'eau Seine Normandie (AESN) et le syndicat d'assainissement pour l'agglomération parisienne (SIAAP). Les années 2000 sont marquées par les obligations issues de la directive cadre sur l'eau (DCE) exigeant de nouveaux outils pour prédire l'effet des mesures prévues dans le bassin versant sur la qualité de l'eau à l'échelle des grands réseaux hydrographiques régionaux (Even et al., 2007). Désormais il faut que les modèles prennent en compte la pollution urbaine apportée par temps de pluie, celle diffuse due au ruissellement, et la qualité de l'eau dans les aquifères. La modélisation doit simuler la qualité de l'eau et le fonctionnement biogéochimique de l'hydrosystème depuis les cours d'eau en tête de bassin jusqu'à la zone marine côtière.

À l'issue des trente ans du programme, il existe aujourd'hui une variété des modèles numériques et conceptuels pour décrire le fonctionnement de l'hydro-système, pouvant être formalisés sous forme de graphique, de carte ou de récit. Les modèles contribuent à faire la synthèse des données produites par les chercheurs et leur assurent une valeur ajoutée et leurs mises en perspective. Ils sont conçus et développés en concertation plus ou moins implicite avec les partenaires du PIREN-Seine (de par leur acceptation du financement du programme).

Ces modèles sont associés à des scénarios, intégrant les évolutions possibles des pratiques humaines et leurs impacts sur l'hydrosystème, en tenant compte des programmes de mesures décidées par le comité de bassin, pour améliorer la qualité de l'eau. Les modèles permettent alors d'estimer l'efficacité de ces mesures (concernant surtout les apports ponctuels) et si cette amélioration peut être suffisante, ou non, pour répondre aux normes de qualité attendues et tenir les objectifs de bon état des masses d'eau déclarés à l'union européenne, à l'échelle du bassin de la Seine.

Ces modèles et les données produites peuvent alors être utilisés en soutien à l'action publique, sur le territoire du bassin, soit à l'échelle locale, soit l'échelle du bassin de la Seine, avec nos partenaires institutionnels et avec les usagers locaux, permettant alors le transfert de connaissances scientifiques directement à l'échelle locale.

Ainsi, de nombreux modèles développés par les chercheurs du PIREN-Seine ont pu être utilisés pour la préparation des documents de planification et des programmes d'action. Le modèle Riverstrahler (Billen et al., 1994; Garnier et al., 1995; Ruelland et al., 2007), permettant de représenter les grands mécanismes bio-géo-chimiques des grands bassins versants, a ainsi été utilisé dans le cadre de l'élaboration du premier Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux de l'agence Seine-Normandie (SDAGE), le modèle Stics-Modcou (Ledoux et al., 2007) pour l'évaluation des flux et des transferts de nitrates des sols vers les nappes lors de l'élaboration du deuxième SDAGE, et par la suite le modèle EauDyssée (Pryet et al.,

2015; Saleh et al., 2011) pour représenter les échanges nappe-rivière, ou encore le couplage EauDyssée-Estimkart simulant la répartition piscicole, le modèle ProSe (Vilmin et al., 2015) par le SIAAP dans le but d'évaluer l'impact des rejets sur les milieux récepteurs. Pour des petits bassins versants, comme celui des Deux Morin, ou de zones ateliers telles que l'Orgeval, des modèles tels que Prose, Anaqualand et Met'eau ont été utilisés pour l'élaboration de Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux ou dans le cadre de suivi de cours d'eau sans lien direct et explicite avec la conception de programmes d'action.

Un des objectifs des chercheurs de l'axe 3 pendant la phase 7 a été d'analyser ce qu'ont été les usages et l'utilité des modèles du PIREN-Seine au cours des 20 dernières années. Cette recherche a été permise par le travail de thèse de Natalie Chong (2019). Ce rapport commence par revenir sur les différents types de modèles produits par les chercheurs (numériques, conceptuels) pour ensuite préciser leurs usages. Il s'agit ici de mieux comprendre l'utilité de ces modèles, de renseigner et comprendre l'ensemble des interactions entre les acteurs des politiques publiques qui ont pu être développées autour de ces outils, pour en faire une analyse réflexive et critique.

1. Les modèles numériques : synthèse des données et compréhension de l'hydrosystème

Les modèles développés au sein du PIREN-Seine sont des descriptions des éléments constitutifs de l'hydro-socio-système du bassin de la Seine et des relations entre ces éléments, à travers les processus bio-géo-chimiques de l'hydro-système. Il s'agit de replacer le réseau hydrographique dans la complexité du fonctionnement de son bassin-versant. C'est reconnaître, par exemple, la contamination nitrique comme la manifestation de l'ouverture du cycle terrestre de l'azote lié au développement de l'agriculture et de la chaîne agro-alimentaire moderne, ou encore les flux de métaux lourds transférés par le réseau fluvial comme la conséquence des flux de production et de consommation de ces métaux par l'activité industrielle et domestique et faire une place, dans les travaux d'écologie du milieu aquatique, à l'écologie industrielle du système Seine.

Une des principales contributions des modèles du PIREN-Seine est d'avoir fourni un modèle général de contribution des eaux souterraines au débit de la Seine : avec le Modèle Modcou pour la première fois, on dispose d'un modèle à maille variable, de plus en plus fine en allant des plateaux vers le lit du cours d'eau, assurant la description des interactions entre la nappe et la ZNS, les processus réactifs lors de ces transferts, la simulation des écoulements en rivière et les interactions entre nappes et rivières. Il permet d'intégrer les évolutions de la ressource en eau (sous l'effet du changement climatique ou de l'irrigation), ou encore les pratiques agricoles et leurs impacts (pollutions diffuses des hydrosystèmes par les nitrates ou les pesticides, effets des mesures agro-économiques sur ces pollutions).

Les modèles fonctionnent grâce aux séries de données acquises sur des pas de temps différents. Ils sont l'occasion de vérifier les données avec les partenaires. Ces modèles sont sur la figure 1 schématisés avec leurs résolutions spatiales et temporelles différentes : le modèle biogéochimique RIVE (sans dimension spatiale), le modèle RIVERSTRAHLER qui décrit le continuum fluvial (10 jours, 10 km de cours d'eau), le modèle MODCOU consacré aux eaux souterraines (1 jour ; 1 à 5 km²), le modèle ProSe consacré à la description 2D du secteur parisien (0,1 km, 15 minutes). Ces modèles sont en fait interconnectés (comme RIVE avec RIVERSTRAHLER et avec PROSE, MODCOU avec RIVERSTRAHLER) et sont également connectés à un autre ensemble de modèles estuariens et côtiers. La réponse du bassin de la Seine aux scénarios de changement climatique a également été abordée et modélisée.

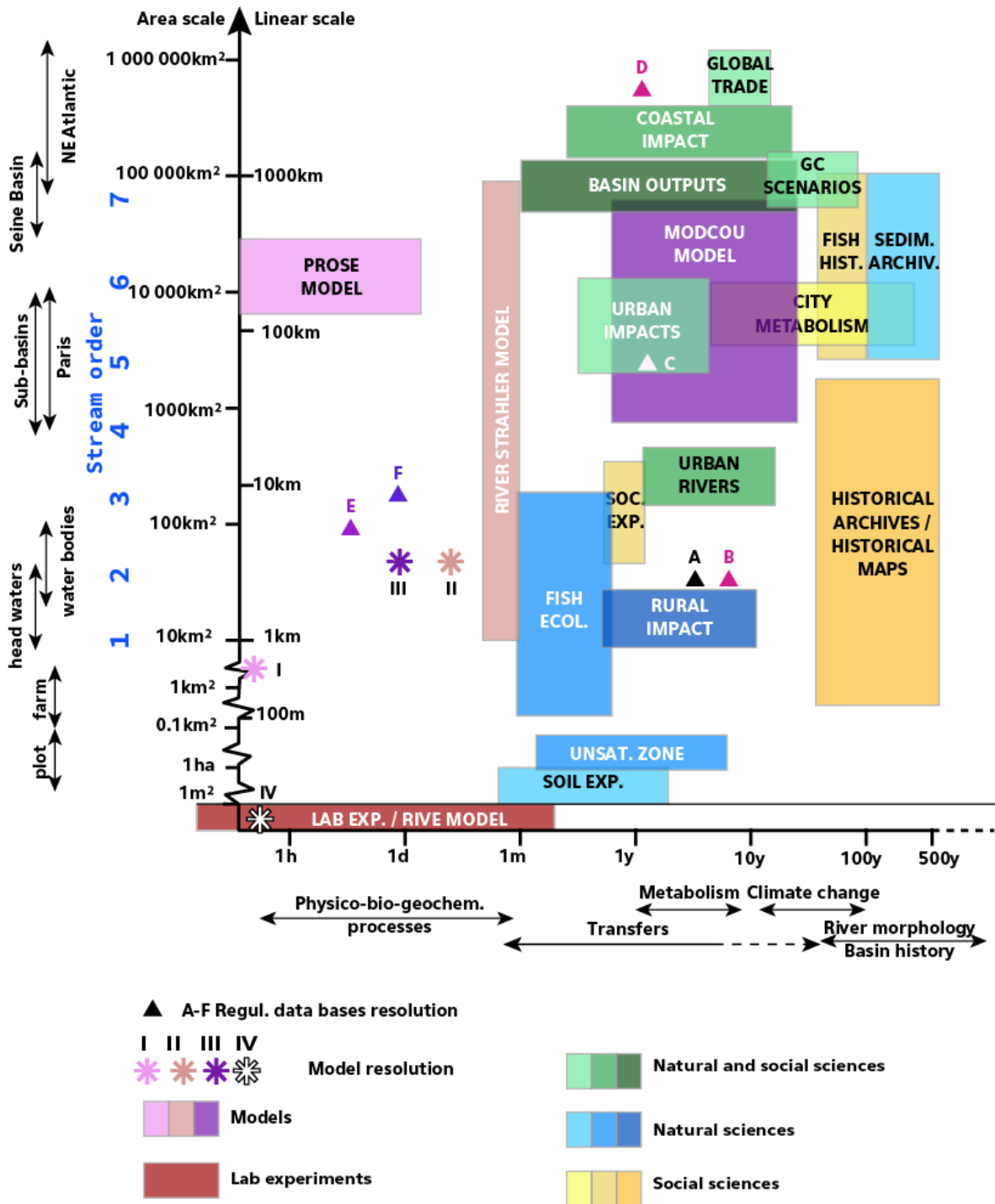


Figure 1. Principaux thèmes de recherche mobilisés pour décrire, comprendre et modéliser le bassin de la Seine et ses interactions sociales, présentés dans un schéma spatio-temporel. Les résolutions des modèles (I, ProSe ; II Riverstrahler ; III ModCou ; IV Rive) et des bases de données réglementaires (A, recensement de la population ; B, recensement agricole ; C, statistique économique (départements), données météorologiques ; F données hydrologiques (Meybeck)).

Plusieurs familles de modèles numériques ont été générées. Leur caractéristique commune est leur évolution continue : davantage de processus sont pris en compte, leur résolution est plus fine et ils sont prolongés dans le temps (rétrospection, scénarios du futur du bassin), ainsi que dans l'espace (vers l'estuaire, vers les autres bassins). Des sous-modèles sont ajoutés et progressivement connectés aux modèles d'origine.

1.1. Couplage des agro-systèmes et des hydro-systèmes de la source à l'estuaire : la cascade de modèles GRAFS-RIVERSTRALER-ECOMARS3D

Le modèle GRAFS calcule les bilans d'azote (N), de phosphore (P) et de carbone (C) dans les systèmes agricoles (Le Noë et al., 2017). À partir du surplus d'azote, il génère des fuites de nitrate dans la zone insaturée (Anglade et al., 2015) et dans l'atmosphère (N₂O, un gaz à effet de serre, Garnier et al., 2019). Il fonctionne à l'échelle de l'exploitation agricole (p. ex. la rotation des cultures, l'absorption d'azote par les cultures, les importations/exportations d'engrais et d'aliments pour animaux et de denrées alimentaires, le recyclage des résidus organiques). Ce nitrate diffus est pris en charge par le modèle Riverstrahler, un modèle semi-spatialisé organisé par ordre de cours d'eau, qui transfère les produits azotés dans le continuum fluvial. Les échanges de nitrates entre la nappe souterraine et la rivière et la dénitrification locale dans la zone riparienne sont pris en compte dans les eaux souterraines et fluviales. Dans la rivière, la réactivité biogéochimique des espèces C, N, P et Si est traitée par le modèle RIVE.

Les flux décennaux vers l'estuaire de la Seine et les petites rivières côtières sont ensuite utilisés par le modèle biogéochimique de la zone côtière (ECOMARS-3D, développé par des scientifiques marins (Lazure & Dumas, 2008; Romero et al., 2018). Ce modèle simule le fonctionnement de l'estuaire, de Poses à Honfleur (voir figure 2). Après avoir traversé le filtre estuarien, l'impact des flux nets de nutriments sur la zone côtière peut être évalué en termes d'eutrophisation. Il a fallu près de trois décennies à une douzaine de scientifiques et des millions d'euros pour construire et rendre opérationnelle une telle chaîne de modèles, qui a été conceptualisée depuis les années 1990 par les scientifiques du Système Terre.

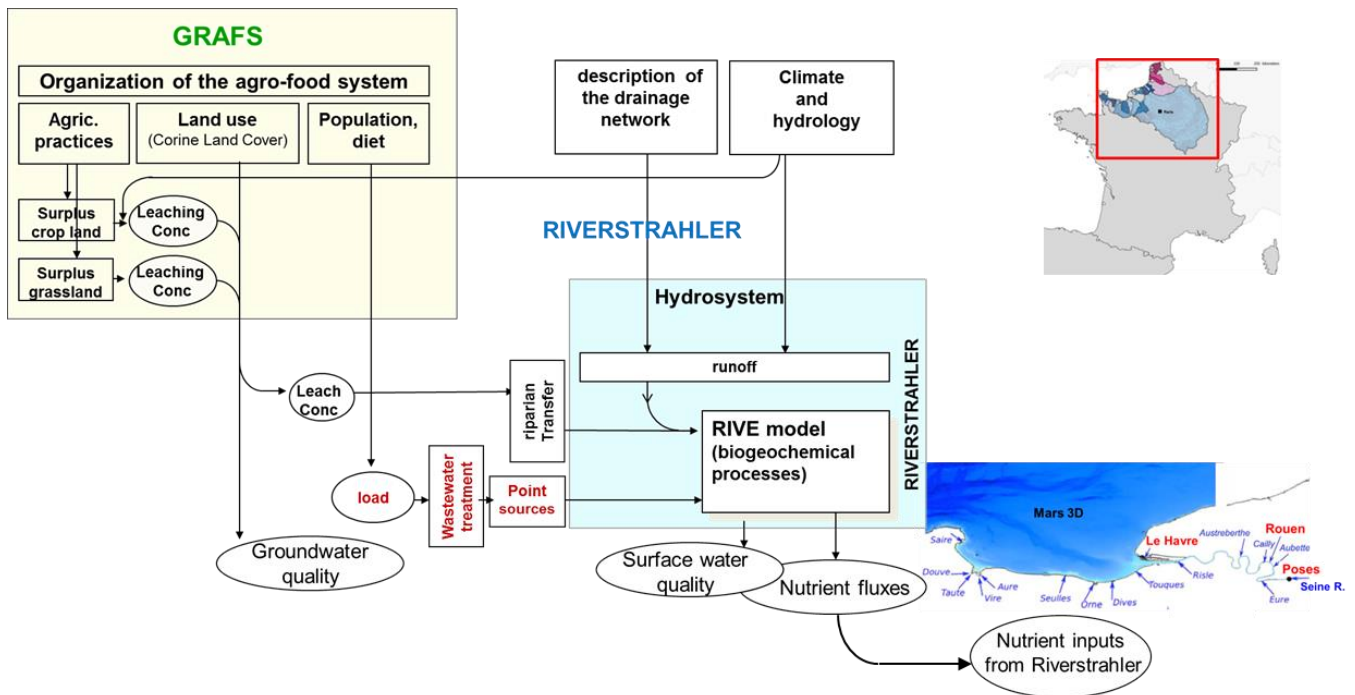


Figure 2. La cascade de modèles GRAFS-Riverstrahler-Mars 3D et l'intégration spatiale des modèles biogéochimiques sur l'ensemble du continuum fluvial, des têtes de bassin (échelle de la placette, cours d'eau) à la zone côtière (Garnier)

Le défi pour les outils de modélisation du fonctionnement biogéochimique des milieux aquatiques est de pouvoir projeter à des échelles multirégionales capables d'inclure tous les hydrosystèmes contributeurs des zones côtières en proposant une quantification des débits en mer, basée sur une modélisation capable de représenter à grande échelle les processus microscopiques opérant dans la continuité aquatique et déterminant finalement la qualité des eaux. Les échelles considérées par ces modèles vont des processus physiologiques microscopiques (activité bactérienne, absorption des nutriments par les algues, etc.) aux grandes échelles spatiales à partir de petits bassins versants (100 km²) jusqu'aux bassins hydrographiques multirégionaux (apports sur la côte Atlantique Nord-Est, 1 000 000 000 km²).

2. L'utilisation de modèles en support des choix de gestion de la qualité des cours d'eau

Considérés avant tout comme des outils de recherche, les modèles permettent effectivement une meilleure compréhension scientifique du fonctionnement du bassin de la Seine, tout en soutenant les décisions de gestion et de planification. Ils sont développés avec les partenaires de PIREN-Seine, en concertation explicite.

La première utilisation d'un modèle PIREN-Seine comme outil d'aide à la décision a été celle de Seneque-Riverstrahler, au début du programme, pour réfléchir aux différentes options de traitement des eaux usées, avec l'AESN et le SIAAP, cette dernière institution étant en charge des stations d'épuration parisiennes. Le modèle représente les principaux mécanismes biogéochimiques des grands bassins versants impliqués dans la qualité de l'eau (nutriments, pollution organique et déficit en oxygène, eutrophisation). Les calculs des processus écologiques sont réalisés à une échelle temporelle de quelques minutes, mais les résultats à l'échelle de l'écosystème sont fournis à une résolution de 10 jours.

Seneque-Riverstrahler a été utilisé pour accompagner les gestionnaires de l'eau en simulant des scénarios de planification spécifiques visant à optimiser le traitement des eaux usées pour répondre à l'application de la DERU en 1991 et la DCE en 2000. L'eutrophisation et l'appauvrissement en oxygène du fleuve ont été bien améliorés, facilitant la production d'eau potable et permettant une augmentation du nombre d'espèces de poissons dans la zone la plus touchée de Paris et ses environs. Pour permettre son utilisation par les techniciens, le modèle de calcul Riverstrahler est intégré dans un environnement SIG (Ruelland et al., 2007), un logiciel a été fourni à l'Agence de l'eau et utilisé à l'échelle du bassin pour leurs besoins. Seneque-Riverstrahler a également été utilisé dans le cadre des exigences de rapportage de l'AESN pour les données de surveillance du bon état des cours d'eaux à l'Union européenne. Il a permis de simuler des données physico-chimiques pour des masses d'eau non suivies d'une station de mesure.

Le modèle ProSe a été développé dès la première phase du programme, à la demande du SIAAP, sur un pas de temps subjournalier et pour des tronçons du cours d'eau fortement impactés par l'homme, afin de pouvoir faire face à des situations transitoires, lors de pluies orageuses et de rejets des égouts unitaires parisiens et des by-pass des STEP en Seine. Il se distingue du modèle Riverstrahler à bien des égards : (i) il s'agit d'un modèle 2D basé sur une description morphologique spécifique détaillée à une résolution de 100 mètres ; (ii) il simule des événements hautement transitoires avec des pas de temps de mesures de quelques minutes, moyennées à l'heure. Des douzaines de débordements d'égouts unitaires, actifs pendant les épisodes orageux, sont localisés dans ce modèle. Le comportement hydraulique de chaque tronçon est calculé dynamiquement par des équations de Saint-Venant et ses conditions limites amont peuvent provenir soit d'observations directes, soit de simulations effectuées par Riverstrahler (Even et al., 2007). Les processus biogéochimiques sont modélisés par le modèle RIVE, comme dans Riverstrahler. Aujourd'hui, il simule la qualité de base de l'eau grâce à plus d'une douzaine d'indicateurs physico-chimiques, biogéochimiques et microbiens. Il couvre un secteur important de la Seine et de ses affluents, à l'intérieur et en aval de Paris jusqu'à l'exutoire du bassin.

ProSe est actuellement utilisé pour optimiser le développement interannuel et la gestion infraquotidienne du système d'assainissement de l'ensemble de la région parisienne et son impact sur la qualité de l'eau de la Seine, la Marne, et de l'Oise. Le SIAAP l'utilise pour tester l'environnement aquatique des nouveaux traitements du phosphore et de l'azote demandés par les directives européennes pour leur STEP et pour gérer leurs installations de traitement pendant les travaux. Il est également utilisé par les industriels de l'eau potable pour l'approvisionnement en eau de la rivière. Il peut également être mobilisé lors de la gestion de crise en cas de pollution accidentelle. Alors que Riverstrahler est bien adapté à la gestion diffuse de la pollution, sur l'ensemble du bassin et à la simulation des réponses sociales sur plusieurs décennies, ProSe a été conçu pour la restauration de la qualité de l'eau en aval des sources ponctuelles de polluants dans les secteurs fluviaux urbanisés et industrialisés, depuis la pollution accidentelle jusqu'à la gestion pluri-annuelle.

En tant que telles, les deux approches de modélisation sont pleinement complémentaires. Les deux modèles ont été utilisés par l'AESN et le Comité de bassin pour leur deuxième SDAGE. Cependant, les outils eux-mêmes demeurent en grande partie entre les mains de chercheurs ou de praticiens ayant une

expertise en modélisation (Chong et al., 2017). Seuls les chercheurs ont la capacité d'utiliser le modèle et de modifier son code là où les partenaires l'utilisent sans pouvoir modifier le code ou bénéficient des connaissances produites sans faire tourner le modèle en utilisant directement ses résultats. Cette stratégie a l'avantage d'économiser un investissement substantiel en temps et en ressources de la part des chercheurs et des praticiens afin de les rendre plus accessibles aux non-experts et de développer l'expertise interne nécessaire chez les praticiens, d'autre part.

3. Modèles conceptuels : interprétation de la relation entre la société et l'hydrosystème sur le long terme

Les bassins hydrographiques et leurs sociétés évoluent sur une longue durée, de plusieurs décennies à plusieurs siècles. Les chercheurs du Piren-Seine ont, dès la deuxième phase du programme, considéré le fonctionnement présent comme le résultat d'une longue histoire d'interactions entre les sociétés et le fleuve. L'histoire du socio-hydrosystème peut être présentée à travers des récits et des interactions schématiques conceptuelles, les trajectoires du système et par l'extension des modèles du passé. Par rapport au contenu factuel d'une évolution, la notion de trajectoire inclut une interprétation des éléments choisis pour répondre à la question posée.

Les données permettant de tracer les trajectoires à long terme des cours d'eau ne sont pas fournies par les gestionnaires des cours d'eau, soit parce qu'elles n'existent pas, soit parce qu'elles n'ont pas encore été exploitées : elles sont reconstruites à travers : (i) la reconstitution en amont de la qualité de l'eau, à l'aide de modèles d'état de pression, (ii) la reconstitution des archives historiques de la qualité de l'eau depuis 1880, (iii) la reconstitution des contaminations passées des archives sédimentaires, (iv) la construction d'un ensemble unique et toujours croissant de données concernant le fleuve et ses facteurs de contrôle interne et externe (climat et hydrologie, utilisation des sols, population, traitement des eaux usées, aquifères, urbanisation et industrialisation, flux des matériaux, qualité des eaux, habitat, rivière et poisson, population etc.) (v) l'étude des institutions fluviales et de la réglementation de l'eau au cours des 150 dernières années, au moins.

Ainsi, dans l'exemple ci dessous, la relation de longue date entre la qualité des cours d'eau et les grandes villes européennes a été appréhendée à travers les problèmes de qualité de l'eau rencontrés pendant leur expansion urbaine (1850-2015), les perceptions de la pollution et de ses effets par les habitants ainsi que les mesures prises par les services d'eau et d'assainissement pour y remédier (Lestel et Carré, 2017).

Chaque ville a développé sa propre stratégie de gestion, en fonction de la disponibilité locale en eau, des choix politiques, de la politique (lorsque Berlin a été divisée en deux parties pendant la guerre froide) et des divisions administratives (le bassin de la Zenne est géré aujourd'hui par trois régions belges différentes). Berlin peut être considérée comme un précurseur en termes de sécurisation des ressources locales en eau, des lacs et des aquifères superficiels. À la fin du XIXe siècle, le même service municipal gérait à la fois l'approvisionnement en eau potable et la collecte et le traitement des eaux usées, tant pour la ville que pour sa banlieue, contrairement aux autres villes. Un vaste réseau de collecteurs d'eaux usées a été construit dès la fin du XIXe siècle ; les eaux usées ont été traitées sur des terres agricoles autour de la ville, qui à leur tour ont bénéficié des apports de nutriments. Trois stations d'épuration ont été construites dans les années 1920, dès qu'il a été évident que les capacités des champs d'épandage étaient dépassées, là où l'organisme parisien d'assainissement a attendu 1940 pour démarrer sa première STEP, Achères-Seine Aval. Le niveau de traitement des stations d'épuration berlinoises s'est constamment amélioré, le traitement tertiaire ayant débuté dans les années 1980, alors que dans la région parisienne, tous les effluents n'étaient pas encore traités par temps sec avant 1993. L'approvisionnement en eau de Bruxelles était largement assuré dans la région wallonne et celui de Milan reposait sur des eaux souterraines de profondeur moyenne, en quantité suffisante même si la pollution industrielle locale a obligé la municipalité à forer toujours plus en profondeur. Milan et Bruxelles n'ont pas construit de STEP jusqu'à ce qu'elles y soient contraintes par la réglementation européenne (DERU, 1991).

Table 1. Ecart dans l'équipement pour l'eau et l'assainissement entre Berlin, Bruxelles, Milan et Paris (Carré, 2017).

	Berlin	Bruxelles	Milan	Paris
Des années 1850 aux années 1880	<ul style="list-style-type: none"> Usine d'eau potable Champs d'épandage/ peu de rejets dans la Spree 	<ul style="list-style-type: none"> Usine d'eau potable Rejets d'eaux usées dans la Senne 	<ul style="list-style-type: none"> Usine d'eau potable Matière de vidange en agriculture/ rejet dans les canaux 	<ul style="list-style-type: none"> Usine d'eau potable Champs d'épandage/ importance des rejets dans la Seine
De 1900 à 1950	<ul style="list-style-type: none"> Construction de 3 stations d'épuration 	Aucun changement	Aucun changement	<ul style="list-style-type: none"> 1940 : mise en service d'Achères à l'aval de Paris
De 1960 à nos jours	<ul style="list-style-type: none"> Berlin ouest : innovation continue retard côté Berlin Est 	<ul style="list-style-type: none"> Après 2000 : construction de la première station Rendements inégaux (temps de pluie) 	<ul style="list-style-type: none"> Après 2000 : construction de la première station Très bons rendements 	<ul style="list-style-type: none"> Agrandissement d'Achères et construction d'autres stations Rendements inégaux (temps de pluie)

Les trajectoires sur la figure 3 montrent dans ces quatre villes, exposées à des pressions relatives maximales (si l'on considère le rapport entre la population urbaine et le débit du cours d'eau), une période de dégradation intense à la fin du XIXe siècle par des rejets d'eaux usées non traitées et la modification des milieux physiques. La croissance rapide de la population n'a pas été suivie de moyens techniques, organisationnels ou financiers suffisants pour traiter les rejets domestiques et industriels. La Zenne a été recouverte et transformée en collecteur d'eaux usées dans tout son secteur urbain. L'impact urbain de ces villes sur la qualité de leur fleuve a duré plus d'un siècle. La restauration de la Seine et de la Spree a été initiée quelques décennies avant celle de la Zenne et du Lambro. La politique environnementale européenne a joué un rôle majeur dans la restauration convergente de l'ensemble des socio-hydrosystèmes au début des années 2000.

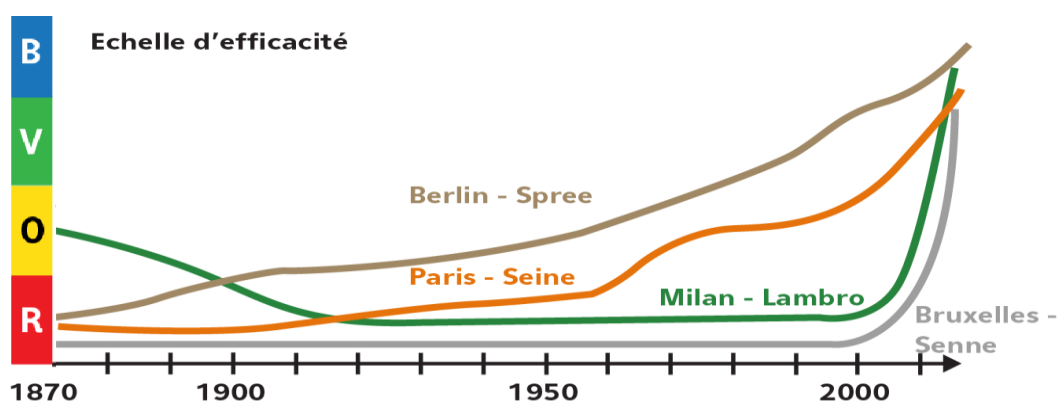


Figure 3. Efficacité des politiques municipales de réduction de la pollution organique dans les villes européennes. Utilisation des normes de la DCE et des codes de couleurs, du bleu : politique très efficace (restauration complète de la rivière) au rouge : mesures inefficaces, entraînant une dégradation majeure (événements de niveaux d'oxygène en été inférieurs à 2 mg O₂/L).

4. La production de scénarios

Les modèles ont été étendus dans l'espace et progressivement développés pour intégrer davantage de processus et d'interactions. Sur la base d'une analyse des trajectoires des principales caractéristiques du bassin de la Seine, Riverstrahler a permis de reconstituer l'évolution passée de la qualité des eaux du réseau hydrographique. Une autre utilité du modèle est l'exploration de l'avenir de l'hydro-socio-système à travers des scénarios de changements sectoriels, en les combinant ou non avec des scénarios de changements climatiques et la simulation de la réponse du fleuve (Raimonet et al., 2015). Ces scénarios peuvent simuler le statu quo (avec les mêmes tendances des facteurs de contrôle), des changements graduels et progressifs ou des changements radicaux, qui génèrent différents ensembles de résultats spatialisés de l'état des rivières. Le modèle peut être utilisé pour alimenter des scénarios, ou les scénarios fournissent un nouvel ensemble de paramètres de contrôle au modèle et à l'ensemble de données d'entrée. Deux approches principales ont été appliquées : (i) l'approche préventive qui explore les changements possibles des pressions sur le bassin, par exemple les sources diffuses d'origine agricole, (ii) l'approche curative, elle, teste l'impact des ouvrages d'assainissement du fleuve.

4.1. Approche préventive : influence des changements agricoles dans le bassin de la Seine

Les scientifiques de Piren-Seine ont exploré le passage d'un système de culture intensive conventionnelle, qui prévaut depuis plusieurs décennies dans le bassin, à une production biologique généralisée en relation avec la nouvelle demande alimentaire d'une réduction de moitié de la consommation de produits animaux, dit régime « démitarien ». L'impact de ce nouveau type d'agriculture est basé sur une étude agronomique expérimentale sur le terrain avec un ensemble d'agriculteurs modifiant leurs pratiques agricoles (voir le réseau ABAC, dans la partie 3 de ce rapport). Les flux d'azote dans les sols et les zones non saturées ont été mesurés dans une douzaine de fermes pendant 3 à 6 ans. Ces résultats ont ensuite été incorporés dans les modèles et étendus à l'ensemble du bassin. Un scénario réaliste d'un changement structurel agricole profond, autonome et organique, avec une reconnexion des cultures et de l'élevage et un régime demitarien, a été élaboré à l'échelle du bassin de la Seine et comparé à un scénario basé sur les bonnes pratiques agricoles.

« Nous avons appelé "biogéochimie territoriale", la branche de la science qui décrit et tente de comprendre le fonctionnement de ces systèmes complexes, leurs échanges internes et externes de matériaux, et les mécanismes (physiques, chimiques, biologiques ou socio-économiques) qui contrôlent ces échanges. Nous ouvrons ici la voie à une pratique scientifique globale et, pourquoi pas, citoyenne, contribuant à clarifier les choix de société auxquels nous sommes confrontés pour faire face à la menace du changement global. "(Garnier et Billen, 2016)

Les modèles du PIREN Seine sont alors utilisés comme outils de simulation et de discussion avec les acteurs du territoire. Dans le cadre du projet RESET (Seine-Aval), l'élaboration des scénarios a fait l'objet d'un travail collectif impliquant à la fois les membres du consortium Seine aval et les acteurs de la gestion du territoire (AESN, Métropole de Rouen, Port de Rouen, DREAL Normandie, Union des industries chimiques), interviewés lors d'une enquête réalisée à l'occasion d'un travail d'étudiants sur le système agro-alimentaire Normand, et réunis pour un atelier de discussion le 13 juin 2016. La chaîne de modèles couplés, la suite GRAFS-RIVERSTRAHLER-ECOMARS (voir la figure 2), a été validée sur la description de la situation actuelle (dite référence) et appliquée aux scénarios prospectifs à l'horizon 2040 (Billen et al. (2017).

Plusieurs scénarios ont été élaborés, dont deux scénarios contrastés. L'un représente la poursuite des tendances actuelles d'ouverture et de spécialisation (O/S) dans un système de culture basé sur des intrants synthétisés chimiquement comme c'est le cas dans le bassin de la Seine, tandis que l'autre explore un passage à l'autonomie via l'agriculture biologique et la reconnexion des cultures et l'élevage, en réduisant de moitié les protéines animales dans les aliments humains, le régime dit démitarien (A/R/D). Ces deux scénarios appliquent strictement la réglementation concernant les STEP.

Les résultats (voir la figure 4) montrent que la contamination par les nitrates pourrait être réduite dans les cours d'eau en amont, mais est augmentée dans les cours d'eau en aval dans le cas du scénario O/S. Le scénario A/R/D réduirait considérablement le niveau de nitrate partout dans le réseau fluvial. Une telle réduction des concentrations et des flux de nitrates permettrait de lutter contre l'eutrophisation de la zone

côtière, dans la baie de la Seine. Il est intéressant de noter que ce scénario A/R/D réduirait les gaz à effet de serre provenant de l'agriculture de 36 %, mais de seulement 16 % pour les O/S (Garnier et al., 2017).

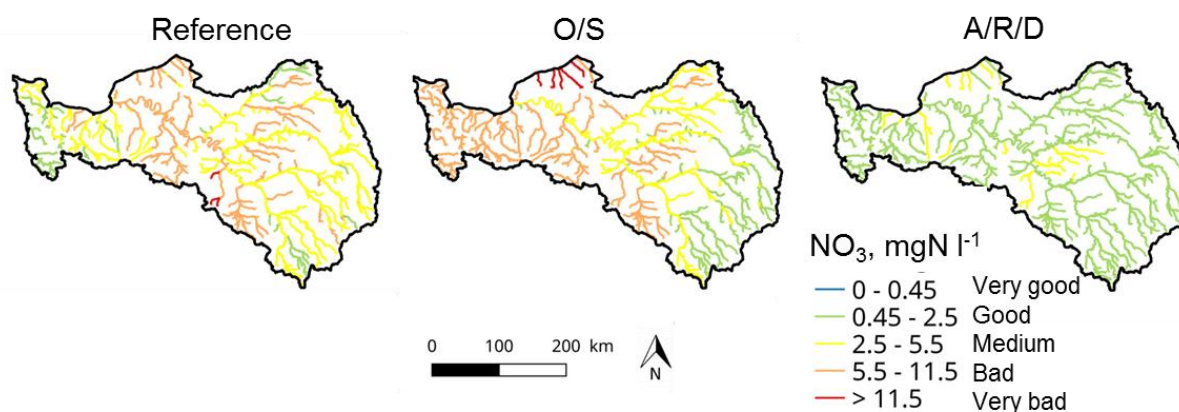


Figure 4. Distribution des concentrations moyennes en nitrates dans le réseau hydrographique de la Seine pour la situation de référence et pour deux scénarios contrastés à l'horizon 2040 : O/S, ouverture et spécialisation de l'agriculture ; A/R/D, autonomie, reconnexion de l'élevage et régime alimentaire démitarien. Code couleur selon la grille de qualité de la DCE (Billen et Garnier)

L'objectif de la discussion n'était pas de définir un avenir possible mais de favoriser la réflexion sur les tendances possibles, parfois antagonistes, comme la poursuite de l'ouverture des marchés et de la spécialisation, des territoires agricoles et un avenir sobre et vertueux avec un passage à l'agriculture biologique et autonome accompagné d'un changement dans notre alimentation.

4.2. Approche curative : simulation de la restauration de l'habitat fluvial dégradé

Le logiciel Anaqualand a été développé depuis 2002 à Irstea pour aider au développement opérationnel d'une approche « riverscape ecology » permettant de mieux considérer la connectivité dans les paysages aquatiques et d'aider à faire des ponts entre la recherche et la préservation des milieux et des communautés aquatiques. Il modélise en 2D la connectivité longitudinale et latérale pour les poissons dans les cours d'eau, à travers le calcul de distances hydrographiques ou fonctionnelles orientées. La connectivité fonctionnelle est évaluée selon le principe dit « de moindre coût » pour lequel le milieu facilite ou empêche le déplacement des poissons d'un habitat à un autre du cycle de vie. Elle est utilisée pour identifier des structures optimales d'habitats aquatiques qui garantissent la survie des populations de poissons (Le Pichon et al., 2007). Le logiciel réalise également des comparaisons de scénarios d'aménagement des éléments physiques et chimiques qui fragmentent les cours d'eau, permettant ainsi de sélectionner des ouvrages prioritaires et d'évaluer la pertinence des schémas de restauration de la continuité écologique.

Le logiciel Anaqualand a été utilisé dans le cadre de l'élaboration d'un SAGE. Les sorties du modèle hydraulique ProSe ont été utilisées comme paramètres d'entrée dans Anaqualand, fournissant une carte des probabilités de remontée des poissons en fonction des décisions de gestion des vannages par les participants. Cet outil aide la commission locale de l'eau (CLE) à définir des mesures de gestion de la ressource en eau en prenant en compte les différents usages du cours d'eau (voir la figure 5). De même, divers scénarios de rétablissement de la continuité écologique de l'estuaire de la Seine vers la Risle pour la truite de mer, ont été construits avec les acteurs de la gestion des milieux aquatiques (Fédération de pêche de l'Eure) pour hiérarchiser leurs priorités d'intervention.

La proximité avec la mer confère à la Risle, premier affluent rive gauche de la Seine, un fort potentiel d'accueil pour les espèces migratrices, en particulier parce qu'elle ne présente pas d'obstacle à la remontée des poissons jusqu'à Pont-Audemer, où se situe des ouvrages infranchissables. La Fédération de pêche de l'Eure a souhaité comparer l'état actuel de la continuité écologique de la Risle avec 3 scénarios d'aménagement de 66 ouvrages distribués sur le cours principal et 2 affluents : La Véronne et la Croix-

Blanche (46 deviennent franchissable et 20 sont supprimés). A court terme, 21 aménagements sont en préparation d'exécution ; à moyen terme, 34 ouvrages supplémentaires sont en préparation ou en discussion et à long terme, 11 de plus sont envisagés (soit 66 en tout). La fourniture de données à jour, la connaissance locale des milieux et des frayères et l'expertise sur la franchissabilité des obstacles se sont révélées essentielles pour construire ensemble des scénarios d'aménagement réalistes.

Anaqualand modélise l'accessibilité de la Risle, à partir de l'embouchure jusqu'à la Charentonne, pour ces 3 scénarios plus un scénario où les 245 ouvrages existants sont supprimés (sorte d'« état de référence »). La migration avec le flot facilite la remontée des individus depuis l'embouchure et permet d'atteindre la centrale de la Madeleine en 25 km fonctionnels pour 36 km de distance hydrographique.

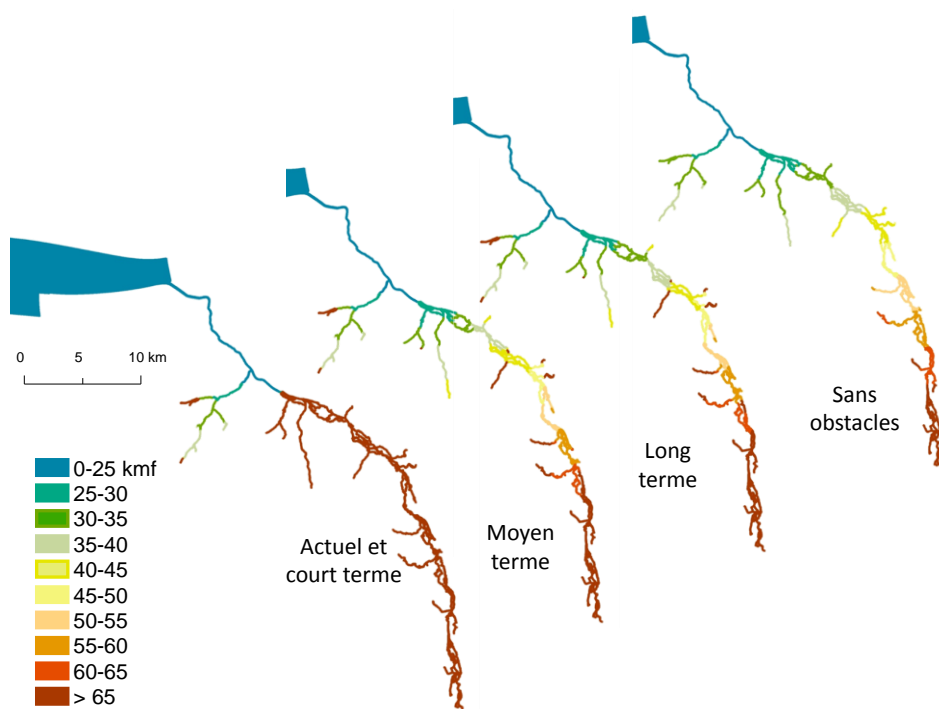


Figure 5. Accessibilité de la Basse Risle pour la truite de mer selon les différents scénarios, les classes de distances fonctionnelles (kmf) indiquent le gradient de cette accessibilité à partir de l'embouchure. Pour des raisons de visualisation, les traits sont grossis et ne représentent pas la largeur des cours d'eau (Le Pichon et al., 2018).

L'analyse de l'accessibilité de la Risle pour la truite de mer a montré le fort effet barrière attendu à Pont-Audemer l'état actuel ainsi que dans le scénario court terme car les ouvrages de la Madeleine ne sont pas aménagés à court terme. C'est ainsi qu'à partir du scénario moyen terme que le gain s'avère important puisque les premiers obstacles depuis la mer sont aménagés et qu'au total 55 ouvrages deviennent franchissables. Le scénario long terme améliore encore légèrement l'accessibilité, se rapprochant du cas « idéal » sans obstacles ; sauf pour les affluents pour lesquels aucun aménagement n'est encore prévu dans les scénarios envisagés.

5. Les avantages et les limites des modèles pour les chercheurs et les gestionnaires

La recherche comparative menée dans le cadre de la thèse de Natalie Chong sur les usages des modèles au sein du PIREN Seine et du CRC for Water Sensitive Cities permet de compléter l'analyse sur la production des connaissances conduite dans l'axe 3 par une approche compréhensive des pratiques de modélisation. L'enquête sociologique sur les usages des modèles, conduite auprès des chercheurs et des acteurs opérationnels engagés dans les deux programmes, éclaire la manière dont ces outils facilitent les interactions entre ces deux types d'acteurs et permettent de produire une connaissance « utile » aux uns et aux autres. Pour ce faire il est nécessaire de replacer les modèles dans le contexte organisationnel de leur production et de leur utilisation. Les « objets frontières » (*boundary objects*) (Star, 2010; Star and Griesemer, 1989) que sont les modèles ne permettent un dialogue entre les deux mondes opérationnel et scientifique que dans la mesure où ils font l'objet de discussions, de transactions et d'arrangements, au sein des « organisations frontières » (« *boundary organisations* ») que sont les deux programmes de recherche considérés.

Les organisations frontières sont des organisations intermédiaires chevauchant les frontières de la science, de la gestion et de la politique par la coproduction d'intérêts partagés, de connaissances et d'outils (Guston, 2001), qui peuvent faciliter et/ou entraver la communication, la collaboration et l'action collective (Cash *et al.*, 2003). Alors que certaines analyses critiques des situations d'expertise pointent la bureaucratisation ou la standardisation de la science quand elle est appliquée à des situations réelles (Jasanoff, 1995, 1987), Guston (2001, 1999) soutient que les « *organisations frontières* » peuvent aider à éviter ces problèmes en ayant un pied dans le champ scientifique et l'autre dans celui de la gestion et de la politique, se tenant ainsi mutuellement responsables.

Le travail d'enquête s'est donc attaché à comprendre le rôle des modèles dans le fonctionnement de ces « organisations frontières » en se concentrant sur :

- les circonstances dans lesquelles les frontières sont les plus perméables ou au contraire les plus affirmées et la manière dont les modèles permettent de franchir ces frontières ;
- les conditions requises pour que chacune de ces organisations produisent des apprentissages réciproques ;
- la manière dont ces « organisations frontières » réussissent à gérer avec plus ou moins de bonheur la tension entre collaboration, autonomie et hétérogénéité.

L'intérêt de la comparaison entre la France et l'Australie réside dans l'analyse des similitudes observées dans ces exemples autant que dans la mise en évidence de leurs différences. Il s'agit dans les deux cas de programmes de recherche interdisciplinaires, qui réunissent des scientifiques et des praticiens. Le développement de modèles numériques est autant un moteur qu'un résultat des coopérations entre chercheurs et praticiens dans les deux exemples. Cependant les modalités de financement et de fonctionnement des organisations sont contrastées. Le financement du PIREN-Seine est un financement croisé entre la recherche et les pouvoirs publics, alors que pour le CRC for Water Sensitive Cities, le financement est partagé entre le gouvernement, l'industrie et la recherche avec une finalité opérationnelle systématiquement revendiquée. Dans les deux cas les « business models » sont différents pour ne pas dire opposés : le PIREN-Seine est plus orienté vers la recherche et la production de connaissances sur les milieux aquatiques tandis que le CRC for Water Sensitive Cities est davantage tourné vers l'industrie et l'aménagement urbain. Du côté du CRC for Water Sensitive Cities, les acteurs ont pour ambition explicite de produire des modèles en soutien aux politiques d'aménagement urbain qui permettent de respecter l'injonction réglementaire de préservation de la ressource en eau. Du côté du PIREN-Seine, les membres affichent la volonté de produire une « science utile » aux praticiens sans que soit clairement explicité le lien avec les politiques publiques. Le PIREN-Seine, en tant qu'institution, ne tranche jamais la question de savoir comment les modèles doivent être utilisés, alors que le CRC for Water Sensitive Cities conçoit et promeut explicitement ses modèles pour soutenir les politiques en faveur des « *Water Sensitive Cities* » (Wong, 2006; Wong and Brown, 2009), un concept holistique qui implique non seulement des éléments techniques d'optimisation des ressources en eau, mais également des changements de comportements dans la société.



Nous précisons dans un premier temps les différents types d'utilisations, d'usages et d'utilités observés ainsi que la notion d'« organisation frontière ». Dans un deuxième temps, nous exposons et discutons les principaux résultats et limites d'une analyse des modèles en tant qu'objets frontières.

5.1. Diversité des utilisations et transgressions des frontières

5.1.1 Usages similaires, utilisations et utilités différentes

L'analyse des deux programmes montre que les finalités et les stratégies de modélisation différentes conduisent à des usages semblables et à une distribution des utilisations et utilités différentes (voir Tableau 2). L'*usage* désigne ici la finalité déclarée pour laquelle un outil de modélisation est développé. L'*utilisation* décrit le type d'investissement dans la pratique de modélisation. L'*utilité* dit ce que le modèle permet aux acteurs de faire (indépendamment ou collectivement). On distingue de manière schématique trois types d'utilisations ou si l'on préfère trois types d'investissements : indirecte quand un acteur s'approprie les résultats d'un modèle pour son information générale ; directe lorsqu'un acteur s'approprie les résultats du modèle à une fin stratégique ; directe + dès lors qu'un acteur participe à la production de données nécessaires au paramétrage d'un modèle ; directe ++ dans le cas d'une participation d'un acteur au choix des variables modélisées.

Tableau 2. Distribution des utilisations et utilités dans le PIREN-Seine et le CRC for Water Sensitive Cities

 		
<i>Utilité primaire</i>	Éclaircissement	Aide à la décision
<i>Utilisations primaires</i>	DIRECT++ DIRECT+ DIRECT INDIRECT	DIRECT+ DIRECT

Les usages observés des modèles par les praticiens étaient sensiblement les mêmes dans les deux cas : explorer des possibilités ou justifier des programmes d'action. En revanche, nous avons observé une plus grande différence dans les utilisations et les utilités des modèles dans les deux cas : si on constate les mêmes types d'utilisations et d'utilités, leur distribution n'est pas la même.

Le PIREN-Seine étant principalement orienté vers la recherche, la plupart des modèles sont des modèles de recherche qui servent à l'éclaircissement, et les utilisateurs sont des utilisateurs DIRECT++, DIRECT+, DIRECT ou INDIRECT. Dans le cas du CRC for Water Sensitive Cities dont la stratégie globale et les modèles sont plus orientés vers l'industrie, la majorité des modèles sont des modèles « opérationnels » que les praticiens sont censés s'approprier pour appuyer directement les décisions en matière de planification et de politique ; cette caractéristique se conjugue avec des utilisateurs DIRECT+ et DIRECT.

Un autre facteur influence l'utilisation et l'utilité des modèles : le caractère d'interdisciplinarité plus ou moins radicale des programmes. Les deux programmes sont interdisciplinaires mais la place accordée à un certain type de sciences sociales est plus importante dans le cas du CRC for Water Sensitive Cities : les recherches en sociologie et en psychologie environnementale, orientées vers la recherche d'une plus grande acceptabilité sociale et d'une facilitation des processus de planification occupent ainsi un espace nettement plus important que dans le cas du PIREN Seine, caractérisé par une grande diversité des disciplines (histoire, urbanisme et aménagement, sociologie politique, géographie) plutôt tournées vers la compréhension générale

des interactions entre les systèmes humains (agricoles ou urbains) et les milieux aquatiques ou encore les modes de production de la connaissance scientifique ou de l'expertise administrative sur l'état des milieux à plus ou moins long terme.

L'utilisation et l'utilité de ces outils ont cependant également été améliorées par des structures de soutien, qui facilitent l'échange et le transfert des connaissances. Au sein du PIREN, par exemple, il existe des ateliers, des conférences, une cellule de transfert, des documents tels que des fascicules et des fiches synthétisant les recherches (4 pages), etc. Le CRC for Water Sensitive Cities propose quant à lui des formations et des ateliers spécifiques pour transférer les connaissances acquises et les outils développés. Ils ont aussi développé des structures permanentes pour maintenir et mettre à jour les modèles. Dans le même temps, les acteurs interviewés sont conscients de l'investissement important en temps et en ressources et reconnaissent que cette politique d'accompagnement ne peut pas être développée pour tous les modèles.

5.1.2. Des frontières fonctionnelles : flexibles et « parfois » perméables

Bien que les utilisations et les utilités soient différemment distribuées dans les deux programmes, la fonction fondamentale des modèles en tant qu'« objets frontières » est partagée et, l'on peut en déduire que si tous les modèles ne réussissent pas également à remplir cette fonction, leur existence en tant qu'objet frontière est une caractéristique généralisée. En tant qu'objets frontières, ils servent à construire et à maintenir autant qu'à transgresser les frontières entre deux sphères d'activités distinctes (dans leurs raisons d'être, leur mode de fonctionnement, les enjeux qui les structurent). Le type d'utilisations de ces objets frontières aide à maintenir les frontières, tandis que les utilités qu'ils permettent facilitent la transgression.

Le type d'utilisation peut renforcer les frontières

Au sein du PIREN-Seine, les principales utilisations des modèles sont DIRECT++, DIRECT+, DIRECT et INDIRECT, créant une distinction plus prononcée entre ceux qui peuvent manipuler le modèle (faire des simulations de manière autonome, changer les paramètres, modifier le code) et ceux qui ne le peuvent pas, soit parce qu'ils n'ont pas la propriété du code, soit à cause d'un investissement en temps et en ressources trop important. Cette utilisation différenciée peut être considérée comme le résultat d'une stratégie visant à préserver l'objectivité, la crédibilité et la légitimité scientifiques de ces outils, car les modèles eux-mêmes restent généralement entre les mains des « experts ». Même si le SIAAP ne peut pas changer le code du modèle ProSe, son implication dans le développement du modèle et ses relations historiquement étroites avec les chercheurs du PIREN suffisent à maintenir la légitimité du modèle aux yeux de la police de l'eau, puisque il a été développé comme un modèle scientifique.

La stratégie du CRC for Water Sensitive Cities qui vise à transférer directement les outils aux praticiens favorise des utilisations DIRECT+ et DIRECT. Ce type de stratégie pourrait laisser supposer une moindre légitimité scientifique des modèles développés par le CRC for Water Sensitive Cities. Ce n'est cependant pas le cas, comme en témoigne la réputation du modèle MUSIC, nationalement reconnu comme « scientifiquement valide ». Dans ce cas, même si les modèles sont adoptés et « manipulés » par des « profanes », leur base scientifique n'est pas contestée. Cette légitimité est d'ailleurs régulièrement entretenue par le biais de mises à jour et de procédures de validation plus formelles impliquant des partenaires en tant que bêta-testeurs, et des procédures de certification par l'État. Il existe également des structures de soutien (des manuels de l'utilisateur, des ateliers de formation, ...) pour encourager le « bon usage » et permettre d'éviter certains « mésusages ».

L'utilité peut faciliter la transgression entre les frontières

Alors que l'utilisation peut aider à renforcer les frontières, l'utilité d'un modèle peut faciliter la transgression des frontières entre science, gestion et politiques publiques. Le PIREN-Seine et le CRC sont des programmes de recherche interdisciplinaires composés d'un groupe hétérogène d'acteurs et d'institutions. Dans les deux cas, l'utilité du modèle pour éclairer la compréhension scientifique ainsi que les décisions de gestion et de planification fournit une base pour la communication entre ces divers acteurs, leur permettant ainsi d'aller au-delà des limites de leur « sphère institutionnelle ».

Dans le cas du SIAAP, la flexibilité de ProSe pour soutenir les décisions et les négociations les a également rapprochés du développement du modèle lui-même et leur a permis de franchir temporairement la frontière entre science et gestion. De même, l'utilité de l'aide à la décision, en plus de la politique de « libre accès » du CRC for Water Sensitive Cities a ouvert la porte à des types d'acteurs (urbanistes, élus, citoyens) nouveaux et diversifiés au-delà des frontières officielles du programme.

5.2. Ce à quoi servent les « organisations frontières »

Les « *organisations frontières* » sont généralement considérées comme des interfaces entre science et politique, permettant à des parties-prenantes de plusieurs mondes sociaux d'interagir et d'échanger des ressources (connaissances, données, compétences, outils, techniques, instruments...). Ces organisations impliquent des arrangements financiers ou institutionnels. Ce faisant, elles agissent en tant qu'intermédiaires (Gulbrandsen, 2011) qui peuvent stabiliser les frontières contestées de la science et de la politique (Pesch *et al.*, 2012), assurer la médiation entre les domaines de la science et de l'application (Hellström and Jacob, 2003), et lier la science à la prise de décision à plusieurs niveaux (Cash *et al.*, 2003).

Le PIREN-Seine, pas plus que le CRC for Water Sensitive Cities, ne prétendent pas explicitement être des organisations frontières ; cependant les rôles et les fonctions que ces deux programmes finissent par endosser après plusieurs décennies peuvent être interprétés comme ceux de « *boundary organisations* » telles que la théorie les décrits. Au fil du temps, ces organisations impliquent un nombre croissant de parties prenantes de différents côtés de la frontière ; elles fonctionnent comme une interface science-gestion participant à la construction d'un environnement propice à des interactions et des échanges prolongés dans le temps et conduisent à produire des objets frontières qui sont eux-mêmes sources de débats et de confiance sur l'interprétation des données et des connaissances.

Un corpus croissant de travaux sur le sujet suggère que les « organisations frontières » remplissent plusieurs fonctions, notamment :

- relier différents intérêts à différents niveaux, échelles et organisations (Cash, 2001) ;
- faciliter la (co-)production de connaissances (Dilling and Lemos, 2011; Edelenbos *et al.*, 2011; Meadow *et al.*, 2015; van Kerkhoff and Lebel, 2006) ;
- améliorer l'utilisation des connaissances scientifiques (Kirchhoff, 2013; Lemos *et al.*, 2012; McNie, 2007) ;
- renforcer la confiance, la crédibilité et la légitimité (Cash *et al.*, 2003; Commenges *et al.*, 2014; Sarkki *et al.*, 2014; White *et al.*, 2010), et ;
- favoriser l'apprentissage social² (Berkes, 2009; Mostert *et al.*, 2007; Pahl-Wostl, 2002; Pahl-Wostl *et al.*, 2007; Tippett *et al.*, 2005).

Le PIREN-Seine et le CRC for Water Sensitive Cities remplissent l'ensemble de ces fonctions. On peut, dans le cadre de ce rapport, en détailler deux en particulier : le renforcement de la confiance et les échanges réciproques de crédibilité et de légitimité et l'apprentissage social qui résultent des interactions au sein des organisations en général et autour des modèles en particulier.

5.2.1. Un environnement propice à la confiance et à l'apprentissage social

Le « *travail aux frontières* » implique un ensemble de négociations, obligeant les organisations de confédérations à jouer différents rôles : de *convocation*, de *collaboration*, de *médiation* et de *traduction* (Franks, 2010; Tribbia and Moser., 2008). Les deux premiers rôles, de *convocation* et de *collaboration*, sont étroitement liés. Le premier fait référence à l'acte consistant à rassembler différents acteurs afin d'échanger des informations et des perspectives et à créer un climat de confiance, tandis que le second se rapporte davantage à la gestion de ces échanges dans un but collectif, tel que la coproduction d'objets frontières. La *médiation* permet de négocier des objectifs concurrents pour favoriser une collaboration efficace, tandis que

² Le concept d'« *apprentissage social* » dans ce contexte trouve son origine de la théorie de l'apprentissage social de Bandura (1977), un concept de psychologie faisant référence à la façon dont les gens apprennent par observation et imitation

la *traduction* consiste à rendre les informations accessibles et compréhensibles pour plusieurs parties. Au fil du temps, ces interactions favorisent la confiance et l'apprentissage social.

En tant qu'organisation frontrière, le CRC for Water Sensitive Cities fournit la connaissance et les outils (les objets frontières) qui permettent aux acteurs de différents mondes de communiquer, favorisant ainsi la collaboration. L'implication des utilisateurs finaux tout au long du processus de développement vise à créer un climat de confiance grâce à des relations de travail étroites et à la sollicitation de commentaires, tout en familiarisant l'utilisateur à l'outil dès le début. Un autre rôle principal du CRC for Water Sensitive Cities est la traduction, qui est soutenue par le sous-programme « *Formation et Sensibilisation* » comprenant des manuels d'utilisation et des guidelines, du matériel de référence et des ateliers de « renforcement des capacités ». L'apprentissage social est un processus clé de la collaboration et de la traduction. Leur stratégie consiste à impliquer divers acteurs à différentes échelles (chercheurs, praticiens, décideurs) et à toutes les étapes du processus de gestion et de planification, de la recherche à la mise en œuvre, en passant par la mise en œuvre des politiques publiques. Dans ce processus, les modèles jouent un rôle important dans la médiation, permettent de réfléchir à des solutions hydrauliques et servent à négocier des droits à construire entre aménageur et puissance publique. Cette stratégie est également facilitée par le fait que le CRC for Water Sensitive Cities a clairement pour objectif de promouvoir le concept de water sensitive cities, qui se décline en un ensemble normalisé d'outils et de concepts prêts à être mis en œuvre.

Dans le PIREN-Seine, les connaissances et les outils visent à répondre aux besoins des chercheurs et des praticiens, y compris des gestionnaires de l'eau et des techniciens, principalement en matière d'éclaircissement (« enlightenment », Weis, 1977) et d'aide à la décision. L'objectif sous-jacent du programme étant de développer une vision commune et de mieux comprendre le fonctionnement du bassin de la Seine, le rôle principal du PIREN-Seine en tant qu'organisation frontrière a été de convoquer ou pour le dire autrement de réunir et d'organiser la coopération et l'échange. Les connaissances sont transférées en créant des lieux d'échanges formels et informels, en informant les praticiens des nouveaux développements de la recherche, tout en leur offrant des opportunités de participation et des retours d'informations. Un aperçu des résultats de recherche du programme est présenté dans des publications telles que des rapports d'activités, des fascicules, des fiches et des articles de revues. Les cas dans lesquels un sous-groupe d'acteurs collabore à une tâche ou à un projet spécifique améliorent le transfert de connaissances grâce au lien direct entre producteurs et utilisateurs. Récemment, la demande croissante des partenaires opérationnels pour rendre les résultats de la recherche plus accessibles a abouti à la création d'une « cellule de transfert » dédiée en 2016, chargée notamment de la convocation, de la collaboration et de la médiation. En plus de l'organisation des échanges et des collaborations, la cellule de transfert sert également de lieu de communication pour assurer une plus grande médiation entre les différents objectifs des chercheurs et des partenaires. Cependant les modèles demeurent le principal outil de médiation grâce auxquels se négocient des représentations communes des problèmes qui doivent être étudiés, comme en témoigne les différentes sections de ce rapport.

5.2.2. Considérer les organisations frontières et le travail aux frontières

Le PIREN-Seine le CRCWSC peuvent donc être assimilés à des organisations frontières dans la mesure où leur fonctionnement se caractérise bien par une participation et une responsabilité partagées des chercheurs et des acteurs opérationnels ainsi que par le développement et le recours à des objets frontières.

Chacun de ces programmes répond de manière plus ou moins systématique aux critères de 1/ co-production des connaissances, 2/ « d'opérationnalité » des savoirs développés, 3/ de production de confiance, de crédibilité et de légitimité scientifique et technique, 4/ d'apprentissages sociaux réciproques. La comparaison montre notamment que les deux structures réussissent particulièrement à créer de la confiance entre les partenaires permettant de surmonter les incertitudes résiduelles attachées aux données de sortie des modèles (Chong *et al.*, 2018), et de maintenir un consensus sur leur crédibilité et leur légitimité. Cette performance est assurée au PIREN-Seine en construisant, par une mise à distance des chercheurs et des gestionnaires, un « récit » dans lequel la séparation entre science et politique est clairement établie. Au contraire, au CRCWSC, les acteurs académiques et opérationnels, par leur engagement revendiqué à tous les niveaux décisionnels, proposent un récit dans lequel science et politique sont étroitement imbriqués.

Cependant demeure entière la question de savoir dans quelle mesure ces organisations frontières sont nécessaires à la « scientification » des politiques publiques et à « l'opérationnalisation » des recherches

scientifiques ? Dans les deux cas étudiés, le concept d'organisation frontière échoue à éclairer l'ensemble des interactions qui se produisent entre le champ scientifique et celui de la gestion. En effet, nombre d'opérations liées au développement des modèles ne peuvent être isolées dans les frontières de l'un ou de l'autre des programmes car la délimitation des frontières elles-mêmes ne fait pas consensus. Discuter du développement des modèles du PIREN-Seine revient ainsi à discuter d'arrangements pris ou de pratiques mises en œuvre au dehors du programme. Le développement et l'opérationnalisation des principaux modèles a par exemple nécessité la mise en place de contrats avec d'autres organisations telles que ARMINES ou l'INRA. Dans ce cas de figure, les pratiques mises en œuvre ne sont plus celles couramment en usage dans le champ scientifique (contrôlées par les pairs) et ce changement contribue à redéfinir les limites de la science et la gestion. De la même façon, il est impossible de caractériser le travail conduit au sein du CRCWSC sans faire référence aux programmes précédents ou aux projets de recherche subventionnés par l'Union Européenne qui permirent de financer le programme initial.

Il convient dès lors de changer de focale, de démultiplier les lieux d'observation et de considérer le « travail aux frontières » plutôt que les organisations frontières. S'attacher à comprendre les relations dynamiques entre organisations plutôt que les organisations elles-mêmes et dans le même temps se concentrer, suivre et évaluer, le travail aux frontières réalisé par certains individus « hybrides ». Le concept de travail aux frontières, plus large, permet de prendre en considération dans l'analyse la division du travail entre les acteurs à la recherche d'une collaboration effective (Gieryn, 1983).

La médiation entre science et politique, le plus souvent décrite comme une relation permanente d'échange entre chercheurs et gestionnaires (Jasanoff, 2004), est un processus qui doit être envisagé à un niveau macro (Hoppe et al., 2013). S'il est possible de décrire, tel que nous l'avons fait, une partie du processus en se concentrant sur un programme tel que le PIREN-Seine, il est nécessaire de prendre en compte les arrangements qui sont passés en marge de ces programmes : certains chercheurs sont membres des conseils scientifiques des institutions partenaires du PIREN et la participation au PIREN-Seine est une ressource dans le positionnement et la reconnaissance des rôles et des responsabilités de chacun à l'échelle régionale, nationale et même européenne. Ce n'est qu'en prenant en compte l'ensemble de ces interactions qu'on peut réussir à saisir l'ensemble. Le cas de l'Union Européenne fournit un exemple d'arrangements aux frontières particulièrement significatif d'une mise en relation de problèmes de politiques publiques et de problématiques de recherche (Hoppe et al., 2013). Les frontières sont en revanche plus troubles dès lors qu'on s'intéresse à des échelles méso ou micro. La transgression se donne à voir dans le cas du PIREN-Seine lorsqu'un chercheur endosse le rôle de consultant dans le cadre d'un contrat avec ARMINES. Ces cas de transgression sont encore plus flagrants dans le cas du CRCWSC pour lequel nombre d'acteurs du secteur de l'eau échantonnent leur rôle de chercheur et de gestionnaire au cours de leur carrière et retirent des bénéfices en termes de crédibilité de cet échange de rôles. L'affirmation paradoxale d'une frontière et de sa perméabilité s'explique par le caractère dual du travail aux frontières qui, en mélangeant deux régimes de compétences et de responsabilités, permet de construire un récit officiel et « sacré » (dans lequel la connaissance produite est considérée comme scientifique et objective) et une performance « profane » (dans laquelle la norme, le programme ou la politique deviennent « evidence driven » : 'In order to enable boundary work as productive interaction, it is in the institutional self-interest of both science and politics to co-produce the linear knowledge transfer story as official legitimation of their relationship' (Hoppe et al., 2013, p. 285).

Les outils de modélisation offrent de nombreux avantages aux chercheurs et aux praticiens. Ils facilitent l'interaction et la collaboration entre les différents acteurs en fournissant une référence commune. Ils fournissent non seulement un cadre de discussion neutre, mais ils permettent aussi aux chercheurs et aux praticiens d'atteindre des buts communs sans compromettre les objectifs individuels : les premiers mènent des recherches pour approfondir leur compréhension scientifique, tandis que les seconds obtiennent des preuves scientifiques pour appuyer leurs décisions ou justifier leurs actions. Dans cette optique, le choix des modèles du PIREN-Seine peut être compris comme un passage de frontières entre la science et la pratique, puisque l'accent mis sur les modèles comme outils de recherche soumis à validation scientifique et soutenus par l'expertise reconnue des chercheurs du PIREN-Seine maintient un sentiment de crédibilité, de légitimité et de confiance.

Mais ils offrent autant de limites et de défis. Les scénarios sont des représentations simplifiées du monde avec des incertitudes, malgré les progrès constants réalisés au cours des dernières décennies. La communication des résultats de la modélisation doit être claire sur ce point, car les résultats suscitent des débats passionnés au sein de la société. Bien que les résultats de la modélisation puissent être perçus comme objectifs sur le plan scientifique, le choix de ce qui est modélisé et de la façon dont c'est modélisé (p. ex. les paramètres considérés, le processus pris en compte), de même que la façon dont les résultats sont interprétés et utilisés, sont fondamentalement subjectifs. De plus, les connaissances et les simulations issues du modèle et potentiellement utilisables par les praticiens doivent être diffusées en "temps voulu", en relation avec la manière dont les problèmes se posent dans la communauté épistémique. Les travaux de recherche qui ne sont pas inscrits à l'agenda politique de l'agence et du comité de bassin peuvent ne pas être pertinents et, encore moins, utilisés. La co-construction de scénarios, éventuellement explorés par des modèles, est un bon moyen d'atténuer cette difficulté car elle permet une réflexion collective sur les futurs possibles.

Les modèles ont permis d'envisager un changement de paradigme (par exemple le passage à l'agriculture biologique, le contrôle à la source et la réduction des émissions polluantes, l'apport de nouvelles stations d'épuration en plus de celle de Seine-aval en région parisienne) mais ils peuvent bouleverser certaines logiques socio-économiques. Dans certains secteurs, comme l'agriculture, les modèles n'ont pas encore produit des signaux assez forts pour générer des transformations drastiques des pratiques ou pour surmonter les résistances au changement. En outre, les résultats du modèle ne devraient pas contribuer à dépolitiser la décision publique en la transférant à des comités purement techniques.

Enfin, la dépendance à l'égard de l'expertise, le manque de données disponibles et/ou fiables, l'évolution des réglementations exigeant des modèles des fonctionnalités supplémentaires, en plus des questions de propriété, demeurent des limites fondamentales à la modélisation. Ainsi, le modèle Senèque n'est plus utilisé directement par l'AESN, qui préfère désormais utiliser une approche à la carte pour demander des résultats de modélisation aux chercheurs du PIREN en cas de besoin. Et ces dernières années, le SIAAP a exprimé sa volonté d'évoluer vers des méthodes de contrôle temps réel et d'intelligence artificielle. C'est aux chercheurs et à leurs partenaires de voir comment ils vont faire évoluer leurs pratiques communes, alors que la majorité des partenaires opérationnels considèrent encore les modèles comme des outils de soutien importants.

Bibliographie

- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., 2015. Relationships for estimating N₂ fixation in legumes: incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe. *Ecosphere* (3):37
- Berkes, F., 2009. Evolution of co-management: Role of knowledge generation, bridging organizations and social learning. *J. Environ. Manage.* 90, 1692–1702. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.12.001>
- Billen, G., Le Noë, J., Garnier, J., 2018. Two contrasted future scenarios for the French agro-food system. *Science of the Total Environment*, Elsevier, 637-638, 695-705.
- Billen, G., Garnier, J., and Hanset, P., 1994. Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER Model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia* 289, 119-137.

- Carré, C. 2017. Divergences et convergences d'une gestion métropolitaine du cycle urbain de l'eau. In : Lestel L., Carré C. (dir.), *Les rivières urbaines et leur pollution* : Berlin, Bruxelles, Milan et Paris, 1850 – 2010, Edition Quae, p. 253-268.
- Cash, D., Clark, W.C., Alcock, F., Dickson, N., Eckley, N., Jäger, J., 2003. Salience, Credibility, Legitimacy and Boundaries: Linking Research, Assessment and Decision Making. SSRN Electron. J. <https://doi.org/10.2139/ssrn.372280>
- Cash, D.W., 2001. "In order to aid in diffusing useful and practical information": Agricultural extension and boundary organizations. *Sci. Technol. Hum. Values* 26, 431–453.
- Chong, N., 2019. *Les pratiques de (co-) développement des modèles du PIREN-Seine. Rétrospective du développement et de l'usage des modèles dans la planification et les programmes d'action du bassin Seine-Normandie*. Thèse Université Paris est.
- Chong N., Bonhomme C., Deroubaix J.-F., 2018. Eyes wide shut, Exploring practices of negotiated ignore in water resources modelling and management, *Journal of Environmental Management*, Dec. 2018, pp. 286-293.
- Chong, Natalie, Bach, Peter M, Moilleron, Régis, Bonhomme, Céline, Deroubaix, José-Frédéric, 2017. Use and Utility: Exploring the Diversity and Design of Water Models at the Science-Policy Interface. *Water*.
- Commenges, H., Tomasoni, L., Seigneur, C., Bonin, O., Leurent, F., Bonhomme, C., Deroubaix, J., 2014. Function of Environmental Urban Models: Trust, Consensus, Responsibility.
- Dilling, L., Lemos, M.C., 2011. Creating usable science: Opportunities and constraints for climate knowledge use and their implications for science policy. *Glob. Environ. Change* 21, 680–689. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2010.11.006>
- Edelenbos, J., van Buuren, A., van Schie, N., 2011. Co-producing knowledge: joint knowledge production between experts, bureaucrats and stakeholders in Dutch water management projects. *Environ. Sci. Policy* 14, 675–684. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.04.004>
- Even Stéphanie, Billen Gilles, Bacq Nicolas, Sylvain Théry Denis Ruelland, Josette Garnier Philippe Cugier Michel Poulin Stéphanie Blanc François Lamy Catherine Paffoni, 2007. New tools for modelling water quality of hydrosystems: An application in the Seine River basin in the frame of the Water Framework Directive. *Science of the Total Environment* 375, 274–291.
- Franks, J., 2010. Boundary organizations for sustainable land management: The example of Dutch Environmental Co-operatives. *Ecol. Econ.* 70, 283–295. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.08.011>
- Garnier J., Le Noë J., Marescaux A., Sanz-Cobena A., Lassaletta L., Silvestre M., Thieu V., Billen G., 2019. Long term changes in greenhouse gas emissions of French agriculture (1852-2014): from traditional agriculture to conventional intensive systems". *Sci. Tot. Environ.* [10.1016/j.scitotenv.2019.01.048](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.048)
- Garnier, Josette, Billen Gilles, 2016. Ecological Processes and Nutrient Transfers from Land to Sea: A 25-Year Perspective, in P.M. Glibert, T.M. Kana (eds.), *Aquatic Microbial Ecology and Biogeochemistry: A Dual Perspective*, Springer International Publishing Switzerland, p 185 – 197.
- Garnier J., Billen G. & Coste M., 1995. Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the river Seine: Observations and modelling. *Limnol. Oceanogr.* 40: 750-765.
- Gieryn, T., 1983. Boundary-Work and the Demarcation of Science from Non-Science: Strains and Interests in Professional Ideologies of Scientists. *Am. Sociol. Rev.* 48, 781–795.
- Gulbrandsen, M., 2011. Research institutes as hybrid organizations: central challenges to their legitimacy. *Policy Sci.* 44, 215–230. <https://doi.org/10.1007/s11077-011-9128-4>
- Guston, D., 2001. Boundary Organizations in Environmental Policy and Science: An Introduction. *Sci. Technol. Hum. Values*, Special Issue: Boundary Organizations in Environmental Policy and Science 26, 399–408.
- Hoppe, R., Wesselink, A., Cairns, R., 2013. Lost in the problem: the role of boundary organisations in the governance of climate change. *Wiley Interdiscip. Rev. Clim. Change* 4, 283–300. <https://doi.org/10.1002/wcc.225>
- Jasanoff, S., 1995. Procedural choices in regulatory science. *Technol. Soc.* 17, 279–293.
- Jasanoff, S.S., 1987. Contested Boundaries in Policy-Relevant Science. *Soc. Stud. Sci.* 17, 195–230. <https://doi.org/10.1177/030631287017002001>
- Kirchhoff, C., Esselman, R., Brown, D., 2015. Boundary Organizations to Boundary Chains: Prospects for Advancing Climate Science Application. *Clim. Risk Manag*

- Lazure, P., and F. Dumas. 2008. An external-internal mode coupling for a 3D hydrodynamical model for applications at regional scale (MARS). *Adv. Water Resour.* 31: 233–250. doi:10.1016/j.advwatres.2007.06.010.
- Ledoux, E., Gomez, E., Monget, J.M., C. Viavattene, P. Viennot, A. Ducharne, M. Benoit, C. Mignolet, C. Schott, B. Mary. 2007. Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin. The STICS-MODCOU modelling chain. *Sci. Total Environ.*, 375 (1–3), pp. 33-47
- Lemos, M.C., Kirchhoff, C., Ramprasad, V., 2012. Narrowing the Climate Information Usability Gap. *Nat. Clim. Change* 2, 789–794. <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE1614>
- Le Noë J., Billen G., Garnier J., 2017. Nitrogen, phosphorus and carbon fluxes through the French Agro-Food System: an application of the GRAFS approach at the territorial scale. *Sci. Tot. Env.*, 586: 42–55. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.040
- Le Pichon, C. and M. Alp, 2018. Projet ANACONDHA "Analyse spatiale de la connectivité des habitats fonctionnels pour les poissons à l'échelle de l'estuaire". Rapport de recherche du programme Seine-Aval 5: 101p.
- Le Pichon, C. et al., 2006. Anaqualand 2.0: freeware of distances calculations with frictions on a corridor. Antony, Cemagref: <https://www6.rennes.inra.fr/sad/Outils-Produits/Outils-informatiques/Anaqualand>.
- Lestel L., Carré C. (dir.), 2017, *Les rivières urbaines et leur pollution : Berlin, Bruxelles, Milan et Paris, 1850 – 2010*, Editions Quae, Indiscipline, 270 pages.
- McNie, E.C., 2007. Reconciling the supply of scientific information with user demands: an analysis of the problem and review of the literature. *Environ. Sci. Policy* 10, 17–38. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2006.10.004>
- Meadow, A.M., Ferguson, D.B., Guido, Z., Horangic, A., Owen, G., Wall, T., 2015. Moving toward the Deliberate Coproduction of Climate Science Knowledge. *Weather Clim. Soc.* 7, 179–191. <https://doi.org/10.1175/WCAS-D-14-00050.1>
- Mostert, E., Pahl-Wostl, C., Rees, Y., Searle, B., Tàbara, D., Tippet, J., 2007. Social Learning in European River-Basin Management: Barriers and Fostering Mechanisms from 10 River Basins. *Ecol. Soc.* 12. <https://doi.org/10.5751/ES-01960-120119>
- Pahl-Wostl, C., 2002. Towards sustainability in the water sector – The importance of human actors and processes of social learning. *Aquat. Sci.* 64, 394–411. <https://doi.org/10.1007/PL00012594>
- Pahl-Wostl, C., Craps, M., Dewulf, A., Mostert, E., Tabara, D., Taillieu, T., 2007. Social Learning and Water Resources Management. *Ecol. Soc.* 12. <https://doi.org/10.5751/ES-02037-120205>
- Pesch, U., Huitema, D., Hisschemöller, M., 2012. A Boundary Organization and its Changing Environment: The Netherlands Environmental Assessment Agency, the MNP. *Environ. Plan. C Gov. Policy* 30, 487–503. <https://doi.org/10.1068/c10150j>
- Pryet A, Labarthe B, Saleh F, Akopian M, Flipo N. 2015. Reporting of Stream-Aquifer Flow Distribution at the Regional Scale with a Distributed Process-Based Model. *Water Resources Management.* 29, pp.139 - 159.
- Raimonet M, Vilmin L, Flipo N, Rocher V, Laverman A, 2015. Modelling the fate of nitrite in an urbanized river using experimentally obtained nitrifier growth parameters. *Water Res* 73:373–387
- Romero E., Garnier J., Billen G., Ramarson A., Riou Ph., Le Gendre R., 2018. The biogeochemical functioning of the Seine estuary and the nearby coastal zone: export, retention and transformations. A modelling approach. *Limnol. & Oceanogr.* DOI: 10.1002/lno.11082.
- Roy, M. L. and C. Le Pichon, 2017. "Modelling functional fish habitat connectivity in rivers: A case study for prioritizing restoration actions targeting brown trout." *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 27(5): 927-937.
- Ruelland, D. et al., 2007. SENEQUE: a multi-scaling GIS interface to the Riverstrahler model of the biogeochemical functioning of river systems. *The Science of the total environment*, 375(1-3), 257– 73.
- Saleh, F., N. Flipo, F. Habets, A. Ducharne, L. Oudin, P. Viennot, E. Ledoux. 2011. Modeling the impact of in-stream water level fluctuations on stream-aquifer interactions at the regional scale. *J. Hydrol.*, 400, pp. 490-500.
- Sarkki, S., Niemela, J., Tinch, R., van den Hove, S., Watt, A., Young, J., 2014. Balancing credibility, relevance and legitimacy: A critical assessment of trade-offs in science-policy interfaces. *Sci. Public Policy* 41, 194–206. <https://doi.org/10.1093/scipol/sct046>

- Star, S. (2010). "This is not a boundary object: Reflections of the origin of a concept." *Science, Technology, & Human Values*, 35, 601-617. doi:10.1177/0162243910377624
- Star, S., & Griesemer, J. (1989). "Institutional Ecology, 'Translations' and Boundary Objects: Amateurs and Professionals in Berkeley's Museum of Vertebrate Zoology, 1907-39". *Social Studies of Science*, 19 (3): 387-420. doi: 10.1177/030631289019003001
- Tippett, J., Searle, B., Pahl-Wostl, C., Rees, Y., 2005. Social learning in public participation in river basin management—early findings from HarmoniCOP European case studies. *Environ. Sci. Policy* 8, 287-299. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2005.03.003>
- Tribbia, J., Moser, S., 2008. More than information: what coastal managers need to plan for climate change. *Environ. Sci. Amp Policy* 315-328.
- Vilmin, L. et al., 2015. Pluri-annual sediment budget in a navigated river system: the Seine River (France). *Sciences of Total Environment*, 502, 48-59.
- van Kerkhoff and Lebel, 2006, van Kerkhoff, L., Lebel, L., 2015. Coproductive capacities: rethinking science-governance relations in a diverse world. *Ecol. Soc.* 20. <https://doi.org/10.5751/ES-07188-200114>
- Weiss C. (1977), « Research for Policy's Sake: the Enlightenment Function of Social Research », *Policy Analysis*, 3, 4, pp. 531-546.
- White, D.D., Wutich, A., Larson, K.L., Gober, P., Lant, T., Senneville, C., 2010. Credibility, salience, and legitimacy of boundary objects: water managers' assessment of a simulation model in an immersive decision theater. *Sci. Public Policy* 37, 219-232.
- Wong, T.H.F., Brown, R.R., 2009. The water sensitive city: principles for practice. *Water Sci. Technol.* 60, 673. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.436>
- Wong, T. H. F. & Ashley, R. 2006 International Working Group on Water Sensitive Urban Design, submission to the IWA/IAHR Joint Committee on Urban Drainage, March 2006.

La construction de la connaissance au service de l'évaluation de la qualité et de l'action

Catherine Carré^{1*}, Nicolas Flipo², Josette Garnier³, Frédéric Gob⁴,
Laurence Lestel³ et Michel Meybeck³

¹ Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, CNRS LADYSS, Paris, France

² Centre de Géosciences, MINES ParisTech, PSL Université, Fontainebleau, France

³ Sorbonne Université, CNRS EPHE UMR 7619 Metis, Paris, France

⁴ Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, CNRS LGP, Meudon, France

* Catherine.carre@univ-paris1.fr

Résumé

Le Piren-Seine a exploré des domaines peu ou pas pris en compte par la surveillance réglementaire du bassin de la Seine, comme les têtes de bassins versants agricoles, les fluctuations de qualité à haute fréquence et /ou en continu, les petits bassins urbanisés, les micropolluants émergents (PCBs, antibiotiques, microplastiques). Le programme a été pionnier dans la reconstitution de la qualité des milieux et de sa gestion sur la longue durée (> un siècle), nécessaire dans les sciences environnementales, par les archives historiques, les archives sédimentaires, les modèles rétro-actifs, permettant d'établir les trajectoires du bassin. La prise en compte complète du continuum aquatique terre-mer, depuis les têtes de bassins à la zone cotière, par une chaîne de modèles bio-géochimiques et écologiques (poissons) est une autre spécificité du programme.

L'analyse sur 50 ans des référentiels théoriques et techniques de la qualité des eaux du bassin Seine-Normandie révèle ces profonds changements sociétaux, techniques, scientifiques et réglementaires. Aujourd'hui, dans le cadre de la DCE, la connaissance de la variabilité spatiale des masses d'eau et la détection des micropolluants réglementaires (n>100), sont largement privilégiés par rapport à la variabilité temporelle, hydrologique, bio-géochimiques et anthropique : un million d'analyses annuelles sont finalement intégrées dans un hyperindicateur DCE de pourcentage de Bon état du bassin, opaque et peu performant. Un atelier avec les partenaires a permis de valider cette analyse et de faire des propositions pour accompagner l'évolution future de la surveillance par les gestionnaires du bassin.

Points clefs

- Point clef 1 Le suivi du fonctionnement du bassin de la Seine par les chercheurs fournit des connaissances complémentaires de celles issues de surveillance réglementaire des milieux aquatiques, sur la variabilité spatio-temporelle de la qualité, les polluants émergents ou la Longue durée
- Point clef 2 Les transformations dans l'acquisition des connaissances suit l'évolution des connaissances, des techniques et de la réglementation, générée à trois niveaux (bassin Seine-Normandie, France, Europe).
- Point clef 3 Les réflexions communes avec les gestionnaires permettent de proposer des modifications de la surveillance et des pistes pour une meilleure valorisation des données.

Pour citer cet article : Carré, C., et al , *La construction de la connaissance au service de l'évaluation de la qualité et de l'action*, dans *Connaissance et devenir des territoires, les recherches du PIREN-Seine face à la société*, Carré (eds.), *Rapports de synthèse de la phase VII du PIREN-Seine, Volume 8*, 2019.

Sommaire

1. Les stratégies des chercheurs du PIREN-Seine pour intégrer les échelles spatiales et temporelles du fonctionnement du bassin de la Seine	34
1.1. Des échelles multiples et emboîtées pour approcher le fonctionnement des bassins hydrographiques	34
1.2. Des échelles temporelles multiples et complémentaires pour aborder le fonctionnement d'un bassin hydrographique, l'étude réglementaire et le rapportage	36
2. Comment les substances sont présentes dans l'eau et transportées dans le réseau hydrographique	38
3. Transformer les données de terrain et de laboratoire en compréhension du fonctionnement du système.....	40
3.1. L'histoire de l'aménagement des cours d'eau fournit des indices d'une dynamique très lente	40
3.2. Les processus de base et leurs facteurs de contrôle.....	42
3.3. Métabolisme territorial, flux fluviaux par rapport aux flux de matières, stockage et taux de fuite.....	42
3.4. La contamination du biote aquatique à travers les niveaux trophiques, une préoccupation croissante	43
4. Une analyse retrospective de la surveillance de la qualité du bassin de la Seine	44
4.1. Les trois grilles de qualité de la qualité des cours d'eau	45
4.2. L'évolution des réseaux de mesure	47
4.3. Le rapportage européen	50
5. Les questions que les utilisateurs se posent sur leur réseau de mesure.....	56
5.1. Les difficultés rencontrées : la gestion des réseaux, l'exploitation et l'interprétation des données.....	57
5.2. Des réseaux de stations de mesure aux actions sur le terrain.....	61
5.3. L'évolution des réseaux attendue, souhaitée	62
Bibliographie.....	65

Dès les débuts du PIREN-Seine en 1989, la question du suivi de la qualité du milieu s'est immédiatement posée concernant l'impact de l'agglomération parisienne sur la Seine. L'évaluation de la qualité du milieu s'est portée sur quelques paramètres biogéochimiques d'intérêt tels que les nitrates, les phosphates ou encore les métaux, afin d'estimer les capacités de traitement des stations d'épuration.

Si les travaux en chimie analytique ont très vite donnés des résultats, les chercheurs ont relevé la difficulté de mesurer correctement le milieu, du fait des variabilités spatiales et saisonnières auxquelles est soumis le bassin, des données déterminantes pour évaluer la qualité de l'eau. En effet, des mesures toutes les heures à l'aval d'une grande ville ne donneront pas les mêmes informations que celles effectuées toutes les semaines en tête de bassin. C'est pourquoi le PIREN-Seine a multiplié ses approches pour caractériser correctement le milieu : choix de sites ateliers représentatifs, développement de méthodologies innovantes de suivi de qualité comme les bio-indicateurs, ou encore mise en place d'un réseau de mesures à haute fréquence le long de l'axe Seine pour prendre en compte l'amont, la zone centrale et l'aval du bassin.

Ce travail a permis de suivre les contaminants des cours d'eau, en considérant l'ensemble des émissions et des sources de contamination. Certains travaux du PIREN-Seine ont ainsi été pionniers (sur les PCB, antibiotiques, micro-plastiques). L'objectif de l'acquisition de données n'est pas de décrire l'état du cours d'eau mais de comprendre les fonctionnements des milieux aquatiques en interaction avec les sociétés, sur l'ensemble du bassin versant, les processus dans la rivière, dans le bassin et entre la société et l'hydrosphère à l'œuvre, passés présents et futurs. Les modèles fonctionnent grâce aux séries de données acquises sur des pas de temps différents. Ils contribuent à en faire la synthèse et en assurer valeur ajoutée et mises en perspective (voir partie 1).

Le programme a examiné l'analyse des tendances sur plusieurs décennies (par exemple, l'impact des traitements des eaux usées, l'impact du contrôle du phosphore sur l'eutrophisation, les changements hydrologiques attendus en raison du changement climatique). Enfin, la prise en compte de la longue durée (plus de 50 ans) est un marqueur spécifique du programme qui vise à comprendre les interactions entre les bassins versants, leurs territoires et leur société. Elle est réalisée par (i) la recherche historique (voir par exemple les thèses soutenues pendant la phase 7, Tatiana Dimitrieva en 2017 et d'Alexandra Boccarossa, en 2018), (ii) la modélisation rétrospective basée sur la base de données des pressions passées établies par les scientifiques et sur des modèles d'état de pression (par exemple la qualité du flux moyenâgeux), (iii) et l'analyse des archives sédimentaires.

Enfin, les réseaux de mesure ont été considérés comme objets d'étude en soi, à travers l'évolution de leurs objectifs selon les différentes législations nationales et européennes, leur déploiement dans le bassin de la Seine, et aussi selon leurs différents utilisateurs. Ces utilisateurs ont été sollicités en réunissant chercheurs et gestionnaires pour un retour d'expérience, les apports de ces réseaux, leurs limites, et proposer des pistes d'amélioration.

1. Les stratégies des chercheurs du PIREN-Seine pour intégrer les échelles spatiales et temporelles du fonctionnement du bassin de la Seine

L'acquisition de données par les scientifiques n'est pas la même que celle réalisée par les autorités de bassin depuis 1971 avec la mise en place du premier réseau national de surveillance. Les enquêtes environnementales réglementaires visent à fournir des outils d'évaluation des politiques publiques et doivent être conformes aux réglementations nationales et européennes (comme la DCE). Les données réglementaires ont donc un certain nombre de limites, dues à des effets spatiaux (comme le positionnement des stations) et temporels (la fréquence des mesures) auxquels les chercheurs ont tenté de répondre en sélectionnant les stations ou périodes de mesure les plus appropriées.

1.1. Des échelles multiples et emboîtées pour approcher le fonctionnement des bassins hydrographiques

Une première logique d'acquisition de données a donc été spatiale et est venue compléter les données de l'agence de l'eau de la Seine, centrée dans les années 1980 sur les grands fleuves et les zones urbaines. En 1971, les enquêtes réglementaires sur la qualité de l'eau ont d'abord porté sur les usages de l'eau des rivières,

puis sur l'identification des points chauds polluants, essentiellement d'origine urbaine, avec le poids des rejets de l'agglomération parisienne. Les eaux d'amont n'ont été prises en compte qu'en 2006, lorsque la DCE a été pleinement appliquée en France dans la surveillance des masses d'eau.

Les scientifiques ont combiné un large éventail d'échelles spatiales. Lorsque le programme PIREN-Seine a démarré en 1989, plusieurs échelles d'études étaient concernées (voir sur la figure 1 : C, D, E), privilégiant la compréhension des tronçons sous contrainte maximale, comme en aval de Paris. Peu de temps après, les chercheurs ont commencé à établir les niveaux de bruits de fond naturels dans les cours d'eau d'amont homogènes répartis sur l'ensemble du bassin (B) et à considérer le débit du système à la sortie du bassin (F).

Cependant, le fonctionnement biochimique de l'ensemble du réseau fluvial a été évalué depuis le début par une approche d'ordre des cours d'eau, de la source (ordre 1) à la sortie (ordre 7 ou 8 dans la Seine) pour les besoins de la modélisation de Riverstrahler (Billen et al., 1994). Chaque ordre a été caractérisé par ses caractéristiques hydro-morphologiques moyennes, pour lesquelles des caractéristiques biogéochimiques ont été calculées. Des territoires homogènes de couverture terrestre (comme les forêts, les prairies et les terres cultivées sous différents types d'agriculture intensive) ont ensuite été combinés avec les ordres de cours d'eau.

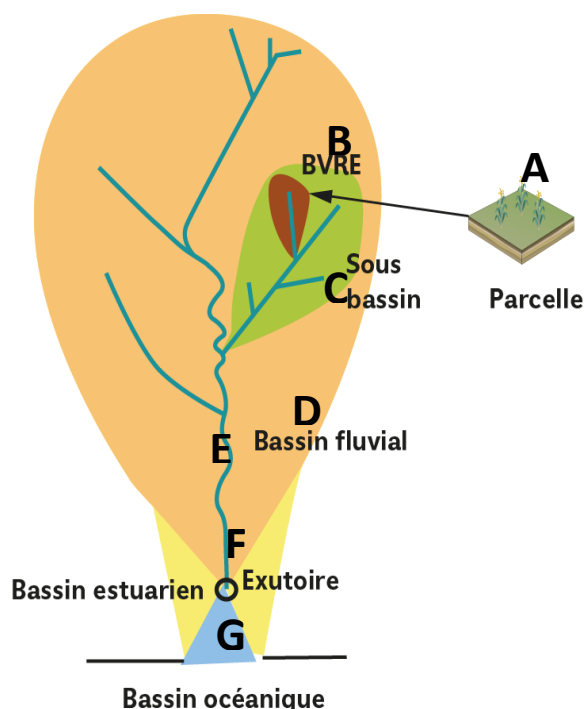


Figure 1. Échelles d'analyse spatiales multiples et imbriquées dans le bassin hydrographique. A : échelle de la placette. B : cours d'eau d'amont. C : Sous-bassins. D : Sections de la rivière impactées. E : Sources ponctuelles spécifiques. F : sortie de bassin. G : secteur estuarien. Les modèles Piren-Seine couvrent tout le spectre, de A à G (Meybeck).

Des études de sous-bassins (C) ont été développées sur des territoires homogènes, avec des points connus ou des sources diffuses de polluants : rivières suburbaines (Orge), territoires ruraux (Grand Morin et son bassin versant intégré de l'Orgeval), rivière à ancienne rafting bois (Yonne). L'écologie des poissons a également été étudiée et modélisée à cette échelle intermédiaire (plaine inondable du Bassée). Cette échelle est également celle utilisée pour les eaux souterraines : tous les grands aquifères (plusieurs milliers de km²) ont été considérés individuellement, avec leur connexion à la plaine d'inondation et au cours d'eau, selon une approche spécifique par maille, avec des maillages variables.

Dans la région parisienne (D), l'analyse de la morphologie fluviale, de la chimie de l'eau ou de la qualité microbienne a été réalisée à une échelle très différente, avec une résolution de 1 km ou moins. Cela a permis de construire des modèles 2D spécifiques à une résolution temporelle infraquotidienne. L'exutoire du bassin de Poses (F) est un point d'étude privilégié pour l'établissement des bilans de production, l'analyse des tendances depuis le début des études réglementaires et pour l'analyse longue durée du système fluvial à partir des archives sédimentaires. Le barrage de Poses, empêchant la marée de se propager en amont, marque la limite avec le secteur estuarien (G).

Cet aperçu doit être complété par d'autres types d'études sur les masses d'eau qui ne font pas partie du réseau hydrologique fluvial (voir la figure 2) : (i) l'échelle de la parcelle (A) où sont pris en compte les transferts des zones plantes-sols insaturées et les apports agrochimiques, (ii) les sources ponctuelles de polluants (E), comme les rejets de stations d'épuration, les débordements des réseaux d'assainissement et les effluents hospitaliers, (iii) les territoires dont l'organisation hydrologique est totalement artificielle, comme dans la région de Versailles depuis les années 1670. Le bassin de la Seine présente une caractéristique très

particulière avec la station géante de traitement des eaux usées de Seine-Aval (E), qui collecte et traite 70% des eaux usées de l'agglomération. Les scientifiques ont ainsi accès à un échantillon bien intégré et représentatif d'eaux usées brutes et traitées pour une population de la taille d'un pays comme l'Autriche ou le Danemark. L'axe de la Seine à l'amont et aval de Paris (D), un tronçon sous pression maximale, est un élément permanent du programme.

CONTROLES						ETAT DU MILIEU						
	Taille	chgt. clim.	chgt. pop.	chgt. agric.	urbani-sation	poll. azotée	poll. organ./bact.	poll. metal.	poll. pestic.	Eutroph./HAB	degrad. habitat	alter. biodiv. aquat.
Parcelle (Côte St André)	<1 ha											
BVRE (Orgeval)	10 - 100 km ²		⋮		⋮		⋮				⋮	⋮
Sous-Bassins	1000 - 10 000 km ²											
Bassins fluviaux	100 000 km ²											
BV fluvio-estuariens	100 000 km ²											
Bassins océaniques	1 Mkm ²											

Figure 2. Emboîtement des échelles dans les bassins versants : importance relative de certains éléments d'analyse : les interactions Homme-bassin versant dépendent des échelles. Les échelles les plus fines permettent d'isoler des interactions spécifiques. Les échelles les plus grossières en intègrent toute la complexité (Meybeck).

En théorie, les concepts de fonctionnement des cours d'eau devraient couvrir toutes les échelles, comme l'exprime un document fondamental, le River Continuum Concept (Vannote et al., 1980). En réalité, très peu d'études atteignent ce niveau. Le modèle Riverstrahler, l'un des outils clés du PIREN-Seine, combine les observations de terrain des eaux de tête à la zone côtière (A à G).

1.2. Des échelles temporelles multiples et complémentaires pour aborder le fonctionnement d'un bassin hydrographique, l'étude réglementaire et le rapportage

Cette deuxième approche est transversale à la précédente. Les scientifiques qui s'intéressent au fonctionnement du système choisissent les échelles temporelles les plus appropriées pour couvrir les facteurs de contrôle dominants et/ou les processus fluviaux (Figure 3). Les mesures hydrologiques sont réalisées à l'échelle quotidienne, grâce aux réseaux hydrométéorologiques réglementaires. À l'amont des cours d'eau et pour les tempêtes dans les territoires urbanisés, une observation subquotidienne est nécessaire. Au début du projet, un travail de terrain intensif a été réalisé sur de courtes périodes, avec des profils longitudinaux trimestriels et des échantillonnages bimensuels à des stations clés (p. ex., près du laboratoire).

La variabilité hydrologique dépend également de la taille du bassin hydrographique intercepté à la station : ainsi la durée des crues varie de quelques heures pour les cours d'eau d'amont à quelques semaines pour les grands bassins (100 000 km²). Les processus internes à l'intérieur de la rivière, comme la prolifération du phytoplancton, la formation autochtone de particules organiques et/ou inorganiques, durent de quelques jours à quelques semaines ou plus. Les scientifiques s'intéressent également à la variabilité interannuelle (années sèches par rapport aux années humides).

Les enquêtes réglementaires sur la qualité chimique de l'eau réalisées par l'agence de l'eau et les gestionnaires de cours d'eau partenaires (figure 3) ont généralement une fenêtre temporelle réduite,

centralisée à l'échelle mensuelle, quelle que soit la taille du bassin à la station de contrôle. Par conséquent, ces enquêtes saisissent rarement la variabilité sous-saisonnnière et certains des facteurs de contrôle de la rivière ne sont pris en compte que de façon statistique. Par exemple, dans un ordre de cours d'eau 3, il est très rare que ces relevés rendent compte d'une inondation : le fonctionnement extrême de la rivière est tronqué. Peu d'enquêtes réglementaires sur la qualité des cours d'eau concernent des organismes aquatiques dont le cycle de vie est de saisonnier à annuel : leur relevé est généralement réalisé chaque année (macrophytes, poissons, benthos). L'étude de la chimie des sédiments peut être effectuée tous les deux ans ou moins.

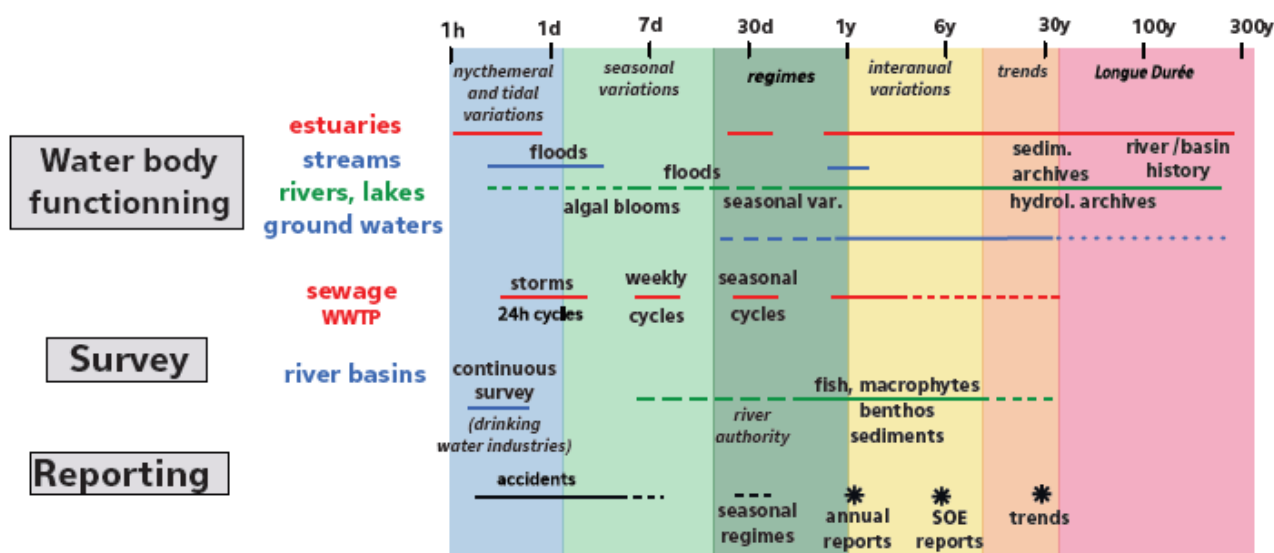


Figure 3. Échelles temporelles des observations de la qualité de l'eau prises en compte dans le programme PIREN-Seine, la surveillance réglementaire et le rapportage.

Des relevés quotidiens et infraquotidiens sont également effectués par les industriels de l'eau, aux prises d'eau de la rivière, sur les eaux usées traitées et en aval de leurs rejets. Ces enregistrements, effectués à des fins de contrôle industriel ou de détection d'accidents, ne sont généralement pas inclus dans la surveillance règlementaire ni dans les rapports sur l'état de l'environnement, annuels ou interannuels (SOE, figure 3).

Au cours des dix dernières années, le programme a développé un réseau de capteurs chimiques multiples qui fournissent un enregistrement continu de nombreux analytes. Ils sont principalement situés en Basse Seine pour suivre l'impact des rejets de l'agglomération parisienne. Le modèle ProSe génère des concentrations à haute fréquence depuis le secteur parisien de la Seine jusqu'à l'estuaire. Ce secteur reçoit les rejets de plus de 10 millions d'habitants, dont les rejets de la Step de Seine-Aval (SAV), la plus importante d'Europe. La distribution supérieure (90%) des concentrations de NH₄ (échelle de gauche sur la figure 4) est simulée pour la période 2007-2011 sur 200 km, selon un profil longitudinal de la station Seine de Paris à Poses, sortie du bassin de la Seine (Vilmin et al., 2015).

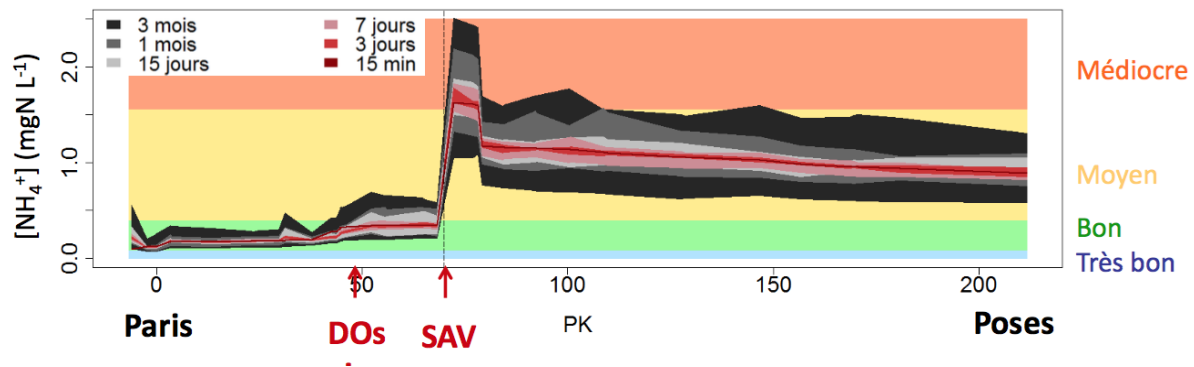


Figure 4. Simulation de la distribution du NH_4^+ pour la période de 2007 à 2011 sur 200 km de Paris à Poses, selon plusieurs fréquences de mesure allant de 15mn, 3, 7 et 15 jours à 1 et 3 mois (Vilmin et al., 2015).

Différentes fréquences d'enquêtes sont simulées ici, de 15mn à 3 mois. L'impact de la station d'épuration est mieux simulé lorsque la fréquence du relevé est inférieure à 3 jours. Les orages d'été dans le centre de Paris provoquent des débordements d'égouts sur le réseau unitaire (DOs) qui génèrent des pics mineurs d'ammoniac, avec un impact limité à l'échelle interannuelle. La dégradation réglementaire de la qualité de l'eau de rivière à l'exutoire de la station de Seine-aval est quantifiée et qualifiée par l'échelle de droite, selon la grille de qualité et le code couleur de la DCE. La qualité de l'eau est diminuée de deux niveaux de couleur sur 10 km et d'un niveau sur 130 km, jusqu'à la station Poses.

Un autre enregistrement continu est maintenant placé dans le bassin versant du cours d'eau expérimental d'Orgeval (ordre 2), où il enregistre la variabilité à échelle fine dans un bassin agricole drainé. Ce suivi génère une énorme quantité d'informations. Les données doivent ensuite être assimilées pour fournir des informations spécifiques sur l'exposition réelle des espèces aquatiques à la variabilité de la qualité de l'eau.

2. Comment les substances sont présentes dans l'eau et transportées dans le réseau hydrographique

Les scientifiques définissent leurs propres objectifs : améliorer la connaissance des systèmes aquatiques, étudier leurs principaux processus biochimiques ou physiques et leurs principaux facteurs de contrôle, ainsi que leur variabilité temporelle et spatiale. Les scientifiques sont libres de cibler leurs recherches sur les secteurs ou les périodes qu'ils jugent les plus pertinents pour les processus qu'ils envisagent et en fonction de leur variabilité prévue. Les scientifiques choisissent également le milieu approprié (dissous/particulaire ; en suspension/déposé, filtré/non filtré). La stratégie d'échantillonnage est ensuite adaptée à la variabilité prévue du processus dans la masse d'eau (voir les figures 2 et 3).

L'analyse des flux dans les compartiments du système terrestre se fait à toutes les échelles spatiales (du bassin versant à l'échelle micro) sur une échelle de temps plus ou moins fine (très fine pour des paramètres comme le phosphore, la silice ou l'azote, beaucoup plus grossière pour les métaux). De grandes campagnes de mesures instantanées sont effectuées sur le terrain et des expériences en laboratoire, selon les ordres de Strahler (p. ex. mesure des taux d'activité - quantité de phosphore prélevée par les algues, dégradation de la matière organique par les bactéries).

Des dizaines de processus ont été considérés dans l'atmosphère, l'hydrosphère, la pédosphère et la géosphère, suite aux transferts des produits entre ces compartiments et à l'intérieur de ceux-ci. Les cycles des éléments biogéochimiques les plus réactifs (carbone, azote, phosphore, silice) ont été particulièrement abordés, en considérant toutes les positions le long du continuum fluvial (Figure 1, A à G), ainsi que le transfert des polluants (métaux lourds, PCB, HAP, pesticides, médicaments) de leurs diverses sources ponctuelles et diffuses vers la sortie du fleuve, où leur exportation depuis tout le bassin est établie. La réactivité et la dégradation des polluants peuvent être déterminées en fonction de la distance de dégradation

et de la demi-vie des produits dans le fleuve (voir encadré 2). Des secteurs fluviaux spécifiques sont identifiés (Figure 1, C, D) par rapport à des sources attendues ou connues (E) ou à des caractéristiques hydrologiques comme la plaine d'inondation du Bassée ou les grands barrages réservoirs.

Les apports et le devenir des bactéries fécales et des virus dans et à l'intérieur du cours de la rivière ont été particulièrement étudiés. Ce travail a été fait en considérant les archives historiques des bactéries fécales qui s'étendent sur plus de 120 ans à la prise d'eau de la rivière Paris et leur aspect sanitaire, en particulier la baignade en rivière. Outre les stations d'épuration (STEP) de l'agglomération parisienne, d'autres sources ponctuelles de polluants sont considérées, par rapport à leur origine potentielle, comme des hôpitaux, pour les médicaments mais aussi pour l'élevage (antibiotiques), les usages domestiques et urbains (pesticides). Les sources agricoles ont fait l'objet d'une attention particulière et l'agriculture biologique a fait l'objet d'un suivi par rapport à l'agriculture intensive classique, en ce qui concerne leurs exportations de nutriments ou de pesticides vers les eaux souterraines et les cultures. Les archives sédimentaires ajoutent des informations très précieuses sur lesquelles les trajectoires de longue durée des polluants persistants peuvent être basées (par exemple, première occurrence, maximum, taux de déclin).

Pour chaque substance nouvellement analysée, des protocoles de terrain et de laboratoire spécifiques doivent être établis. Pour les micropolluants, cette étape est critique et, au cours des 30 années du programme, l'analyse des échantillons a été complètement modifiée par l'augmentation des analyses effectuées chaque jour, les limites de détection - parfois réduites d'un à deux ordres de grandeur. Le développement de techniques analytiques permet également de prendre en compte des questions brûlantes, qui ne pouvaient pas être traitées auparavant sous forme de nanoparticules et de microplastiques (voir Dris et al., 2018)

Le Piren-Seine a ainsi été un pionnier en France sur la contamination du système fluvial par les produits pharmaceutiques urbains, en particulier les antibiotiques (Tamtam, 2008). La Figure 5 présente les concentrations en antibiotiques en entrée et en sortie de la STEP de Seine-Aval. Bien que plusieurs antibiotiques soient détectés à des concentrations élevées dans les eaux usées de cette station d'épuration, jusqu'à plus de 800 ng/L (sulfaméthoxazole), les molécules d'usage exclusivement hospitalier sont très peu détectées et représentées uniquement par la ciprofloxacine, présente à de faibles concentrations (<100 ng/L). Ces travaux ont permis d'identifier les sources et les transferts de ces produits dans le bassin de la Seine, liés aux eaux usées humaines (hôpitaux, stations d'épuration) et à l'élevage. Le profil longitudinal le long de la Seine, entre Paris et Poses, a montré des apports importants de norfloxacine, d'ofloxacine, de triméthoprime et de sulfaméthoxazole en provenance des stations d'épuration, avec une augmentation des concentrations de norfloxacine et de sulfaméthoxazole de respectivement 84% et 70%, les deux atteignant 155 ng L⁻¹ dans la rivière, en aval d'un rejet des eaux usées.

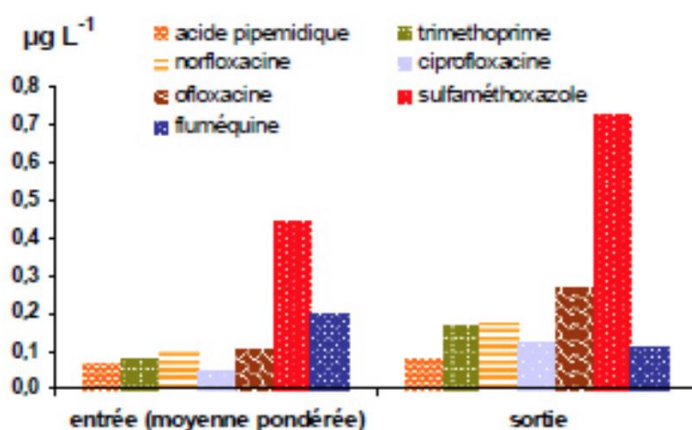


Figure 5. Comparaison des concentrations d'antibiotiques dans les eaux usées non traitées (entrée) et traitées (sortie) de la station d'épuration de Seine-aval (8 millions d'équivalents habitants) (Moreau-Guigon et al., 2010)

Le transfert des antibiotiques à travers le réseau hydrographique est évalué par la comparaison de masses d'eau sélectionnées, de différents niveaux d'anthropisation, une stratégie d'étude commune à d'autres études sur les polluants. Les polluants sont également mesurés dans la matrice particulaire qui traverse le réseau fluvial ; les antibiotiques sont beaucoup plus persistants dans ce milieu que dans la fraction dissoute. La persistance des antibiotiques dans le milieu aquatique est préoccupante : les bactéries de rivière, dans la colonne d'eau mais surtout dans les sédiments, peuvent développer une résistance aux antibiotiques qui affecte les cycles biogéochimiques (voir figure 6).

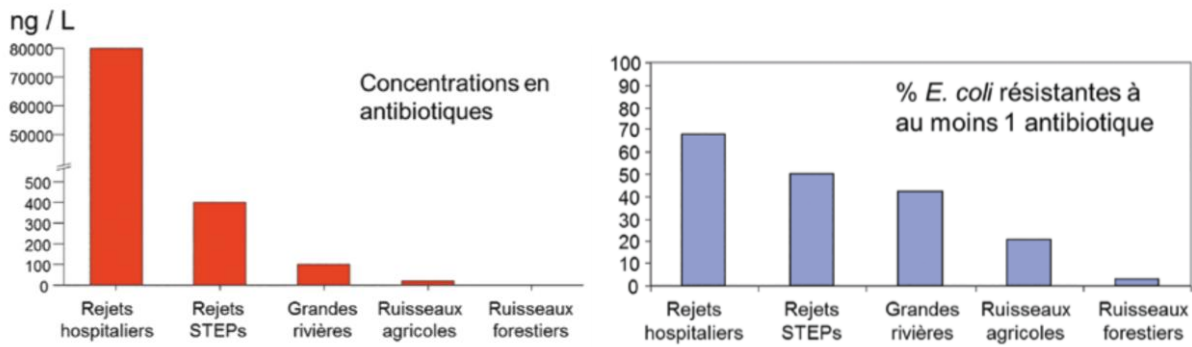


Figure 6. Concentrations moyennes d'antibiotiques et résistance des bactéries entériques *E. coli* à au moins un antibiotique (amoxicilline, tétracycline, sulfaméthoxazole / triméthoprime, amoxicilline / acide clavulanique et céphalothine) dans les plans d'eau représentatifs, des déchets liquides des hôpitaux, des rejets des pwc, des grandes rivières et des ruisseaux agricoles à forestiers pris comme bruit de fond naturel (Passerat et al., 2010)

3. Transformer les données de terrain et de laboratoire en compréhension du fonctionnement du système

Des études ciblées sur le terrain permettent de construire la dynamique hydrologique, sédimentaire et biogéochimique de la rivière, en tenant compte de l'ordre des cours d'eau et en distinguant les sources diffuses des sources ponctuelles de contaminations matérielles, naturelles et anthropiques. Les mesures contribuent à la connaissance des processus biogéochimiques, en examinant les transferts entre les différents compartiments du système de la Seine et les temps de transit sur le continuum fluvial.

La dynamique morpho-sédimentaire du lit de la rivière se produit à une échelle temporelle beaucoup plus grande que tous les autres processus considérés jusqu'ici (comme sur la figure 3). Dans les cours d'eau de plaine sinueux comme la Seine, le transport fluvial est très lent et les matériaux sable-gravier déposés ne sont déplacés que lors des crues décennales ou moins fréquemment. Au niveau des autres dynamiques fluviales (de l'hydrologie à l'écologie), on considère que la morphologie fluviale est invariante alors que l'étude des cartes anciennes révèle pleinement cette variabilité séculaire à laquelle d'autres types de contrôles humains se trouvent.

3.1. L'histoire de l'aménagement des cours d'eau fournit des indices d'une dynamique très lente

Le bassin de la Seine compte plus de 1000 obstacles transversaux (seuil de moulin, barrage, etc.) susceptibles de perturber la continuité écologique et sédimentaire des cours d'eau depuis parfois plusieurs siècles. Dans les milieux de plaine caractérisés par des rivières à relative faible énergie et donc dotées de faible capacités d'ajustements morphosédimentaires l'impact de ces obstacles sont relativement peu connus. Pourtant, bien que moins conséquent que dans les cours d'eau plus pentu, le transport sédimentaire grossier reste important dans le bassin de la Seine et les seuils de moulin ont de façon temporaire ou permanente interrompu ou perturbé le transit sédimentaire depuis parfois plusieurs siècles.

Les hauts-fourneaux sont apparus en haute Marne à partir du 15^e siècle et se sont répandus à travers le bassin jusqu'au début du 20^e siècle. Ces petites industries, utilisant l'énergie fluviale, se sont développées à partir des gisements sédimentaires de la Haute Marne, du XV^e siècle au début des années 1900. Un grand nombre de cours d'eau du bassin de la Seine trouve ce type de scories au sein de leur charge de fond. Les résidus de la métallurgie ancienne permettent l'étude de ces perturbations sur le temps long. En effet ils peuvent être utilisés comme marqueur du transport de la charge de fond des rivières caillouteuses (Houbrechts et al., 2011). Dans la Seine, le transport de particules plus grossières et le contrôle de la morphologie du cours d'eau (érosion / dépôt) qui en découle est une dynamique séculaire (voir la figure 7).

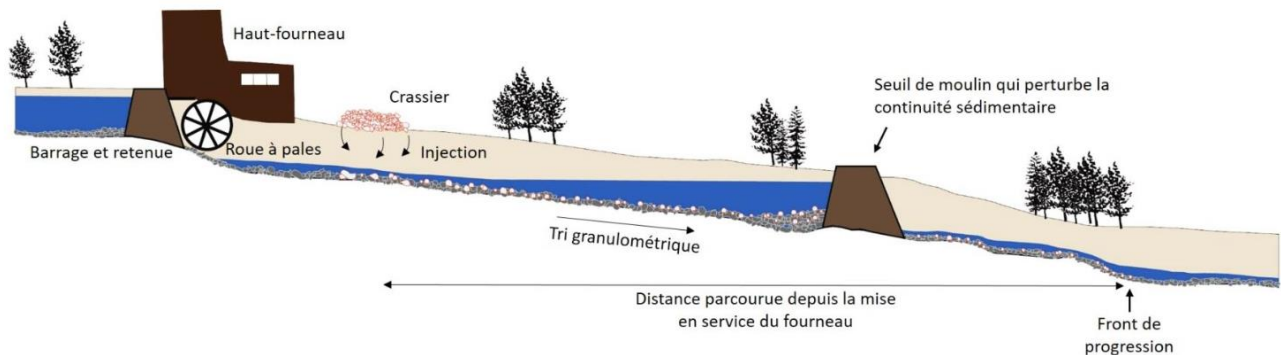


Figure 7. Schéma théorique de la dispersion des scories le long du cours d'eau (Gob et al., 2016)

Les résidus de scories provenant de la fusion historique de la fonte à haut fourneau donnent un aperçu de ce processus. Encore présents aujourd'hui dans le lit du fleuve, ils ont une densité proche de celle du gravier naturel qui caractérise ces tronçons supérieurs du bassin (2,2-2,5 g/cm³ vs 2,6 g/cm³). Une étude de terrain spécifique menée sur le Rognon, affluent de taille moyenne de la Haute Marne, en aval d'un ancien haut fourneau bien daté et bien situé, donne un taux de transport de gravier minimum de 2,16 km/100 y (voir figure 8). Un grand nombre de cours d'eau du bassin de la Seine trouvent ce type de scories dans leur charge inférieure.

La méthode repose sur le postulat que les scories, une fois introduites dans les cours d'eau, progressent à la même vitesse que la charge de fond naturelle de la rivière (Houbrechts et al., 2011). Si l'on connaît le site d'injection et sa période de fonctionnement, en prélevant d'amont vers l'aval les plus grosses scories présentes dans le lit, on peut évaluer la compétence de la rivière et la vitesse de progression de la charge de fond. Ce postulat peut être posé car la densité des scories de hauts-fourneaux est très proche de celle des matériaux naturels (2,2-2,5 g/cm³ pour 2,6 g/cm³) et car, même si les scories sont des particules individuelles, la quantité de scories présente dans la rivière est telle qu'elles correspondent à la propagation d'une « vague sédimentaire ». Les scories sont ainsi soumises aux mêmes conditions hydrologiques et de piégeage que les particules composant la charge de fond.

Ainsi, les résidus de scories permettent de déterminer quelles particules granulométriques sont régulièrement transportées dans le cours d'eau et leur déplacement en vitesse, ainsi que le rôle des obstacles transversaux sur leur déplacement.

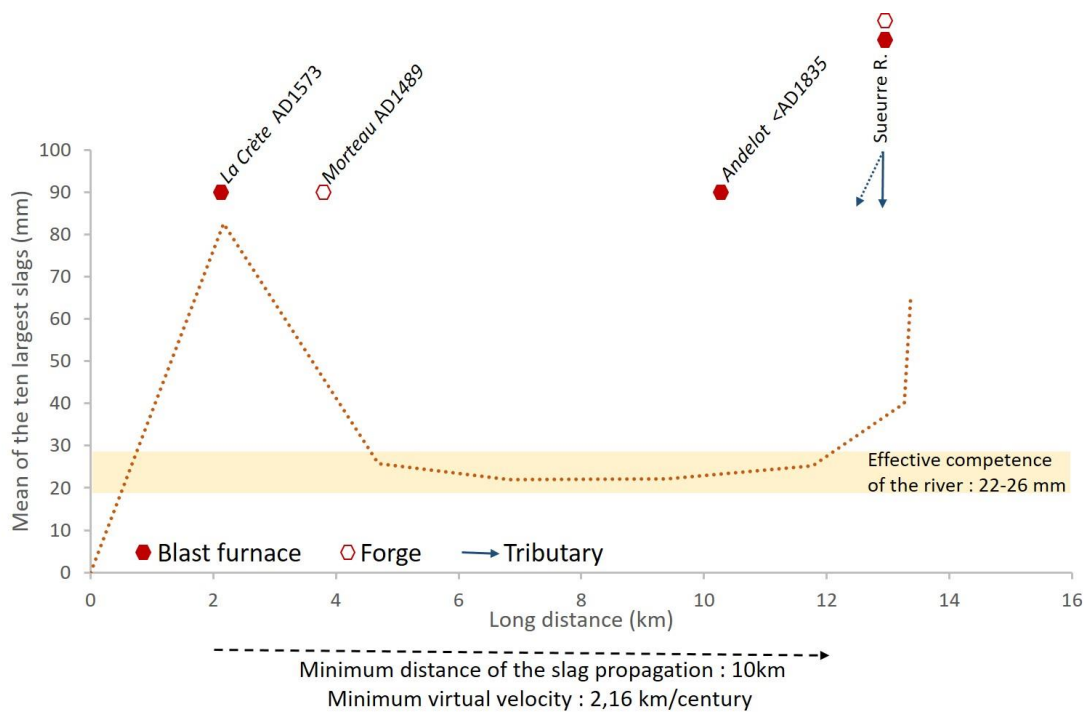


Figure 8. Etude sur le Rognon (affluent de la Marne) de la vitesse de progression des scories (Gob et al., 2016)

3.2. Les processus de base et leurs facteurs de contrôle

L'analyse du système terrestre est appliquée au système fluvial comme aux autres composantes (mers, forêts, lacs). Le système fluvial est d'abord conceptualisé par un ensemble de réservoirs (zone sol-atmosphère-zone insaturée) entre lesquels la matière (gaz, soluté et particules) est échangée et transportée (par ex. le carbone, l'azote). Une fois dans les eaux de ruissellement et/ou dans les eaux souterraines, ces matières sont acheminées d'un endroit en amont à un autre en aval et sont exposées à un autre ensemble de processus physiques et biogéochimiques (par ex. la production d'algues, la respiration bactérienne, le dépôt/resuspension, l'échange soluté-particules). Les scientifiques mesurent les principales constantes du processus (comme le contrôle de la lumière sur la production d'algues ; la vitesse de percolation dans la zone non saturée ; le contrôle de la vitesse lors de la remise en suspension). Pour ce faire, ils combinent des expériences en laboratoire et des analyses sur le terrain. Tous les types de mesures (figure 1, de A à G) ont été effectués pour les éléments biogéochimiques (C, N, P, Si) et pour l'analyse de la pollution métallique (figure 1, de B à G). Les paramètres du processus, qui peuvent varier spatialement et temporellement à l'intérieur du bassin, sont ensuite utilisés dans la modélisation à l'échelle du bassin (modèle Riverstrahler et Cawacs) ou sur un tronçon de rivière spécifique (modèle ProSe, ANAQUALAND).

3.3. Métabolisme territorial, flux fluviaux par rapport aux flux de matières, stockage et taux de fuite

L'un des principaux objectifs des études sur le transfert de produits biogéochimiques et de polluants est l'établissement de flux de matières annuels à interannuels à des stations de mesure choisies pour couvrir différents types d'utilisation du sol et intercepter différentes pressions, ce qui permet d'obtenir des informations intégrées dans le temps et l'espace sur ce territoire. Les flux peuvent ensuite être normalisés par la zone interceptée pour générer des flux spécifiques. Flux spécifiques et concentrations moyennes annuelles à interannuelles peuvent être utilisés pour faire des comparaisons à l'intérieur d'un bassin et entre bassins, ce qui permet de comprendre la variabilité spatiale des transferts et leurs contrôles.

Les flux dans les cours d'eau peuvent également être comparés à la circulation de l'élément ciblé (azote, cadmium, les PCB.) au sein de l'anthroposystème (en considérant l'import-export, la fabrication des produits, le transport et recyclage des matériaux, etc.) En théorie, une société durable ne devrait pas rejeter de déchets dans l'environnement, ce qui entraînerait un niveau de contamination nul. En réalité, il y a une fuite continue de déchets dans le sol, les plans d'eau ou l'atmosphère. La quantité de matériel circulant sur un territoire donné est difficile à évaluer car les données statistiques ne sont à l'origine pas destinées à des objectifs environnementaux mais à des fins économiques ou fiscales. En outre, la circulation des produits devrait être établie par bassins ou sous-bassins, c'est-à-dire selon des limites hydrographiques au lieu de limites administratives. Enfin, les données statistiques concernent les produits manufacturés et non leur composition chimique qui est nécessaire pour une telle comparaison, comme c'est le cas pour les métaux et les pesticides individuels, ou les nutriments (Lestel et al., 2007).

Peu de comparaisons de ce type ont été faites pour le bassin de la Seine, ce qui fournit des informations précieuses sur le métabolisme socio-hydrographique et son évolution dans le temps. Les "taux de fuite" du bassin ont été évalués pour les métaux lourds, Cd, Cu, Hg, Pb et Zn, qui variaient dans les années 2000 de 0,1 à 10 %, selon les métaux. D'après les archives sédimentaires, on constate que ces taux de fuite pour les mêmes métaux étaient dans les années 1950 d'un ordre de grandeur plus élevé qu'aujourd'hui, alors que l'utilisation des métaux était beaucoup plus faible, ce qui constitue une mesure de l'efficacité croissante de l'Anthroposystème. Pour l'azote et le phosphore, qui sont essentiellement importés dans le bassin de la Seine sous forme d'engrais et de produits alimentaires, le taux de fuite est de l'ordre du pourcentage. Des approches similaires ont été élaborées pour d'autres polluants comme les phtalates, comme le DEHP (phtalate de di-2-éthylhexyle). Cependant, la circulation de ces éléments dans l'anthroposphère est telle que leur concentration et leur taux d'exportation à la sortie du fleuve sont d'un à deux ordres de grandeur supérieurs aux flux estimés sans ces contaminants. Le taux de fuite est une mesure de l'efficacité globale de la société, qui pourrait être un indicateur majeur du développement durable.

3.4. La contamination du biote aquatique à travers les niveaux trophiques, une préoccupation croissante

Au début du programme, les espèces aquatiques (phytoplancton, macrophytes, zooplancton, moule zébrée) ont été étudiées comme une partie importante du cycle biogéochimique ou comme indicateurs de la qualité globale de l'eau et de sa restauration. L'écologie du poisson et sa perturbation par de multiples impacts humains (pollution organique, dégradation de l'habitat, régulation du débit des rivières, eutrophisation) a également été prise en compte depuis le début du programme, avec un zoom spatial sur la plaine inondable de la Bassée et un zoom par espèce sur le brochet et le gardon. De plus, les proliférations d'algues nuisibles observées dans l'estuaire externe ont également fait l'objet de modèles spécifiques.

Plus récemment, le transfert de contaminants aux espèces aquatiques et d'un niveau trophique à l'autre, qui sont déterminés à l'aide des signatures isotopiques de l'azote, est devenu une nouvelle préoccupation. Les producteurs primaires (biofilm, litière, macrophytes) avaient les niveaux trophiques les plus bas, les macro-invertébrés (*Gammarus* sp., *Lymnaea* sp., *Corbicula* sp., sangsue) ont un niveau trophique intermédiaire et les poissons (gardon, perche d'Europe, goujon, tanche, barbotte, poissons chats) sont au sommet du réseau alimentaire du Seine River. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les phtalates sont les principaux micropolluants organiques de l'hydrosystème de la Seine (Chevreuil et al., 2009) et empêchent les masses d'eau d'atteindre le bon état chimique, tel que défini par la directive-cadre sur l'eau. En raison du métabolisme des HAPs et des phtalates, la charge corporelle diminue avec les niveaux trophiques d'eau douce, comme on en trouve dans les écosystèmes marins. La biosurveillance des HAP et des phtalates est complexe parce qu'ils sont rapidement métabolisés dans les organismes aquatiques, en particulier les poissons.

Les niveaux des principaux métabolites des HAP et des phtalates ont donc été surveillés (figure 9) dans les organismes aquatiques capturés dans la rivière, des producteurs primaires aux macroinvertébrés et aux poissons, afin d'évaluer la bioaccumulation et le transfert de ces polluants et de leurs métabolites dans la toile trophique (Goutte et al., soumis). Les niveaux trophiques ont été déterminés à l'aide des signatures isotopiques de l'azote. Les producteurs primaires (biofilm, litière de feuilles, macrophytes) avaient les niveaux trophiques les plus bas, les macroinvertébrés (*Gammarus* sp., *Lymnaea* sp., *Corbicula* sp., sangsue) avaient un niveau trophique intermédiaire et les poissons (gardon, perche d'Europe, goujon, tanche, barbotte,

crapet-soleil noir) étaient au sommet du réseau alimentaire. En raison de l'HAP et du métabolisme des phtalates, la charge corporelle diminue avec les niveaux trophiques d'eau douce, comme on le trouve dans les écosystèmes marins. Les niveaux de métabolites des HAP n'ont pas varié selon les niveaux trophiques, probablement en raison de l'élimination rapide de ces produits de dégradation. Inversement, une amplification trophique des métabolites des phtalates a été observée probablement parce que le taux d'excrétion est plus lent. Cela soulève des préoccupations écotoxicologiques, car les métabolites des phtalates ont également des effets délétères.

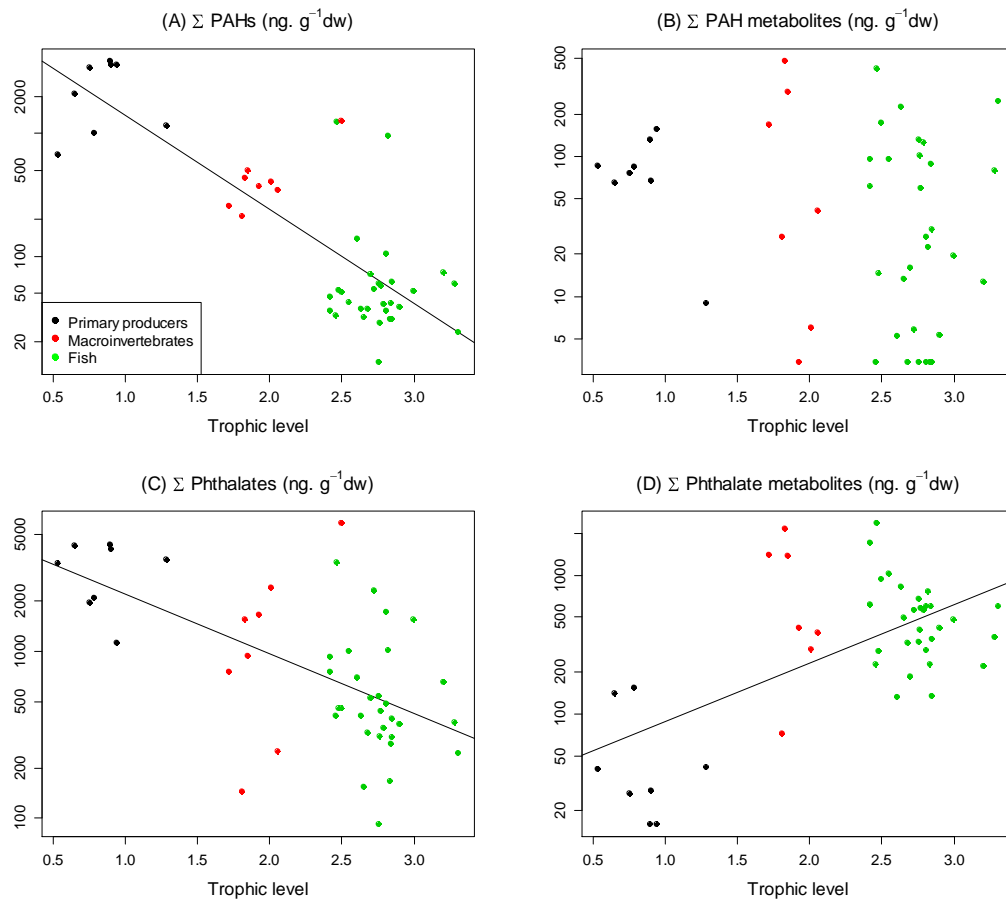


Figure 9. La surveillance ciblée des communautés biotiques fluviales pour les HAP, les phtalates et leurs métabolites : Dilution trophique de (A) hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), mais non de (B) métabolites des HAP. (C) Dilution trophique des phtalates et (D) bioamplification trophique des métabolites des phtalates dans un réseau trophique d'eau douce : producteurs primaires (points noirs, biofilm, litière de feuilles, macrophytes), macroinvertébrés (points rouges, *Gammarus* sp., *Lymnaea* sp., *Corbicula* sp., leech) et poissons (points verts, gardon, perche commune, goujons, tanches, barbottes, crapets soleil noirs, poissons chats) (Goutte et al, soumis).

4. Une analyse retrospective de la surveillance de la qualité du bassin de la Seine

La phase 7 du programme a été l'occasion de faire une analyse de l'évolution de la surveillance réglementaire autour de trois axes : les successions de grilles de qualité depuis 1971 et leurs effets, l'évolution des réseaux spatiaux de surveillance dans le bassin de la Seine, le point sur l'état de la surveillance dans l'ensemble des pays européens à la date de la mise en place du rapportage européen.

4.1. Les trois grilles de qualité de la qualité des cours d'eau

La volonté d'une gestion intégrée des rivières et d'une priorité donnée à l'écologie par les différentes réglementations, nationales (Loi sur l'eau 1992) et européennes (DCE 2000) a été accompagnée de la construction d'une vision de plus en plus élargie et intégratrice spatialement et temporellement de la qualité des rivières dans leurs bassins versants. La modification des référentiels des politiques de l'eau - passant d'une protection de la ressource pour les usages humains à une préservation ou restauration des fonctionnalités des milieux aquatiques - a abouti à une succession de trois référentiels d'objectifs de qualité (indiquant pour les paramètres les valeurs seuils ou guide et les modalités de construction des indicateurs) : la grille de 1971, autour des usages et de leur préservation, celle des années 1990 dite SEQ-eau, avec un mixte milieu - usages, la grille DCE autour du bon état écologique des masses d'eau (ME).

Les objectifs de qualité des rivières ont été pensés progressivement, avec un élargissement spatial de la définition de la qualité, d'abord à la station de mesure et sur le linéaire du cours d'eau (avec la mise en place des agences de l'eau en 1964) et, sous la pression des réglementations européennes (DCE), pour l'ensemble des masses d'eau des bassins versants: têtes de bassin, puis tronçons ou corridors fluviaux, avec leurs sous-bassins propres, jusqu'à l'estuaire, eaux souterraines, plans d'eau. De plus des réseaux spécifiques concernent les stations de bouclage des bassins, en amont des estuaires, où les flux annuels transportés à la zone côtière doivent être fournis aux secrétariats des conventions OSPAR (1998), pour la façade atlantique, et Barcelone pour la Méditerranée.

Tableau 1. Les différents référentiels de la qualité des cours d'eau

Référentiel	Logique	Spatialité des mesures des stations	Evaluation Rapportage
Grille INP- 1971	Usages : une grille unique multi usages (satisfaction des usages) Chaque tronçon de rivière est affecté à un ou plusieurs usages	Ponctuel : station choisie en lien avec les usagers principaux de l'eau	Statistiques : % de catégories de stations Cartes des stations et par linéaire, avec 4+1 classes
SEQ-eau	Impacts : multi grilles selon les altérations du milieu en fonction des pressions	Linéaire : par tronçon de cours d'eau	Statistiques : % de catégories de stations Cartes par station, linéaire et volume (voir IFEN, 1998)
DCE	Bon état des Masses d'eau Intercomparaison européenne	Masse d'eau : superficie homogène par hydro éco région, soit des micro bassins, soit des corridors (sans véritable prise en compte des apports des BV pour les ME intermédiaires)	Statistiques : % de ME en bon état Cartes en code couleur (soit binaire, soit 5 classes) par ME et station
Ospar	1998 : Réduction des apports des flux de polluants aux zones côtières	Flux en amont de l'estuaire : un point spatial unique, en sortie du système fluvial	Statistiques : tendances des flux à partir de données discrètes, avec un objectif de 50% de réduction pour une date de référence donnée

Les logiques derrière les indicateurs, ce qu'ils mesurent et les valeurs seuils utilisées, ne sont pas les mêmes (Oudin, 2001). Elles renvoient aux logiques des principales disciplines scientifiques à l'œuvre dans la construction de ces indicateurs : les sciences de la santé humaine (appelées hygiénistes à la fin du XIXe siècle), la géochimie et l'écologie. La pensée hygiéniste opère dans la grille de 1971, l'échelle de la grille est basée sur les usages potentiels de l'eau : eau potable et baignade (1A et 1B), irrigation et usage industriel (2), navigation et refroidissement (3), pas d'usage possible (4). La grille du SEQ-eau repose sur un mixte entre la logique hygiéniste et celle des géochimistes. Les géochimistes font reposer leur grille sur un écart de concentration des polluants par rapport à un bruit de fond naturel du cours d'eau, une concentration naturelle

d'un élément chimique qui sert de référentiel. Les valeurs seuils pour les classes bleue et verte utilisent le bruit de fond naturel ; les limites des classes jaune et orange reprennent les valeurs de la grille de 1971.

Dans la pratique, ces grilles se sont surajoutées plus qu'elles ne se sont succédées, du fait des délais de publication des arrêtés d'application et des guides nationaux (voir la figure 4.6). Ainsi, faute d'arrêtés pour l'application de la grille DCE, les polices de l'eau ont conservé la grille de 1971 puis le SEQ-eau jusqu'en 2007 (qui reprend en partie la grille de 1971). La figure 10 permet en posant la période d'utilisation des grilles de qualité de conclure que l'intégration conceptuelle de la qualité fonctionne sur une superposition de plusieurs logiques spatiales de construction et d'évaluation de la qualité des cours d'eau.

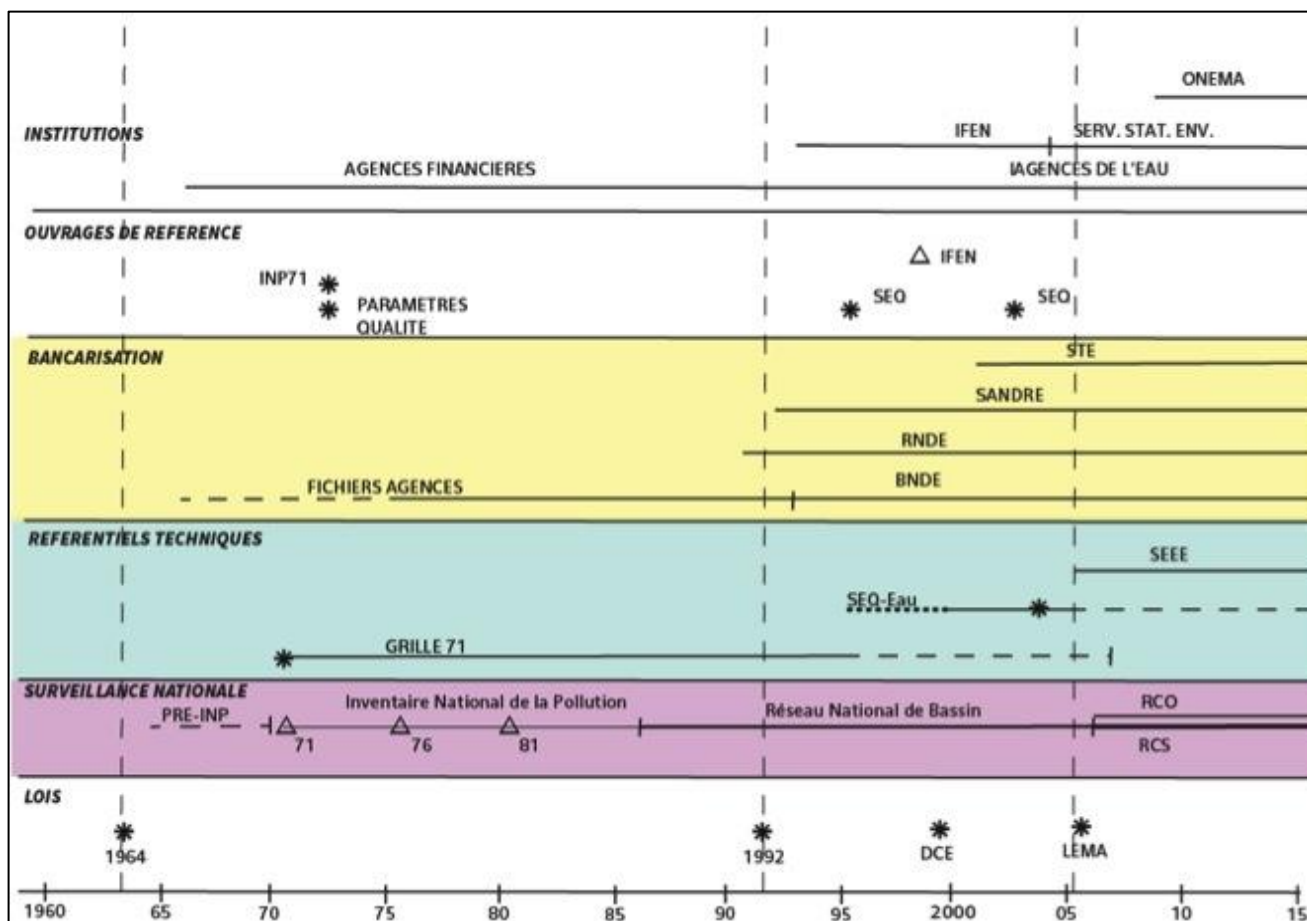


Figure 10. Les trois référentiels de la qualité de l'eau et des milieux dans leur environnement réglementaire et technique (Meybeck et Carré).

Les référentiels techniques correspondent aux grilles de qualité avec les paramètres choisis, le nom et le nombre des classes, leurs valeurs seuils, leurs couleurs symboliques et les indicateurs statistiques résultant du traitement des chroniques de mesure sur le terrain et au laboratoire. Les ouvrages de référence sont ceux développés par les agences et /ou le ministère de l'environnement, indiquant les normes techniques pour effectuer les opérations de terrain, celles aux laboratoires, la nomenclature des produits chimiques analysés et leurs unités de rapportage (code SANDRE), la comparaison entre bassins, l'état de l'environnement etc. Pour l'INP-71-76-81, certains ouvrages techniques ne sont parus au ministère qu'en 1974 (Bremont et al., 1973), après le premier inventaire de 1971. Les opérations de terrain, prélèvements, traitement et conservation des échantillons, n'ont pas fait l'objet d'ouvrage de référence pendant très longtemps. Cette partie de la surveillance est identifiée aujourd'hui comme le maillon le plus faible. Dans les premiers inventaires la distribution de certains paramètres - ammoniacale, organo-chlorés, métaux - a limité voire interdit totalement leur interprétation.

La permanence d'utilisation des anciens référentiels par les opérationnels tient au décalage temporel entre la loi instituant une nouvelle conception de la qualité, les décrets l'instaurant et les guides d'application lui permettant d'être utilisée. L'on observe un effet de multiplication des révisions ces dernières années qui ne facilite pas la construction d'une vision de qualité sur le temps long : DCE 2000, SEQ-Eau v2 2003, circulaire DCE 2005, LEMA 2006, guide technique 2009, arrêté 2010, guide technique 2012, arrêté 2015.

4.2. L'évolution des réseaux de mesure

La surveillance est un outil d'évaluation au service des politiques publiques : elle se distingue donc de l'observation qui vise fondamentalement à améliorer la connaissance du milieu et de la ressource. « *La surveillance a pour finalité première de détecter un signal déclencheur d'une action publique, alors que l'observation vise à comprendre ce signal.* » (Marchand, 2013, page 39)

Le réseau de surveillance est ainsi « *tout autant une réponse opérationnelle aux problèmes rencontrés qu'un indice révélateur de la dégradation progressive des milieux naturels au cours du temps* » (Marchand, 2013, page 41). Pour l'agence de l'eau Seine-Normandie, un réseau de mesure est un dispositif de collecte de données correspondant à un groupement de stations de mesure répondant à une même finalité et dont la maîtrise d'ouvrage est assurée par un seul organisme identifié (AESN, 2010). La station de mesure est définie par un emplacement géographiquement considéré comme étant représentatif de la qualité d'un volume d'eau homogène.

4.2.1. L'évolution du réseau de surveillance dans le temps

Un réseau est constitué de points de prélèvement pour mesurer la qualité de l'eau et son évolution. Ces points de prélèvement ont évolué dans le temps et dans l'espace, plus nombreux avec l'évolution de la réglementation. En Seine-Normandie le total des stations est passé de 293 stations de mesures en 1971 à 2527 en 2009 (Meybeck et Chemal, 2015). Le démarrage du réseau correspond à l'inventaire national de la pollution décidé en 1971 pour répondre aux exigences de la loi sur l'eau de 1964, inventaire effectué sur plusieurs campagnes discontinues (1971, 1976, et 1981). Les stations sont principalement situées sur les grands cours d'eau et les zones de forte pression humaine. En 1987 un dispositif permanent de suivi est instauré avec la mise en place du RNB, réseau national de bassin, et la densification des stations de mesure. À partir de 1991, le nombre de stations se stabilise jusqu'en 2007 où l'on note un nouvel accroissement dû à l'application des dispositions de la DCE par la circulaire du 13 juillet 2006 (voir figure 11).

La distribution spatiale des stations évolue pour couvrir les petits chevelus en plus des grands tronçons, remontant vers les têtes de bassin dans les années 1980-90, recherchant des cours d'eau « naturels », avec seulement un bruit de fond dans les analyses, et le suivi de tous les types d'usage du sol et par là même de pollution domestique, industrielle et agricole (AESN, 2010, page 17). Cette tendance a pu être fluctuante selon les époques : la figure 12 montre d'ailleurs que toutes les stations ne sont pas utilisées chaque année mais l'intérêt apporté aux milieux et à leurs pollutions s'accompagne d'un accroissement des paramètres suivis : 60 paramètres en 1971, 895 en 2007.

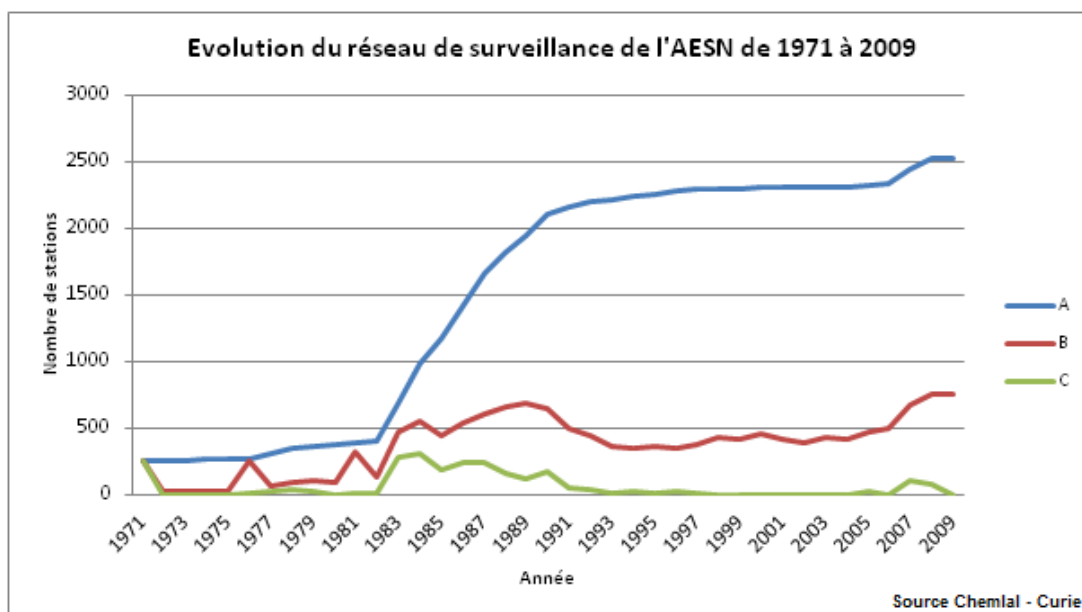


Figure 11. Évolution du réseau des stations de surveillance de l'AESN de 1971 à 2009. A : le nombre cumulé de stations créées - B : le nombre de stations actives - C : le nombre de stations créées chaque année (Chemal, 2015).

Avec la mise en œuvre des exigences de la DCE et en application de la circulaire du 13 juillet 2006, il est décidé le remplacement du RNB par le RCS, réseau de contrôle et de surveillance. La logique de répartition des stations poursuit un objectif de « connaissance de l'état général » et non plus de « suivi de pollution ». Cela s'accompagne d'une diminution récente du nombre de stations de mesure. Cette diminution et l'optimisation de la fréquence d'analyse résultent d'une recherche d'économie budgétaire (liée à la diminution du budget de fonctionnement des agences de l'eau), et d'une augmentation du nombre d'analyses permise par les progrès des laboratoires (avec la diminution de leur coût de revient).

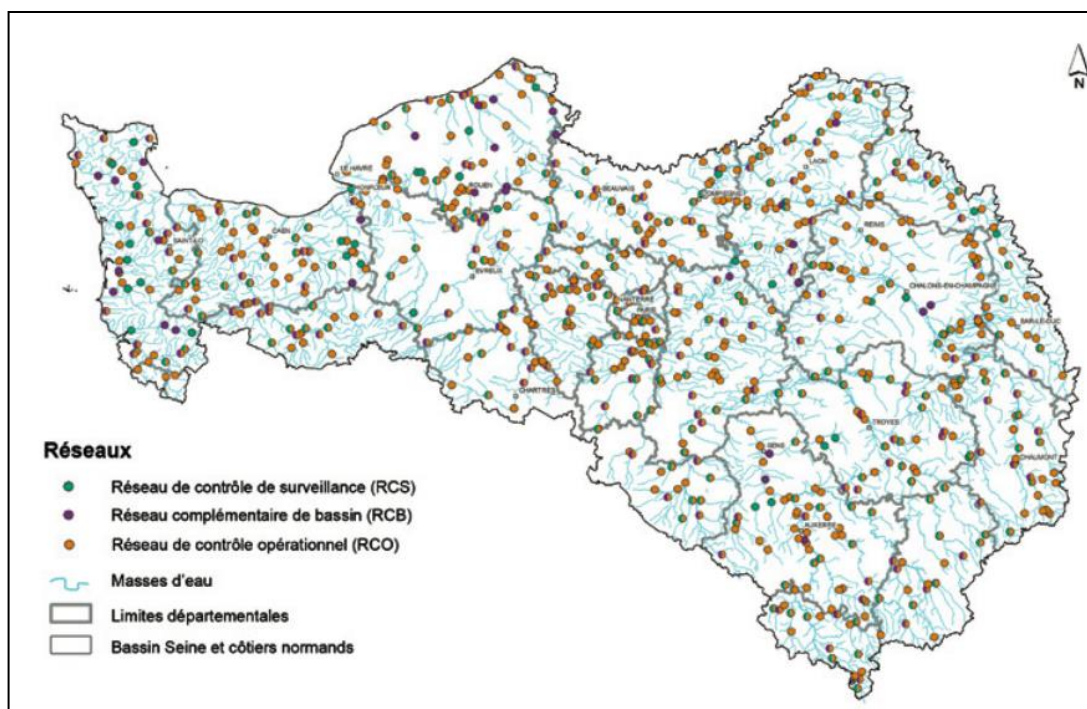


Figure 12. Les réseaux de suivi RCS / RCO / RCB du bassin Seine-Normandie (AESN, 2010, page 17).

Les transformations des objectifs donnés au réseau de mesure s'inscrivent aujourd'hui dans un souci de disposer d'un réseau permanent de stations destiné à donner l'image de l'état général des masses d'eau sur le long terme (réseau RCS), et d'un réseau de contrôle opérationnel (RCO) pour les masses d'eau risquant de ne pas atteindre le bon état, l'analyse des impacts et le suivi des mesures destinées à y remédier (voir la figure 10). En parallèle du RCS et du RCO, les agences de l'eau ont réorganisé leurs réseaux complémentaires (RCB) en vue de couvrir d'autres parties du territoire et de répondre à des besoins autres que ceux liés à la DCE (besoins de connaissances de terrain plus précises, de fréquences de prélèvements plus élevées). Ces réseaux reprennent souvent les stations ayant un historique de données, mais n'ayant pas été sélectionnées pour les réseaux DCE. Enfin, aux réseaux de stations des agences de l'eau s'ajoutent ceux de leurs partenaires (conseils départementaux, syndicats de rivière).

4.2.2. L'intégration thématique et spatiale des mesures et des stations de mesure

La volonté d'une gestion intégrée des rivières et d'une priorité donnée à l'écologie par les différentes réglementations européenne (DCE) et nationale (Loi sur l'eau 1992, LEMA 2006) a été accompagnée de la construction d'une vision élargie et intégratrice spatialement et thématiquement de la qualité des rivières dans leurs bassins versants. Les agences de l'eau ont suivi davantage de paramètres à partir des années 1980. Cela a correspondu au passage d'une surveillance relativement simple à la station de mesure d'une pollution organique, sur des critères essentiellement physico-chimiques, puis intégrant progressivement des indicateurs biologiques qui passent d'indicateurs descripteurs à intégrateurs (Laronde, 2010). Le suivi des micropolluants s'est progressivement mis en place à partir des années 1990, les groupes de micropolluants comprenant le plus de paramètres (467 pour les phytosanitaires, 344 pour les micropolluants organiques). Ainsi les stations de l'agence Seine-Normandie mesuraient en rivière 66 paramètres en 1971, 271 paramètres en 1992 et 895 en 2007 (AESN, 2014). Pour le rapportage de la DCE, le bon état est calculé par masse d'eau, en intégrant les paramètres demandés.

Si l'on considère l'ensemble des opérateurs suivant la qualité de l'eau, les objectifs de qualité des rivières ont été pensés progressivement avec un élargissement spatial de la définition de la qualité, d'abord à la station de mesure, puis sur le linéaire du cours d'eau avec la mise en place des agences de l'eau en 1964, et sous la pression des réglementations européennes (DCE) pour des masses d'eau depuis la tête de bassin jusqu'à l'estuaire et des flux transportés à la zone côtière venant de l'ensemble du bassin versant. Désormais la qualité des rivières doit être fournie pour l'ensemble des masses d'eau des bassins versant, en tenant compte des flux annuels jusqu'aux océans (convention OSPAR, 1998).

À chaque pas s'opère une intégration spatiale, comme on peut le voir sur la figure 13 :

- on passe de la surveillance à la station comme pour les producteurs d'eau potable (SA1, SA2) ;
- aux tronçons de cours d'eau (S1 à S4) pour suivre les effets de déversoirs d'orage par temps de pluie, la faune piscicole (lors de pêche électrique), le suivi amont et aval des centrales nucléaires par EDF, la surveillance des réseaux par les conseils généraux de petite couronne après la réforme administrative de Paris et l'acquisition de la compétence réseaux, comme pour certaines politiques de sélectivité des aides, telle la politique des « points noirs de l'AESN » ;
- à l'échelle des sous-bassins du district hydrographique (par exemple pour l'amont de la Seine jusqu'à la station de Pose, pour l'agence de l'eau Seine-Normandie) le réseau de surveillance des agences s'étoffe progressivement comme nous venons de le rappeler ;
- enfin le réseau de bouclage (SB1) permet le suivi des flux en fermeture des grands cours d'eau, à une échelle qui peut être assimilée à celle du district hydrographique.

La surveillance DCE remplace l'ancienne surveillance générale. Elle se caractérise par le spatial : la masse d'eau (de surface, les lacs, les eaux souterraines, les estuaires) qui doit selon les critères choisis par la France être petite et homogène. Au cours de l'élaboration du SDAGE 2010-2015, une masse d'eau est désormais définie dès que son bassin versant capté est supérieur à 10 km². Pour le rapportage DCE, les agences de l'eau calculent le bon état de chaque masse d'eau, en procédant d'abord à une intégration temporelle des données à chaque station, puis à une intégration spatiale des stations, pour ensuite fournir un indicateur d'ensemble : la proportion de Masses d'Eau (ME) en Bon État Ecologique (BEE)

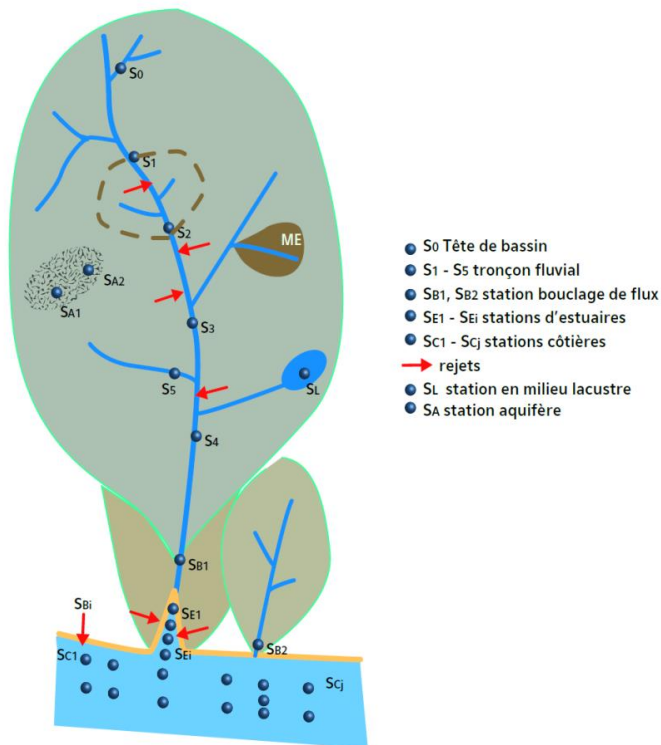


Figure 13. Spatialisation des types de stations de surveillance : des temporalités de fréquences de surveillance différentes selon les objectifs à atteindre (Meybeck, Carré)

Les stations de tête de bassin et de tronçon ont des mesures mensuelles dont les données sont utilisées annuellement en PC90.

La station dite « de bouclage » des bassins est la dernière station à l'aval du bassin, en amont de la marée saline et / ou de la dynamique des estuaires. Les flux annuels de polluants sont calculés pour chaque station à partir des mesures de concentration mensuelles puis sommées par façade maritime. On a donc une très forte intégration spatiale avec une intégration temporelle (comme pour la DCE). Dans le cadre de la convention d'OSPAR, on s'attend à ce que les flux polluants diminuent de moitié, comme les nitrates pour les apports relevés en 1985.

Les stratégies de surveillance spatio-temporelles des estuaires sont très variées : stations mensuelles de qualité avec des prélèvements au même moment de cycle de la marée ; suivis en continu à une station de référence ; profils en long isochrones, en suivant l'onde de marée ; normalisation à la salinité suivant les saisons.

4.3. Le rapportage européen

La mise en place de la directive cadre sur l'eau (DCE) a permis une harmonisation de la surveillance des cours d'eau de l'ensemble des pays de l'Union européenne (UE), avec une métrique commune d'évaluation, le % de masses d'eau (ME) en bon état, largement fondée sur la structure et les fonctionnalités des écosystèmes aquatiques. Cependant l'évaluation de ce bon état repose sur une mise en œuvre différente de la DCE dans chaque pays.

Le travail d'analyse des rapports des pays européens à l'UE a été construit à partir des rapports d'évaluation de la DCE par la Commission européenne (CE) et l'EEA), de rapports nationaux français de la mise en œuvre de la DCE (ONEMA), des guides techniques français de mise en œuvre de la DCE par les agences de l'eau (guide 2010). Un des objectifs de cette analyse est de questionner ce que les politiques publiques, **tant nationales qu'européennes**, font dire à cet indicateur et les problèmes que pose son utilisation comme indicateur sensé **fournir, aux instances européennes**, une information fiable, comparable, évaluant la qualité de l'eau et fondement d'une appréciation des mesures engagées par les pays (Carré et al., 2017).

Le pourcentage de masses d'eau en bon état est un indicateur unique qui agrège les informations recueillies pour des thématiques de qualité des eaux et des milieux aquatiques très divers et en constante redéfinition. L'intérêt de cette démarche est de permettre - tout en tenant compte des spécificités de chaque Etat et des différences régionales au sein de ces Etats - d'avoir un outil commun pour évaluer l'état des masses d'eau et de fournir une information couvrant tout le territoire européen. L'indicateur est basé sur une information binaire : le bon état vs le mauvais état des masses d'eau. Le bon état est en fait composé de deux éléments : l'état écologique qui comporte 5 classes auxquelles correspondent des codes couleurs différents, et l'état chimique, à deux niveaux, bon et mauvais. L'état écologique est lui-même déterminé par des éléments de qualité biologiques, physico-chimiques généraux, polluants spécifiques de l'état écologiques et hydromorphologiques. La nature de deux états écologiques et chimiques est différente : pour beaucoup

d'éléments de qualité, l'état chimique intègre les pressions subies en amont d'une station, alors que l'état écologique est plus influencé par les conditions locales, en particulier celles de l'habitat aquatique. Le critère de « bon état » mélange ces deux approches. L'hyperindicateur a une propriété particulière d'être un chiffre sans dimension, très plastique, pouvant être défini sur des territoires de tailles très variables. Il se présente donc comme un indicateur quantitatif chiffré, variant de 0 à 100% des ME, ce qui permet de représenter son évolution dans le temps, même quand les thèmes de qualité des eaux évoluent, d'effectuer des tableaux de comparaison. L'hyper-indicateur résulte de la compilation statistique de l'état des masses d'eau sur un RBD. Il suppose que toutes les masses d'eau créées sur un RBD soient renseignées tant pour l'état écologique que pour l'état chimique.

4.3.1. Un indicateur soumis aux choix de normalisation spatiale des différents pays

L'hyper-indicateur permet à l'EAA de faire le rapportage de l'évaluation du bon état des ME, généralement en distinguant le bon état écologique du bon état chimique sous forme de cartes ou de tableaux synthétiques. La carte de la figure 14 permet de voir comment chaque pays a décliné le découpage des districts hydrographiques (ou RBD river basin district), avec de grandes différences selon les pays, principalement dues à l'hydrographie.

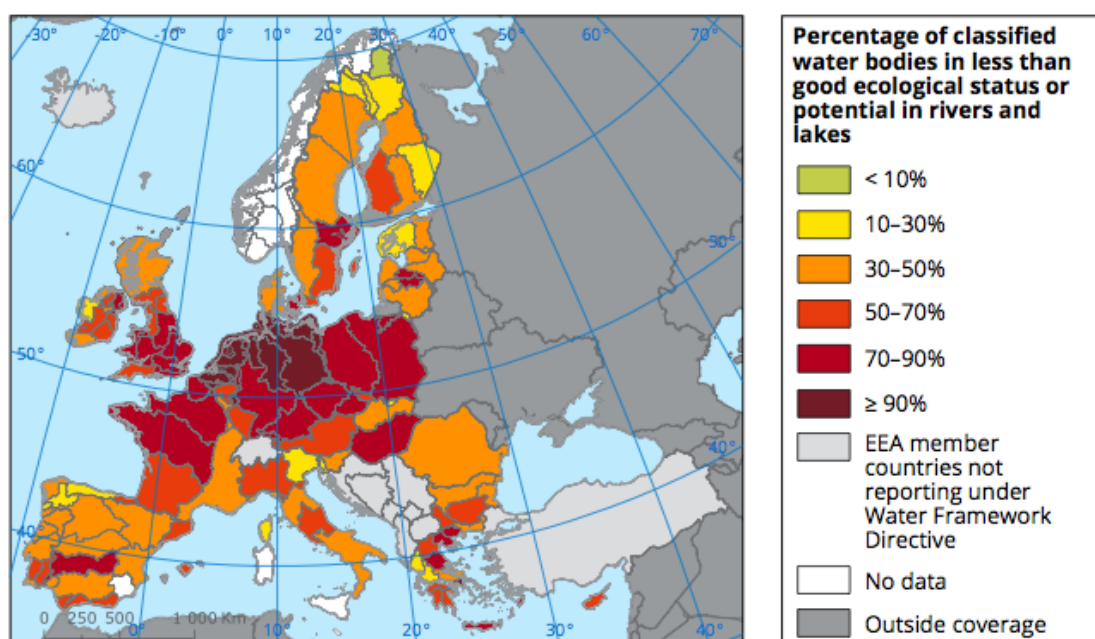


Figure 14. Distribution spatiale de l'hyper-indicateur « Pourcentage de non atteinte du bon état écologique » dans les différents RBD en 2009 (Source EEA, 2015, page 68).

Comme l'indique le rapport de l'EC *"In most cases the RBDs have been established respecting the hydrological boundaries of the river basins, thereby keeping the catchment intact."* (CS, 2012, page 31) *"One of the new elements introduced by the WFD was the legal requirement for transboundary co-operation. 60% of the EU territory is covered by international river basins. International co-ordination and co-opération have been adopted in large catchments like the larger Danube, Rhine, or Elbe basins but also in the smaller basins, like the one shared by the UK and Ireland."* (EC, 2012, p. 51).

Dans les îles britanniques les territoires délimités pour le rapportage sont entièrement délimités par des limites hydrographiques et la résolution du rapportage est beaucoup plus fine qu'en France ou qu'en Allemagne. Dans les grands bassins partagés, Danube, Rhin, Tage, etc. les territoires sont fragmentés suivant des limites politiques plus que par des crêtes hydrographiques : les cours d'eau forment même la limite spatiale des RBDs. Enfin certains pays n'ont rapporté qu'un seul RBD, délimité entièrement suivant les limites politiques, comme l'Autriche, le Luxembourg, la Roumanie, la Slovaquie, la République Tchèque ou la Slovaquie. D'autres pays de faible superficie ont fragmenté leur territoire en petits RBDs comme la Grèce, le Portugal, les états Baltes et les Pays-Bas.

L'hyper-indicateur possède une autre propriété : comme certains indicateurs économiques (ex PNB) il peut être déterminé à des échelles variées. Ainsi l'EEA le définit-elle à l'échelle de l'UE ; il intègre alors les informations recueillies sur plus de 80 000 ME (voir le tableau 2).

Tableau 2. Le découpage des masses d'eau selon les différents Etats de l'UE (d'après EC, 2012, p. 71 et 72)

States	Aera (km ²)	Number of surface water body	Total length of water body (km)	Average river water body lengths (km)
Austria	83 879	7 339	31 392	4
Belgium*	30 528	177	2 472	14
Bulgaria	110 900	688	25 568	37
Cyprus	9 251	216	2 579	12
Czech Republic	78 866	1 069	18 596	17
Denmark	42 916	16 881	12 047	1
Estonia	45 227	645	12 106	19
Finland	338 435	1 602	28 875	18
France	632 834	10 824	241 684	22
Germany	357 168	9 072	126 158	14
Greece	131 957	1 033	11 480	11
Hungary	93 024	869	18 802	22
Ireland	69 797	4 565	21 037	5
Italy	302 073	7 644	78 813	10
Latvia	64 573	204	7 751	38
Lithuania	65 300	832	14 251	17
Luxembourg	2 586	102	nd	nd
Poland	312 679	4 586	111 483	24
Portugal	92 212	1 611	55 725	35
Romania	238 391	3 262	74 473	23
Slovakia	49 036	1 760	18 944	11
Slovenia	20 273	135	2 640	19
Spain	505 991	4 298	74 834	17
Sweden	438 576	15 563	79 466	5
The Netherlands	41 540	254	4 756	19
United Kingdom	248 528	9 080	99 749	11

* Belgium: Flanders and Coastal Waters

Le découpage européen en districts hydrographiques se révèle très hétérogène, combinant plusieurs logiques et présentant des résolutions spatiales qui varient sur deux ordres de grandeur, avec un linéaire moyen de 5 km par masse d'eau en Suède à 35 km au Portugal, 22 pour la France. Cette disparité se remarque sur les autres indicateurs. Dans un pays comme la France, c'est le découpage administratif de gestion de l'eau par les agences de l'eau qui prévaut. Il combine en fait limites hydrographiques et politiques. Le territoire de Rhin-Meuse est en fait fragmenté par trois bassins qui n'ont pas de connexion entre eux sur le territoire français (Ill-Rhin, Moselle, Meuse). La Meuse est rapportée à part mais sans lien avec la partie belge de ce bassin. La Moselle française est rapportée avec le bassin de l'Ill, avec lequel elle n'a pas de lien hydrographique en France, mais pas avec la partie allemande de son bassin. Le territoire couvert par l'Agence Rhône-Méditerranée-Corse est exceptionnellement divisé en deux pour le rapportage WFD, la Corse étant individualisée. Ce découpage spatial peut étonner car les autres agences de l'eau n'ont pas fait de

distinction par exemple en identifiant à part les districts de Bretagne par rapport à la Loire ou de l'Adour pour la Garonne, de taille équivalente à celle de la Corse. Il résulte que la résolution spatiale du rapportage français varie d'un facteur de 1 à 20 : de 7766 et 8680 km², pour la Meuse et la Corse, à 156 490 km² pour le bassin Loire Bretagne.

Tableau 3. Le découpage des masses d'eau de surface dans les districts hydrographiques français en 2013

Districts hydrographiques	Water body area (km ²)	Number of surface water body	Average size (km)
Escaut, Somme, Manche et Mer du Nord	18 738	68	141
Meuse	7 787	145	21
Sambre	1 099	12	33
Rhin	23 653	498	22
Rhône and cote méditerranéenne	120 427	2 781	15
Corse	8 713	234	14
Adour, Garonne, Dordogne, Charente	116 475	2 809	15
Loire-Bretagne	156 490	2 103	51
Seine-Normandie	93 991	1 752	15
Guadeloupe	1 780	58	8
Martinique	1 102	41	12
Guyanne	90 000	852	20
Reunion	2 512	39	25

Source ONEMA, Etat des lieux, 2013, <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/240/0/dce-masses-deau-superficielles-souterraines-1.html>

4.3.2. Le risque de ne pas identifier le très bon et le mauvais état

Le très bon état correspond à l'absence d'impact anthropique décelable. Il peut être atteint dans les bassins versants peu anthropisés ne comportant aucune pression directe ou héritée et avec des pressions indirectes limitées (apports atmosphériques de polluants tels que les HAP ou d'azote etc.). Avec l'application de la DCE, les bassins potentiellement en très bon état ont surtout été recherchés après 2003 pour apporter des références régionales. Si la distinction entre TBE et BE n'est pas faite il y a un danger de ne pas percevoir une dégradation lente mais certaine des stations. Ce type de banalisation de l'état est classique, déjà en 1992 il avait été rapporté à la réunion de l'ONU sur l'eau, préparatoire à Rio-1992 (ICWE, 1992). L'analyse de 15 ans de suivi de la qualité de l'eau des cours d'eau irlandais constatait que l'on avait perdu les rivières de très mauvaise qualité (grâce à une amélioration) mais aussi celles de très bonnes qualité (du fait de leur dégradation).

Le même constat pourrait être établi en France pour les cours d'eau de mauvaise qualité avec la suppression de beaucoup de points noirs. Mais pour les ME en très bon état, nos recherches indiquent que l'on ne les connaît pas, ou mal, car elles sont en général de petites tailles et souvent fragmentées entre plusieurs têtes de bassins, voire plusieurs agences avec désormais le risque, si on les suit pour les identifier et les renseigner, que l'effet du thermomètre DCE les fasse disparaître.

Le travail de Fabien Esculier indique que l'égale pondération de chaque masse d'eau dans un indicateur global de proportion de masses d'eau en bon état sur le bassin aboutit à la disparition d'information pour décrire les grandes rivières et des têtes de bassin. « La dernière intégration spatiale par ME a un biais énorme : elle ne regarde plus l'état des grosses rivières, la focale de l'action des agences depuis 50 ans. Les fleuves ont disparu du pourcentage de masses d'eau en bon état. Parallèlement, les très

petits chevelus des bassins versant ont eux aussi disparu. » (2014, note de synthèse, page 5) Il fait aussi état pour les stations d'une insuffisance de mesures pour l'ensemble des paramètres requis par la DCE : « seules 15% des masses d'eau environ auraient un indice de confiance acceptable » (2014, page 4). Or il existe plusieurs cas où la réglementation actuelle prévoit de recourir soit à la modélisation, soit à l'extrapolation à dire d'expert, en utilisant les masses d'eau voisines et en se basant sur leurs relations pressions - état (voir l'encart 6 ci-dessous).

Quant au rapportage DCE de l'hyper indicateur, il peut conduire à la stratégie la plus efficace à court terme, porter l'action sur les ME classées en jaune pour les faire passer de jaune à vert, pour améliorer le score de l'hyper indicateur, avec le risque de ne pas s'attaquer à la protection des ME en très bon état, mal inventoriées, ni à l'amélioration de l'état de celles en état médiocre (orange) ou mauvais (rouge).

4.3.3. Le rapportage européen du RBD à l'UE : de quel instrument dispose-t-on finalement pour une action politique environnementale européenne ?

Dispose-t-on bien au niveau européen de l'information attendue : “An objective, reliable and comparable environmental information” ? En fait en l'état, ce n'est pas du tout le cas : tant par la trop grande hétérogénéité des données fournies par chaque État lors du rapportage à l'UE que du fait des limites inhérentes à l'hyper-indicateur.

Les difficultés de l'agrégation des données au niveau européen

Les institutions européennes (comme l'AEE) ne produisent pas (ou très peu) leurs propres données et font remonter les données qui sont produites par les opérateurs nationaux, en fonction des choix de chaque État, ou même des opérateurs locaux : en France, nous avons vu que ce sont les agences de l'eau qui ont le choix des masses d'eau et qui rapportent à l'EEA. Aux difficultés rencontrées à l'échelle des RBD pour produire l'hyper-indicateur s'ajoutent celles du rapportage au niveau de l'UE. Le tableau 4 extrait de European waters — assessment of status and pressures (EU, 2012, p. 76) en est une illustration.

Tableau 4. L'importance des données nationales manquantes dans le rapportage européen

Table 7.1 Water bodies in good status in 2009 and 2015

	Number of Member States	Number of water bodies	Water bodies in good status or potential 2009 (%)	Water bodies in good status or potential 2015 (%)	Progress 2009–2015 in %
Ecological status of surface waters	21 (*)	82 684	42 %	52 %	10 %
Chemical status of surface waters	Information unclear to establish the 2009 baseline (*)				
Quantitative status of groundwater (*)	24 (*)	12 022 (5 197)	89 % (85)	96 % (92)	7 % (7)
Chemical status of groundwater (*)	24 (*)	12 022 (5 197)	83 % (68)	89 % (77)	6 % (9)

Notes: (*) Ecological status: Greece and Spain are excluded from the calculations due to lack of plans. Finland, Poland and Italy are excluded from the calculation due to high numbers of surface water bodies holding unknown status. Denmark is excluded as it did not report exemptions and therefore it is not possible to estimate the expected status in 2015. Information included from Portugal refers to draft plans. Information from Belgium refers to Flanders and coastal waters only. Information for Ireland and Slovenia is extracted from the RBMPs as it was not reported to WISE.

(*) Chemical status: More than 40 % of the surface water bodies are reported as having 'unknown chemical status'. The assessment of chemical status for the other 60 % of water bodies is not comparable. Therefore, it is not possible to present a reliable picture of surface water chemical status and expected progress at EU level.

(*) Groundwater: Numbers in parentheses are calculated excluding Finland and Sweden, both of which reported a large proportion of groundwater bodies (around half of the EU total) that are largely in good status.

(*) Groundwater: Spain and Greece are excluded from the calculations due to lack of plans. Denmark is excluded as it did not report exemptions, and therefore it is not possible to estimate the expected status in 2015. Information included from Portugal refers to draft plans.

Source: EC, 2012a. Based on data available in WISE-WFD database 2012 — Member State results on status is available at http://discomap.eea.europa.eu/report/wfd/swb_status_2015 and http://discomap.eea.europa.eu/report/wfd/gwb_status_exemptions.

On mesure ici la grande difficulté d'application de la DCE : les organismes de bassins n'étaient pas prêts pour réaliser la surveillance strictement biologique et il n'y aura aucun recul pour en apprécier l'évolution à chaque ME ou dans le district hydrographique. Dans ces conditions l'hyper-indicateur d'un

RBD est encore faiblement étayé, possiblement surestimé et sujet à des variations continues des éléments écologiques constitutifs du Bon état.

Une surveillance biologique à géométrie variable sous-tend l'hyper-indicateur

Les difficultés de rapportage au niveau de l'EU sont encore plus marquées lorsqu'on considère les indicateurs écologiques nécessaires à la description du BE écologique : phytoplancton, benthic flora, benthic invertebrate fauna and fish. Nous avons déjà rencontré ce problème au niveau du district Seine-Normandie, il est confirmé par l'analyse des districts anglais. Dans le dernier rapport de l'EEA, 2015, page 7, ce constat demeure "Due to delays in the development of national classification systems in many Member States, only a few biological quality elements could be used for assessing ecological status of water bodies for the first RBMPs." (En raison de retards dans l'élaboration de systèmes nationaux de classification dans de nombreux États membres, seuls quelques éléments de qualité biologique ont pu être utilisés pour évaluer l'état écologique des masses d'eau dans le cadre des premiers districts).

Le BE écologique est donc déterminé soit par un nombre restreint et variable d'un pays à l'autre d'indicateurs écologiques, soit par des relations pressions – état non précisées et propres à chaque pays. Au vu de l'importance de ces critères dans la définition de l'état d'une masse d'eau, celle-ci reste basée, dans la plupart des districts de l'UE sur l'appréciation propre de chaque autorité de bassin et de chaque pays. Dans ces conditions la comparaison de l'indicateur entre les districts et les pays et la détermination de l'hyper-indicateur à l'échelle de l'UE auront des sens limités tant que les processus d'harmonisation des estimations du BE ne seront pas en place. Le constat est encore plus marquant pour l'évaluation des éléments de qualité physico-chimique où l'exercice d'inter-étalonnage vient à peine de commencer et où les variations de seuil du bon état peuvent varier du simple au double sans réelle justification hydrogéologique (Esculier, 2014).

Les critiques de l'hyperindicateur actuel

Au delà des incertitudes et du manque de données, pour pouvoir comparer la situation entre les RBD des États membres, plus fondamentalement le problème vient de ce que l'outil même ne permet pas la comparaison.

L'hétérogénéité de l'assiette spatiale du rapportage laisse perplexe alors que le fond de carte est censé fournir une base homogène. Nous avons vu que la résolution du rapportage européen varie de quelques 1000 km² à plus de 100 000 km². Le grain grossier masque alors la diversité réelle de l'indicateur, tout un territoire étant affecté de la même couleur, dissimulant les sous-bassins de très bonne qualité sur lesquels l'effort n'est plus à produire et les secteurs critiques où la majorité des masses d'eau ne sont pas en bon état

Quand on croise cette hétérogénéité avec des modes de calcul de l'indicateur propre à chaque pays, on conclut qu'une intercomparaison des pays sur la base de la carte est impossible. On est donc loin de l'outil dont voulait se doter l'UE comme outil de comparaison, pour fournir l'état de référence de la qualité, programmer les actions, et évaluer l'écart entre les actions et les résultats obtenus. De plus, dans chaque pays le référentiel de qualité des eaux a varié depuis le début de la surveillance, vers 1970 en général, limitant l'analyse des trajectoires de l'état de la qualité « à thermomètre environnemental » constant, comme en France.

L'hyper-indicateur limite de l'évaluation des trajectoires de qualité

L'évolution de la qualité des eaux s'analyse sur le temps long, typiquement une à deux générations, afin de mettre en évidence les relations pressions–états et réponses–états qui dépendent des inerties cumulées des milieux aquatiques et des milieux sociaux (Meybeck, M., 2002).

L'utilisation exclusive de la grille DCE limite l'analyse aux seules dernières années. En effet la grille de qualité de la WFD diffère beaucoup des précédentes par les éléments de qualité considérés, les paramètres pour les décrire, les métriques, par le principe de l'élément déclassant et par l'usage de l'hyper-indicateur comme métrique ultime de la qualité des milieux. Ce faisant les chroniques de suivis de qualité ne peuvent pas être utilisées car il manque les nouveaux paramètres.

Les tendances à long terme nécessitent au moins des chroniques sur 20 ans pour s'affranchir de la variabilité hydrologique de la qualité. Dans le bassin Seine-Normandie par exemple, seules 27% des stations actives en 2009 ont plus de 20 années de suivis annuels continus et 7 % plus de 35 années.

Le rapportage de l'hyper-indicateur est essentiellement ciblé sur la spatialisation actuelle de l'état, qui est plutôt pessimiste. Il passe ainsi sous silence les stations clé des grands fleuves européens à leurs

embouchures ou frontières (le Po à Pontelagoscurro, la Seine à Poses, le Rhin à Lobith-Bimmen, le Danube au Delta, la Loire à Montjean etc...) qui sont suivies depuis les années 1950 et 1960 et qui démontrent la restauration effective importante de ces grands fleuves, dans la plupart des cas depuis 1990 et pour d'autres depuis 1970, ainsi pour le Rhin (Dieperink, C., 1998). Ces « grandes stations patrimoniales européennes » permettent de suivre l'évolution de l'état chimique sur un territoire allant de 50 000 km² à 800 000 km², correspondant à un total de l'ordre de 1.5 millions km². Une analyse régionale des seuls fleuves méditerranéens montre une amélioration marquée des nutriments transportés depuis 30 ans (Ludwig et al., 2009).

Le rapportage sur l'unique grille DCE conduit structurellement à rendre un message pessimiste aux citoyens et aux autorités politiques, malgré les efforts continus effectués depuis près de 50 ans, au risque de décourager les uns et les autres pour leurs efforts consentis. Cela nous invite à être très attentif aux orientations nouvelles que donnera la révision en cours de la directive DCE.

5. Les questions que les utilisateurs se posent sur leur réseau de mesure

Dans le cadre d'une journée d'échange organisée le 28 avril 2017 par les chercheurs du programme Makara et du PIREN-Seine sur le thème « Réseaux de stations de mesure et visions de la qualité de l'eau », des producteurs et utilisateurs de données obtenues à partir de réseaux de stations de mesure ont dressé un état des lieux des usages qu'ils font des informations produites par ces réseaux, de leur utilité, et des évolutions qu'ils souhaitent ou qu'ils redoutent.

Quinze personnes ont participé à cette journée (voir la liste en fin de rapport), douze personnes utilisant des stations de mesure sur le bassin de la Seine et partenaires du PIREN-Seine, trois sur des cours d'eau bretons. Elles se sont exprimées à titre personnel pour présenter leur expérience au sein de trois types de structures, maîtres d'ouvrage de réseaux de stations de mesure :

- des laboratoires de recherche (Ecole de Mines, EPHE, METIS, LADYSS, ESO),
- des structures opérationnelles (Agence de l'eau, syndicat de rivière, syndicat d'assainissement),
- des structures de recherche à l'interface entre chercheurs et opérationnels (INRA, IRSTEA, PIREN-Seine, CRESEB).

Les échanges ont été organisés autour de trois questions :

- quels réseaux (et quels types de stations de mesure) pour quelles informations ?
- quelle utilisation de ces informations en lien avec l'action ?
- quelles sont les évolutions souhaitables ? Les optimisations souhaitées ou redoutées ?

Les échanges entre les participants font état d'un important travail d'acquisition de données, de constitution de bases de données, d'interprétation, ceci dans le souci d'améliorer la connaissance du fonctionnement des cours d'eau et de leurs milieux, pour tenir compte de la variabilité (CC avec les crues), pour évaluer l'évolution de la qualité, fournir des éléments d'information, pour les actions à mettre en place, dont les changements de pratiques agricoles, mesurer les effets de ces actions (dont les équipements comme les stations d'épuration, ou les opérations de restauration des cours d'eau).

Les personnes présentes font alors part des difficultés qu'elles rencontrent, trois aspects se dégageant nettement : la difficulté de gestion des réseaux de mesure, celles d'exploitation de ces données, et enfin dans l'interprétation de ces données.

Ces différentes difficultés se retrouvent dans le passage de la production de données à celle de leur utilisation pour l'action avec les acteurs de l'eau (dont les élus et les usagers-habitants). Néanmoins de nombreuses améliorations sont en cours, les participants ayant énoncé des pistes pour les poursuivre, ou proposer de nouveaux modes de suivi, avec aussi des craintes exprimées.

5.1. Les difficultés rencontrées : la gestion des réseaux, l'exploitation et l'interprétation des données

Le premier point soulevé par les participants a été la nécessité d'un contrôle de la qualité des données rentrées, d'une vérification des bases de données pour permettre l'acquisition des données en vue de leur utilisation.

« Seule l'utilisation de la donnée permet véritablement de débusquer les erreurs ayant des conséquences. Mais si cette utilisation est tardive, les bases ne sont plus corrigées (dans le monde réel), et tout est en place pour générer d'autres erreurs. D'où le soin que l'on souhaite apporter aujourd'hui à la bancarisation : en qualifiant la donnée que je vais interpréter ensuite rapidement, le circuit court permet la correction d'erreurs. Et la compréhension des limites du système ! »

5.1.1. Le contrôle de la qualité des données saisies dans les bases de données et de leur vérification

Ce problème est bien identifié par les personnes présentes (« Indispensable, sur les données accessibles, pour avoir une vision qui autrement va disparaître, avec celle des utilisateurs ») avec la nécessité d'un protocole sur qui rentre quoi et comment, les échanges entre les personnes présentes fournissant une variété dans les réponses déjà apportées.

Chaque structure a expérimenté sa façon de faire, assez récemment (dix dernières années)

« Chacun avait son profil sur la base de données, on savait qui avait importé, qualifié les données, comment cela avait été qualifié. »

« Sur l'Orgeval, avant les données sur 50 ans, depuis le début, selon le gestionnaires, on ne savait pas où étaient les données brutes et traitées. On a pris 2 ans pour tout reformater, on a récupéré l'ensemble des données brutes, les métadonnées (avec les cahiers de terrain), on remplit un fichier extérieur à la donnée avec des routines personnelles, une arborescence (pas de moyen de faire cela par bancarisation). Mais après il faut faire vivre la base de données, c'est une structure qu'il faut garder. »

À la direction territoriale de l'agence *« On rentre des données dans des bases, il faut aussi les sortir. Or des résultats qualifiés ne doivent être que temporaires (« à corriger » ou « incertaine »). On ne sait pas trop décrire la qualité de la donnée. La qualification de la donnée (incertaine ou pas) est faite par une personne en centrale à l'agence, avec des niveaux d'alerte (sur des ordres de grandeur, les incohérences, les valeurs exceptionnelles), et je vérifie en retour ces alertes, y compris en retournant au laboratoire pour demander des confirmations sur les valeurs fortes (phytosanitaires notamment). Les comparaisons peuvent être faites en continu avec des données historiques. Dans chaque DT, on a une personne en charge de qualification de la donnée. On travaille actuellement sur l'interprétation annuelle des données depuis 2006 (le nettoyage des données sur les codes sandre par exemple) qui révèle quelques bugs dissimulés par les versions antérieures. Aujourd'hui j'ai le moyen de vérifier la qualité des données actuelles. Les outils actuels sont assez efficaces, et perfectibles, il faut les utiliser. »*

« Sur notre cours d'eau, on a une convention d'échange avec les départements pour se mettre d'accord sur la journée de prélèvement, sur tout le bassin. Les nouvelles personnes doivent apprendre. »

Un retard dans l'amélioration du contrôle de la qualité des données et de leur bancarisation

Ce retard par rapport aux protocoles de qualité des données météorologiques ou de qualité des eaux marines est attribué aux spécificités des données sur la qualité de cours d'eau, d'une part l'absence pendant longtemps de protocole rigoureux normalisé de la surveillance des eaux douces par rapport aux eaux côtières (« Le grand nombre de stations, l'IFREMER l'a aussi. C'est centralisé et possible. En agence il n'y a pas eu de protocole rigoureux, les agences n'avaient rien en 1971. Les manuels techniques sont venus après. »), d'autre part la multiplicité des intervenants, des types de mesures (« à la différence avec la météo »), enfin l'évolution dans le temps des paramètres suivis (« Météofrance fait peu évoluer ses données ; en chimie c'est difficile car les méthodes et les produits visés varient tout le temps. »)

Des banques d'échantillons revisitables

IFREMER a gardé son socle de paramètres historiques analysés depuis 1979 et peut même ré-analyser des échantillons, conservés dans sa banque historique de tissus biologiques pour des nouveaux polluants. Une telle banque n'existe pas pour les sédiments, de rivière, sauf chez des chercheurs individuels

5.1.2. Les problèmes d'exploitation des données archivées

Les participants font état de deux difficultés distinctes : l'existence de données archivées et cependant jamais utilisées et celle de données archivées qui aujourd'hui ne sont plus accessibles, ce qui en limite l'utilisation, faute d'avoir accès aux espaces d'archivage ou de pouvoir lire les données dans leur format actuel (« *J'ai des carnets de terrain, avec des disquettes : il faut les outils pour les lire* »).

Des données non exploitées ou inaccessibles

L'existence de données disponibles mais non exploitées se retrouve dans toutes les structures et concernent les deux fois les analyses effectuées sur des sédiments, aussi bien dans des syndicats de rivière (« *On fait des prélèvements de sédiments dont on ne sait pas quoi faire.* ») que dans les agences de l'eau (« *On a un réseau non utilisé de sédiments dans les agences de l'eau, de 1995 à 2005, de MES centrifugées que l'on a payé et que l'on n'a jamais exploité.* »)

Quant à la récupération des données historiques, elle se révèle aujourd'hui cruciales pour certains types de données issues d'agrégation d'observations et de dénombrement d'espèces, comme celles agrégées dans le calcul des indicateurs biologiques (ex. benthos, diatomées, poissons).

« *On a l'indicateur biologique avec un chiffre, la donnée brute est la base, mais on ne peut pas recalculer les indicateurs, lorsque la métrique change, avec les données anciennes. On n'a plus les données individuelles ; on est piégé.* » Or ces données de bases très détaillées existent mais elles sont « *sur du papier, perdues des cartons, l'historique des données des indicateurs biologiques est inaccessible.* » Certains participants constatent que « *l'Onema n'a jamais lancé un grand programme de « data rescue » comme le programme MétéoFrance sur ses archives du XIXe siècle.* » Une explication est avancée : « *Pour les données biologiques, il n'y a pas eu de volonté de se projeter dans le temps long, de répondre à de l'impact. Il n'y a pas eu de moyen mis sur cet aspect* ».

Une volonté de reconstitution des données historiques et de leur exploitation

Cependant les participants indiquent que certains gestionnaires ont désormais le souci d'exploiter ces données archivées, comme pour celle du Conseil supérieur de la pêche (CSP) « *des données papier stockées dans des archives depuis les années 70 qui ont parfois disparu ; on peut remonter jusqu'en 1980. C'est le début d'une volonté de suivre de façon exhaustive les indicateurs poissons sur les têtes de bassin, en 1981 avec le 3e inventaire.* » « *L'union des fédérations de pêche de bassin veut un observatoire de récupération de données.* »

Certains montrent aussi une volonté de traiter ces données historiques pour améliorer le réseau existant de stations et les informations des données récoltées : « *Il faut traiter les données anciennes que l'on n'a pas encore pris le temps de traiter. On est déjà dans ce processus là, avec l'idée d'optimiser le réseau même s'il a déjà évolué avec l'aide de l'agence et la création de stations de mesure. Je ne suis pas satisfaite de données ponctuelles 6 fois par an, les points de mesure sur les petits affluents, sans vraiment savoir ce qu'elles vous donnent comme information.* » « *À l'agence, on va pouvoir tirer les enseignement de ce qui a été mis en place avec le réseau tournant en 2011. On a va alors être à 90% de la surveillance du bassin. Pour savoir si l'on continue à faire tourner le réseau de la même façon, on va se poser ces questions une fois les données traitées.* » « *Mesurer 84 molécules de l'état chimique fait surtout ressortir les HAP ; peu d'autres molécules dépassent les seuils du bon état chimique. Mais pour les quelques autres 800 molécules bancarisées, certaines disposent de seuils NQE tirées des travaux de l'INERIS. Et montrent des contaminations au-delà de ces seuils impliquant des effets sur le milieu. Il faut exploiter toutes les données pour avoir une vision correcte des contaminations (ou pressions) subies par le milieu, au-delà du bon état PSEE ou du bon état chimique.* »

A cela s'ajoutent le souci d'une amélioration de la bancarisation des données et une volonté de mutualiser les données des différents réseaux/ Les acteurs régionaux semblent désormais au cœur de cette volonté d'intégration des données des différents types de réseaux ce qui suppose, pour leur pérennisation, une mise au format des données. Toutes les données n'ont pas toutes le même statut.

« Le portail régional breton ne récupère que les données des stations bilan des syndicats de rivières mais pas de l'ensemble de leurs stations. (...) Comment relier notre site très détaillé (INRA Rennes, avec la haute fréquence), avec les données de l'agence Loire Bretagne (qui ne sont pas suivies avec la même fréquence, ni la même période de suivi) et donc travailler avec les bases de données des syndicats de rivière ? » « Les données financées par l'agence Seine-Normandie sont bancarisées par l'agence depuis 2009, donc il y a déjà une partie de ces données de disponibles. Pour la crue de la Seine en juin en plus, on a récupéré très rapidement les données de partenaires. Mais pas les données hautes fréquences. »

Et avec ce souci de pérennité des données, le souhait d'un référentiel de qualité qui se stabilise : *« Avoir un système qui se stabilise dans le temps, ce serait bien. Que cela soit sur l'intérêt des méthodes, savoir les utiliser. »*

5.1.3. Une insuffisance et une impossibilité de certains suivis

Aux difficultés de récupération et d'exploitation des données archivées s'ajoutent des insuffisances dans les données actuelles.

Cette insuffisance de données est constatée principalement sur les petits cours d'eau pour des problèmes bien identifiés. *« Dans le Sdage Loire-Bretagne, pour les proliférations d'algues vertes sur vasières estuariennes, cela concerne des petits cours d'eau qui peuvent représenter une part importante de débit et de flux d'azote. On a des questions auxquelles les réseaux de mesures ne répondent pas du tout. »*

Cette insuffisance de données se retrouve aussi pour les suivis d'opération de restauration : *« La lutte contre les pollutions diffuses, on a beaucoup de données sur les cours d'eau et peu de données sur les évaluations des résultats des opérations de restauration des cours d'eau. » « Les mesures milieu pour montrer de façon indiscutable une amélioration apportée par un ouvrage donné ne sont pas si faciles à réaliser, d'autant qu'elles sont souvent ponctuelles. » « L'insuffisance des mesures pour montrer les améliorations qui suivent les travaux, cela fait réfléchir sur la fréquence des mesures, le réseau. »*

À cela s'ajoute une impossibilité de suivre la variabilité temporelle sur des petits bassins versants à la fine échelle requise : *« Sur l'Orgeval, on fait des prélèvements mixtes asservis aux débits, ensuite moyennés pour du suivi mensuel, avec le casse tête pour interpréter les pics. » « Faire la différence entre la contamination aigue, à une certaine période de pic, alors que l'on raisonne en moyenne, comment tenir compte du pic et de la moyenne pour ces stations ? On commence à observer des pics tout le temps. » « On peut passer sur un réseau tournant et passer à côté du pic. »*

5.1.4. Les problèmes d'interprétation des données : micropolluants, indicateurs contradictoires

Les limites du suivi temporel ne sont pas compensées par la croissance rapide des micropolluants organiques analysés par les laboratoires, de mieux en mieux équipés, bien accueillis par les commanditaires car les prix ne sont pas beaucoup plus élevés.

Il se pose alors la question majeure du traitement de ces données fournies par les laboratoires, car on manque beaucoup de recul pour interpréter ces données multiples, qui n'ont pas toujours fait l'objet de recherches en amont : *« On avait peur de la chimie, on ne savait pas ce que l'on allait trouver (aujourd'hui on a moins peur quand on enlève les HAP, on a beaucoup moins peur). Des travaux en Seine-Normandie ont porté sur 206 molécules considérées comme contaminantes. On doit pouvoir engranger les informations sur les stations les plus contaminées, hiérarchiser celles les plus sujettes à pression, afin de prioriser des travaux. On a des méthodes pour en tirer quelque chose. »*

Les participants ont nettement distingué les difficultés rencontrées dans la gestion des réseaux et l'exploitation des données de celles dues à leur interprétation. *« Il faut distinguer l'acquisition de données et l'interprétation de données. L'erreur de la DCE venait d'avoir au départ des outils qui n'étaient pas bons*

pour la biologie dont les poissons. Le mode d'acquisition des données pour les données biologiques était dans le tuyau depuis les années 1980 et ce que l'on améliore c'est l'interprétation des données. »

Les difficultés d'interprétation évoquées par les participants relèvent de plusieurs registres

- des incohérences entre les informations obtenues, selon les stations, les paramètres, les années de la mesure,
- ne pas pouvoir fournir une signification du résultat par manque d'information sur les pressions,
- l'impossibilité d'identifier une évolution sur les petits bassins versants.

Des résultats parfois contradictoires entre les types d'indicateurs pour l'état d'une masse d'eau

« Il faut regarder la cohérence des résultats entre eux, la détection d'incohérence entre les données, une bizarrerie régulière doit être comprise : les points de mesure sont-ils au bon endroit ?

« On a peur des éléments contradictoire, dans un état d'une masse d'eau. La morphologie est mauvaise mais la biologie est bonne : donc est-ce un problème de mesure ? De méthode (panel de molécules) ? Donc comment trancher pour mettre une note à la station ? On met des incertitudes aux stations (contradiction posant la question des fréquences de réseau, de méthode). On doit consolider les informations fournies par le siège de l'agence de l'eau, pour aller plus loin que la stricte application des règlements. L'état chimique doit être fait sur trois ans : si j'ai des données très variables, que faire pour consolider mon avis ? »

« Il peut y avoir une inadéquation entre les indicateurs fournis par les réseaux de mesure et l'eutrophisation d'un écosystème aquatique. L'indicateur fourni par le réseau de mesure peut aller dans le bon sens, tandis que l'eutrophisation du système ne bouge pas. Par exemple en Bretagne, les indicateurs de concentration en azote des cours d'eau montrent des évolutions encourageantes sans que cela ne se traduise vraiment en matière d'échouages d'algues. Les mesures de paramètres physico-chimiques sont bien sûr intéressantes en ce sens qu'elles peuvent traduire ou refléter les pressions à l'œuvre sur un bassin versant et son exutoire. Mais elles ne constituent qu'une indication à prendre parmi de nombreuses autres, quand on cherche à évaluer l'état d'altération d'un écosystème. »

Des difficultés techniques d'interprétation par les experts par manque de données autres, comme les pressions

À cette échelle les fluctuations liées à l'hydrologie sont maximales, il est alors difficile de séparer le signal du bruit, sauf en passant à des suivis hyper fréquents et sur longtemps. C'est la principale contradiction de travailler à cette échelle là.

« Au-delà de l'acquisition des données, c'est aussi difficile d'avoir des appréciations de la pression, des intrants, cela reste difficile d'évaluer les données. C'est surtout le cas dans les milieux agricoles. » « Mais pas que... » « On a une zone de flou entre les pressions et les mesures, j'ai observé des déficits en oxygène dissous en 2015, et en 2016 je ne les vois plus, les pH sont plus réguliers (avec la diminution d'eutrophisation) et je ne sais pas comment l'interpréter. » « Bien maîtriser, bien connaître les pressions pour interpréter les données issues des réseaux de mesure. Avec un rapprochement entre science et société ; une meilleure compréhension de l'incertitude »

La difficulté à montrer une évolution avec un réseau de suivi sur des petits bassins versants

« L'amélioration de la qualité est manifeste sur les grands axes après la DERU : P en baisse, DBO5 faible, beaucoup moins de chlorophylle sur l'axe Marne. Pour les petits bassins versants moins « tamponnés », c'est plus délicat à interpréter. Si l'on met beaucoup d'argent, sur un petit bassin-versant, on ne va pas forcément voir des réponses avec les mesures. Si l'on veut voir des résultats avec des actions, ce n'est pas facile, avec les variations hydrologiques d'une année sur l'autre. Notre rôle est de montrer des évolutions (par exemple l'amélioration des teneurs en nitrates) lorsqu'elles ont une chance de se produire, mais les difficultés existent là-aussi, et même sur des impacts ponctuels apparemment plus faciles comme l'influence de la mise en place d'une station d'épuration. On risque de ne pas pouvoir montrer grand chose, de ne pas voir d'amélioration. Donc montrer le résultat cela va être dur. »

« *Quand on s'est retrouvé investi sur l'amont de l'Yerres, on a fait de l'animation sur les deux contrats de bassin, avec des bilans annuels, des indicateurs d'effets, des résultats de qualité pour les résultats annuels des contrats. Et là à l'échelle annuelle, on n'y arrive pas. On ne peut pas montrer les résultats sur cette échelle annuelle.* »

5.2. Des réseaux de stations de mesure aux actions sur le terrain

Les difficultés d'interprétation des données posent alors la question de la communication de ces données aux autres acteurs, dans une optique opérationnelle (voir la figure 15). Il s'agit de faire comprendre et d'orienter les actions, car parler de la qualité de l'eau, c'est plus complexe aujourd'hui qu'il y a vingt ans (pour exemple, le SDAGE de 1996). L'évolution des règles du bon état ne facilite rien.

« On a l'ambition de mesurer ces petite masses d'eau (des petits cours d'eau pas encore suivis), pour savoir de quoi on parle, pour occuper le terrain, faire pression sur les acteurs, en leur disant : “ *Quoi que vous fassiez, on va le suivre*”, pour donner des résultats à tout le monde, pour fournir de l'information pour personnaliser l'information et porter un message de “ *On contrôle un peu tout* ”. C'est quelque chose d'utile. Donc il faut parler de ce que l'on fait mais pour en parler bien, c'est compliqué. »

5.2.1. Le recours à la donnée pour pousser à l'action des élus peu sensibles à ce type d'information

Les participants disent vouloir utiliser les données pour s'appuyer dessus afin de faire pression sur les acteurs pour engager des actions et en évaluer la portée : « *des mesures sur le milieu pour montrer de façon indiscutable une amélioration apportée par un ouvrage* ».

Le peu d'appétence des élus pour les mesures de qualité est associé par les participants à la complication technique des données de qualité des cours d'eau (« *En termes de normes de qualité et les règles d'interprétation qui évoluent, c'est relativement difficile de parler qualité avec des élus.* »). C'est aussi mis en regard des difficultés d'interprétation de ces mesures : « *Sur la gestion de l'incertitude, cela ressort beaucoup avec les acteurs de terrain, la difficulté à l'assumer. Ces réseaux de mesure servent plus à observer qu'à évaluer. On regarde ce qui se passe plutôt que de l'utiliser pour faire quelque chose.* »

5.2.2. Des risques d'actions entreprises avec un résultat opposé à une amélioration de la qualité des cours d'eau

« *On veut créer des stations d'épuration sur des petites collectivités pour les mettre aux normes, normes censées diminuer les rejets au milieu et permettant d'obtenir un bon état. Pour des raisons économiques (compréhensibles), l'azote et le phosphore seront insuffisamment épurés. Bilan : on a voulu protéger le milieu, puis on a invoqué la raison économique pour, au final, dépenser de l'argent public et dégrader le milieu. Mais la bonne conscience est préservée. Au final, on recherche des méthodes qui donnent bonne conscience, plutôt que des résultats exacts. Le risque d'obtenir le contraire de ce qui est prévu au départ est avéré.* »

5.2.3. Une gestion de l'incertitude où le regard de l'expert reste fondamental

« *Le verrou est beaucoup là, des incertitudes mises sous le coude, que l'on ne connaissait pas. Et le retour des manivelles, sur les incohérences des données, c'est parce qu'il faut bien finalement dire, poser l'incertitude.* » « *Un mode opératoire qui permet de lever les incertitudes sur les données* », dans l'optique de fournir des données aux autres acteurs de l'eau avec une interprétation de ces données »

« *On essaye lorsque l'on est sollicité sur un avis local, pour ne pas dire blanc puis noir, j'essaie d'utiliser les données glissantes, pour prendre la décision la moins fausse, pour avoir une sorte de lissage dans les observations. Le temps entre la mesure, l'interprétation, l'action peut atteindre plusieurs années, le temps de voir diverses conditions hydrologiques et/ou climatiques. Il ne faut pas dire noir un jour et blanc le lendemain !* » « *On peut justifier des variations annuelles, mais la donnée prend véritablement sa consistance quand on l'utilise pour argumenter des décisions. On doit fournir la meilleure information si les élus la demandent. Mais ils savent aussi faire sans ...* »

5.2.4. Les données sur la longue durée pour pallier les limites des mesures annuelles (incertitude sur l'évolution) pour dire l'état des cours d'eau

Lever l'incertitude passe donc par une stabilisation de l'information grâce à des données moyennées, dont la cohérence est vérifiée dans le temps et sur l'ensemble des stations du bassin versant.

Cela passe aussi par l'utilisation de séries temporelles sur la longue durée : « *Montrer les incertitudes à un élu c'est contre productif, car ils pensent que les données ne servent à rien. Donc il faut utiliser la chronique sur le long terme et on a besoin de ces incertitudes annuelles pour conclure sur le long terme.* » « *On peut mettre en perspective une station patrimoniale et une station opérationnelle. Il faudrait pouvoir intégrer l'ensemble de la chronique supplémentaire.*

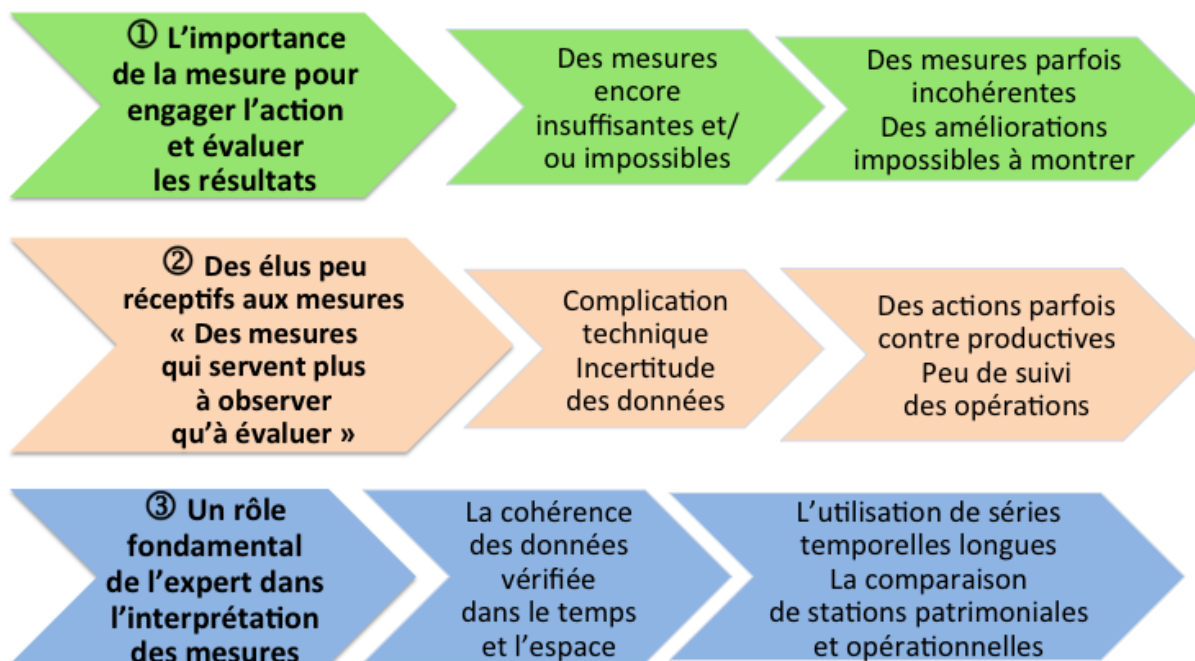


Figure 15. Les difficultés d'utilisation des mesures sur le terrain avec les élus et le travail de stabilisation des données par les experts.

5.3. L'évolution des réseaux attendue, souhaitée

Les évolutions et les propositions ont essentiellement porté sur un aménagement de l'existant plus que sur sa transformation. Les participants ont replacé ces propositions dans la perspective de répondre à des objectifs distincts, l'un des participants citant : « *Au moins trois situations différentes de besoin d'information :*

- *(sur la variabilité hydrologique) : comprendre le fonctionnement du bassin dans des régimes très transitoires (les crues)*
- *Pour des variables (paramètres) dont on connaît bien les comportements : en relation avec l'incertitude des mesures, tu la fais évoluer entre deux points de mesure, la station sert pour la réduction de l'incertitude*
- *Pour des molécules dont on ne connaît pas grand chose, où l'on ne comprend rien, avec des points d'intersection entre ces trois questions : entre le 1 et 3 : on va avoir des informations sur les pesticides pendant les crues et on va aussi avoir des informations sur les pesticides que l'on ne connaît pas.* »

Le premier aménagement, déjà évoqué dans la partie 2, est de sortir les données des cartons et d'interpréter toutes les données, l'amélioration de la bancarisation des données récentes fonctionnant comme un encouragement à celle des données plus anciennes. « *Il faut que l'on montre que l'on peut bancariser la donnée, et pour cela voir si aujourd'hui le travail est bien fait pour l'exploiter, pour prouver que l'on a su utiliser les données existantes. La priorité va au traitement de l'information existante : sur les sédiments.*

C'est un argument, avec la nécessité de diminuer les analyses, faire des choix de sauvegarde, mais aussi de montrer que l'on sait exploiter les données actuelles. »

5.3.1. L'optimisation des réseaux de stations de mesure

Les différentes propositions ne visent pas tant à supprimer des points de mesure qu'à les adapter : *« On peut viser à simplifier le réseau DCE mais pas en supprimant le point, en l'adaptant pour la fréquence de mesure. » « Il faut coupler le terrain et les analyses. Il y a bien à se demander comment repositionner les stations. »*

Des grains de stations plus ou moins fins, des fréquences plus ou moins élevées

Les participants indiquent que les stations peuvent avoir des suivis et des fréquences de suivi différents selon les paramètres (température, nitrates, phosphores, écotoxicologie) et les phénomènes (crues) suivis.

« À discuter : la question de la représentativité de la station et de station historique : on peut alors changer le point d'implantation de la station. On peut questionner le réseau nitrate en se posant la question de l'intérêt du choix de la station (on peut avoir de la dénitrification à chaque fois que l'on a fait les vendanges). On peut rebattre les cartes de la surveillance, trouver des stations qui en biologie et en chimie soient plus intéressantes. Ce n'est pas rédhitoire que la station bio et celle chimie ne soient pas les mêmes. »

« Pour le phosphore on peut mettre en relation la réduction du phosphore et l'interdiction des phosphates, avec la chlorophylle. On n'a pas besoin de prendre beaucoup de station mais des grandes stations, avec des nombreuses fréquences. Pour les nitrates, le grain des stations doit être plus fin mince. »

« Sur la plus longue durée pour comprendre le fonctionnement et voir les évolutions, et la périodicité et la variabilité face au changement climatique, il faut optimiser chaque paramètre observé spatialement : faire le mieux, comme passer à de la chimie toutes les heures. Je teste des observations : est-ce que cela vaut le coût d'observer les paramètres tous les jours ? Il y a aussi l'écotoxicologie : il faut trouver d'autres solutions (on ne peut pas faire ces éléments toutes les semaines) : avoir un territoire sur lequel on peut intégrer les observations des différents compartiments, en utilisant seulement une seule station ? »

« Sur le réseau haute fréquence, on fait un peu n'importe quoi, on peut se retrouver avec jeux de données colossaux. On n'est pas obligé d'avoir les mêmes fréquences pour tous les paramètres. »

On arrive à avoir de l'information même en période de crue. Sur des tronçons de rivière intégrateurs suffisants, coupler avec quelques stations hautes fréquences bien choisies. Donc il faut penser à instrumentaliser quelques stations sur des bassins plus larges. »

« J'aimerais voir dans les réseaux tout ce qui a trait à la température de l'eau. Voir le réseau de l'ONEMA comme enjeu sur le CC. Il était question d'équiper les stations hydro. » « Il faut penser à utiliser des sondes multi-paramètres. »

5.3.2. Compléter les stations d'un suivi photographique

« Des observatoires photographiques à pas de temps régulier, cela manque : photographier les rivières pour avoir un regard instructif des cours d'eau. Pour le scientifique (une vision écologique : sur les modifications de berges, les types de végétation) et pour montrer les transformations aux citoyens. »

« Les moyens technologiques permettent cela plus facilement. Les prélèvements faits sur eau vont avec des petits outils sur lesquels ils peuvent prendre des photos possibles. Et de toute façon les préleveurs prennent une photo pour fixer le point de prélèvement. Il faut définir comment prendre ces photos. Il faut certainement un protocole (comme celui des PNR qui font ce type de suivi photographique). »

5.3.3. Croiser tous les types d'indicateurs et les interpréter ensemble

Un autre mode d'aménagement porte sur la façon de travailler, pour sortir d'une interprétation en silos physico-chimique/biologique/morphologique que l'hyperindicateur « % de masses d'eau en bon état » ne dépasse pas (il intègre mais ne combine pas).

« La chimie avec les hydrobiologistes, l'optimiser : cela coûte moins cher et il faudrait faire dialoguer les différentes disciplines. »

« - La qualité, cela s'est amélioré à Reims, à Troyes et à Saint-Dizier. Si on a une station de poisson, est-ce que l'on peut le montrer ? - On peut le voir sur la Vesle. Mais il n'y a plus de suivi pérenne. Mais on a une amélioration. »

Ce croisement des regards a permis de soulever la question de l'adaptation des référentiels d'interprétation des résultats en fonction des transformations de la qualité des cours d'eau : « Les rivières ne fonctionnent plus de la même façon, moins de phosphore, des débits pas plus élevés, les populations de poissons évoluent-elles ? S'oligotrophisent-elles ?

- Sur certains grands axes de la Seine, avec l'amélioration de l'oxygène, de la matière organique, sur le très long terme, on constate une diminution d'espèces tolérantes à la pollution, et dans le même temps des espèces d'eau vive vues comme une bonne qualité de milieu ont progressé. »

5.3.4. Des propositions de mutualisation non seulement des données produites mais aussi de leur interprétation

La mutualisation concerne l'acquisition de données, grâce à l'intégration des données des partenaires des agences déjà signalées dans la deuxième partie, et en faisant appel aux mesures faites par les habitants. Elle concerne aussi leur interprétation, en confrontant collectivement les résultats obtenus.

Faire appel à une surveillance participative

« Après la crue (de juin 2016), nous (SyAGE) avons relevé les laisses pour voir la hauteur d'eau. Nous avons fait un appel à des personnes pour nous donner des photos de marque sur leur maison. »

« Il y a eu, il y a 20 ans, un réseau de 40 classes de lycées agricoles, avec un chercheur de Bordeaux, des prélèvements pendant 3 ans tous les jours, y compris en crue. Sur des paramètres. Un réseau journalier unique en France. »

« La participation du public semble intéressante pour de nombreuses raisons : possibilités de multiplier les points de suivis, d'augmenter les fréquences de prélèvement et de rapprocher science et société. L'exemple d'écoflux est intéressant ; des réflexions sont en cours en vue d'une extension à des bassins versant ailleurs qu'en Finistère. »

Confronter les données acquises et leur interprétation

« On propose un couplage prélèvements - laisses de crue (polluant POP, métaux pas quantifiable pendant la crue) et sonde multi-paramètres pour comprendre les dynamiques de flux. On pourrait avoir un réseau de laisse de crue qui pourrait être activé.

- C'est pour cela qu'il faut des points stratégiques, un seuil critique de bassin versant pour activer un réseau. Et cela suppose d'avoir la connaissance des flux de paramètres dans la colonne d'eau. »

« Sur la difficulté à analyser les données collectées, il est apparu qu'il serait intéressant de mettre ensemble les visions des différents partenaires : on ferait un rapportage temps long, voir si tous les syndicats sont confrontés au même problème. »

Bibliographie

- Agence de l'eau Seine-Normandie, 2010. *Bilan de surveillance de l'état des eaux du bassin Seine-Normandie. Résultat de la surveillance des cours d'eau du bassin Seine-Normandie*, 44 pages.
- Billen, G., Garnier, J., Hanset, P., 1994. Modeling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER Model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia* 289, 119–137.
- Boccarossa, A., 2018. *Surveiller et agir. Le rôle du territoire dans la mobilisation et la mise en œuvre d'un réseau de suivi de la qualité des cours d'eau bretons (1992-2017)*. Thèse, Rennes.
- Brémond R., Vuichard R., 1973. *Paramètres de la qualité des eaux*, Ministère de la protection de la nature et de l'environnement, Secrétariat permanent pour l'étude des problèmes de l'eau, 179 pages.
- Carré, C., Meybeck M., Esculier, F., 2017, The Water Framework Directive's "percentage of surface water bodies at good status": unveiling the hidden side of a "hyperindicator", *Ecological Indicators*, 371 – 380.
- Dieperink C., 1998. From open sewer to salmon run: lessons from the Rhine water quality regime. *Water policy*, 1(5), pp. 471-485.
- Dieperink, C. 1998. From open sewer to salmon run: lessons from the Rhine water quality regime. *Water policy*, 1(5), pp. 471-485.
- Dmitrieva, T., 2017. *Perceptions, réglementations et mesures de la qualité des eaux de surface en France, 1854-1964. Le cas des eaux de la ville de Versailles*. Thèse Université Pierre et Marie Curie.
- Dris, R., Gasperi, J. Rocher V., Tassin, B., 2018. Microplastiques en Seine dans l'agglomération parisienne : étude des variations spatiales et temporelles des fibres anthropiques synthétiques et artificielles. *Techniques Sciences Méthodes, ASTEE/EDP Sciences*, 2018, pp.45 - 54.
- Esculier, F., Andriamahéfa, H., 2014. *Analyse critique de l'état des lieux 2013 du bassin Seine-Normandie au regard des objectifs d'atteinte de BEE des cours d'eau*. Fiche 1.2, Facteurs de robustesse de l'état écologique. Agence de l'eau Seine-Normandie.
- European Commission, 2012a. *Report to the commission to the European parliament and the council on the implementation of the water frame directive*, Commission Staff Working Document SWD (2012) 379, European Overview, 257 pages.
- European Commission, 2012b. *Report to the commission to the European parliament and the council on the implementation of the water frame directive*, Commission Staff Working Document SWD (2012) 379, Member State: France, 68 pages.
- European Environment Agency, 2012. *European waters — assessment of status and pressures*, Report No 8/2012, Copenhagen, 96 pages.
- Gob, F., Tamisier, V., Houbrechts, G., Gautier, E., Leprêtre C., 2016. Rôle des petits obstacles transversaux sur la continuité sédimentaire des rivières à charges caillouteuses dans le bassin de la Seine (méthodologies et premiers résultats). Rapport PIREN, PIREN Phase VII. 19 p.
- Goutte A, Alliot F, C. Budzinski H, Simonnet-Laprade C, Santos R, Labadie P. Trophic transfer of PAH, phthalates, and their metabolites in an urban river food web. Article soumis.
- Houbrechts G., Levecq Y., Vanderheyden V., Petit F., 2011. Long-term bedload mobility in gravel-bed rivers using iron slag as a tracer. *Geomorphology*, 126, 233-244.
- International Conference on Water and Environment (ICWE), 1992. *Ireland report on the state of water quality*, Dublin, Ireland.
- Laronde S., Petit, K., 2010. *Bilan national des efforts de surveillance de la qualité des cours d'eau*. ONEMA, Office international de l'eau, Paris, 330 pages.
- Lestel L., Meybeck M., Thevenot D.R., 2007. Metal contamination budget at the river basin scale: an original Flux-Flow Analysis (F2A) for the Seine River. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 11(6), 1771-1781.
- Ludwig W, Dumont E., Meybeck M., & Heussner S., 2009. River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: major drivers for ecosystem changes during past and future decades? *Progress in Oceanography*, 80(3), pp. 199-217.
- Marchand, M., 2013. *L'océan sous haute surveillance - Qualité environnementale et sanitaire*. Editions Quae.
- Meybeck, M., 2002. Riverine quality at the Anthropocene: Propositions for global space and time analysis, illustrated by the Seine River. *Aquatic Sciences*, 64(4), pp. 376-393.

- Moreau-Guigon, E., Tamtam, F. Tuc Quoc Dinh, Joelle Eurin, Pierre Labadie, Fabrice Alliot, Marc Chevreuil, Gwenaëlle Lavison, Patrick Candido, Violaine Augustin, Tournebize, J., 2010. *Sources et devenir des médicaments dans le bassin versant de la Seine*. Rapport de synthèse 2007-2010, Piren-Seine.
- Oudin L.-C., 2001. *River quality assessment system in France*. Paper presented at the International Workshop Monitoring Tailor-Made III — Information for Sustainable Water Management, Nunspeet, Netherlands.
- Passerat, J., Tamtam, F., Barbara Le Bot, Joëlle Eurin, Marc Chevreuil et Pierre Servais, 2010. Rejets hospitaliers d'antibiotiques et de bactéries fécales antibiorésistantes dans les rivières du bassin de la Seine. *Eur. j. water qual.*, 41, 1-13.
- Tamtam, F., 2008. Sources et devenir des antibiotiques dans le bassin versant de la seine : première approche pour une évaluation des risques environnementaux. Thèse Université Paris 6.
- Vannote R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130-137.
- Vilmin, L. et al., 2015. Pluri-annual sediment budget in a navigated river system: the Seine River (France). *Sciences of Total Environment*, 502, 48–59.

Liste des participants à l'atelier « Réseaux de mesures »

- Jérôme Béliard : ingénieur de recherche à l'IRSTEA, centre d'Antony, sur les aspects de l'écologie des cours d'eau, les communautés de poissons.
- Marie Berdoulay : hydrogéochimiste, service connaissance des milieux aquatiques, Agence de l'eau Seine-Normandie.
- Hélène Blanchoud : spécialiste des transferts des pesticides, MCF à l'EPHE, laboratoire METIS.
- Alexandra Boccarossa : géographe, doctorante, thèse en cours au laboratoire ESO (Rennes) sur les réseaux de mesure en Bretagne, les motifs incitant les structures à mettre en place d'autres mesures que celles des réseaux DCE, et comment ils utilisent cette information, pour agir.
- Catherine Carré : géographe, enseignant chercheur à l'université Paris 1 Panthéon Sorbonne, laboratoire LADYSS.
- Aline Cattan : chef du service connaissance des milieux aquatiques, Agence de l'eau Seine-Normandie.
- Alexandre Deloménie : communication et journalisme scientifique, en charge de la cellule transfert du PIREN-Seine.
- Remi Dupas : ingénieur agronome, INRA de Rennes, en charge de l'intégration des données des réseaux de mesure INRA avec celles des syndicats de rivière bretons.
- Nicolas Flipo : directeur du PIREN-Seine, modélisation des hydrosystèmes, enseignant-chercheur aux Mines ParisTech, recherche en cours sur les mesures de suivi de la qualité de l'eau en période de crue.
- Sabine Fourel : responsable du Pôle Prospective & Bilan au SyAGE, syndicat mixte pour l'assainissement et la gestion des eaux du bassin versant de l'Yerres.
- Laurence Lestel : chimiste et historienne de l'environnement, chercheur CNRS au laboratoire METIS.
- Michel Meybeck : hydro-géochimiste, directeur de recherche au laboratoire METIS, recherche sur la composition chimique des rivières.
- Guillaume Pajot : économiste de l'environnement, chargé de mission à la cellule animation du CRESEB - centre de ressource et d'expertise scientifique sur l'eau en Bretagne.
- Michel Roulier : chimiste, AESN direction territoriale Vallée de la Marne, en charge des programmes de mesure, de la bancarisation, de l'interprétation des données à la masse d'eau.
- Gaëlle Tallec : biogéochimiste à l'IRSTEA, animatrice de l'équipe ORACLE centrée sur les observations pluri- et interdisciplinaires nécessaires à la recherche en environnement et à l'observation long terme des bassins versants observatoire en environnement : Orgeval, Grand et Petit Morin.

Les outils participatifs, la place des chercheurs et leurs effets sur l'action publique

Catherine Carré¹, José-Frédéric Deroubaix², Josette Garnier³,
Laura Seguin⁴ et Julien Tournebize⁴

¹ Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, CNRS LADYSS, Paris, France

² LEESU, ENPC, Université Paris-Est, Champs-sur-Marne, France

³ Sorbonne Universités, CNRS EPHE UMR 7619 Metis, Paris, France

⁴ Irstea, HYCAR Research Unit, Antony, France

* Catherine.carre@univ-paris1.fr

Résumé

La participation des gestionnaires et des usagers de l'eau et des milieux aquatiques est requise dans le cadre de la DCE. La qualité de l'eau est construite à la fois par le haut (construction réglementaire en application des politiques publiques) et par la base (souhaits des habitants et des usagers). Les expériences de participation menées par le Piren-Seine depuis dix ans par des équipes pluridisciplinaires, associant sciences de l'environnement et sciences sociales, ont pour but d'étudier ces mécanismes de construction et de tentative de politisation de la gestion de l'eau, par des expériences de changement de pratiques, des jeux de rôle ou l'élaboration conjointe de scénarios. Dans le cas de l'expérience *ABAC* en Ile-de-France (agriculture biologique vs conventionnelle), les rendements et les fuites d'azote vers les nappes des exploitations d'agriculteurs participants étaient à la fois suivis par des biogéochimistes et par des sociologues. Sur le Grand Morin, des scénarios d'effacement de seuils ont été testés par des membres de la CLE en utilisant une plateforme informatique interactive dérivant des modèles du Piren-Seine, *Prose* et *Anaqualand*. Le projet *Brie'eau* vise à rendre discutable l'enjeu controversé des pollutions de l'eau d'origine agricole sur le territoire de la Brie. Il instaure un dialogue territorial sur le lien entre la qualité des eaux et la biodiversité grâce à des jeux de cartes de perception, la construction de scénarios et un jeu de rôle. Les chercheurs analysent (i) les modes d'apprentissage, (ii) comment les perceptions et connaissances initiales de chacun s'enrichissent à travers la participation à ces expériences et (iii) aboutissent à la construction de significations communes. Mais les expériences révèlent aussi des asymétries dans les apprentissages. Ce nouvel espace de recherche participative qui mobilise des scientifiques, des acteurs et des utilisateurs permet d'informer, de partager et de tester avant que ces résultats soient pris en relais à l'échelle très locale des CLE et des usagers.

Points clefs

- Point clef 1 Les expériences participatives réalisées par les chercheurs visent à comprendre les mécanismes sociaux et territoriaux de construction de la qualité du milieu aquatique.
- Point clef 2 Elles utilisent des approches variées (expérimentation technique par des volontaires, jeu de rôle assisté d'outils numériques, construction de scénarios)
- Point clef 3 Les premiers retours d'expérience font apparaître les différences initiales de positions des acteurs et leur possible évolution vers des significations communes.

Pour citer cet article : C. Carré et al., *Les outils participatifs, la place des chercheurs et leurs effets sur l'action*, dans *Connaissance et devenir des territoires, les recherches du PIREN-Seine face à la société*, Carré (eds.), *Rapports de synthèse de la phase VII du PIREN-Seine, Volume 8*, 2019.

Sommaire

1. Les expériences menées par les chercheurs du PIREN-Seine	70
1.1. La co construction de données pour les modèles et les scenarios	70
1.2. Simuler les effets d'aménagement pour décider ensemble des actions de restauration	71
1.3. Construire le dialogue territorial sur les pollutions diffuses agricoles	73
2. L'influence des expériences dans la fabrication de la connaissance au service de l'action publique	77
Bibliographie.....	80

S'inscrivant dans une dynamique de temps long et de vision globale, les recherches du PIREN-Seine ont amené à s'interroger sur l'impact des activités humaines depuis plus de 150 ans, en questionnant les objectifs des politiques publiques et leurs mises en œuvre dans les territoires pour gérer et améliorer la qualité de l'eau et des milieux. Comprendre les leviers qui influent sur la politique de l'eau représente en effet un défi de taille pour construire la qualité du bassin de la Seine de demain. Car outre la qualification physico-chimique et la restauration écologique, la qualité de l'eau se construit également par les usages que souhaitent en faire les habitants. Etudier les manières dont les citoyens vont s'approprier les cours d'eau et les milieux aquatiques et les effets de ces mobilisations est aujourd'hui un des axes de recherche fondamental de la construction sociale de la qualité de l'eau.

Aux réflexions sur l'intérêt et les conditions d'utilisation conjointe des modèles par les chercheurs et leurs partenaires s'ajoute l'obligation réglementaire d'impliquer l'ensemble des usagers dans les décisions de gestion de cours d'eau et des milieux aquatiques. L'impératif participatif n'est pas propre à la gestion de l'eau, des dispositifs sont prévus pour toutes les politiques d'aménagement, mais la DCE en fait un des principes de gestion (considérant 14). Cela vient compléter les dispositifs déjà existants, les commissions de gestion mis en place avec la loi sur l'eau de 1992 (comité de bassin par grand district hydrographique, commission locale de l'eau par bassin-versant), avec des nouveaux dispositifs pour toutes les procédures de gestion de l'eau, comme les aires d'alimentation de captage pour préserver la ressource en eau à destination des populations.

Les actions menées depuis dix ans ont pris plusieurs formes de recherche partenariale, avec des chercheurs intégrés dans des équipes pluridisciplinaires, associant sciences de l'environnement et sciences sociales. La participation est comprise comme objet au service de la mise en relation des acteurs et de la production de significations communes (Lascoumes, 2010). En travaillant sur des sujets controversés comme la modification des modèles agricoles pour réduire les pollutions diffuses, ou la suppression des seuils sur les cours d'eau pour rétablir la continuité écologique, la participation ne doit pas se transformer en un outil permettant de continuer à penser le transfert ou l'acceptabilité des innovations, l'adaptation et les résistances aux changements. Elle doit au contraire, permettre d'identifier collectivement un problème puis d'explorer divers leviers d'action possibles, sans qu'une solution plutôt qu'une autre soit mise en avant par les initiateurs des processus participatifs. Les participants le font sur la base du volontariat. Les méthodes d'animation sont fondamentales pour que chacun des participants puisse trouver sa place, son implication et surtout s'exprimer.

Les différentes expériences présentées dans ce rapport (projet ABAC, sciences et territoire, BRIE'Eau) ont sollicité les participants de différentes manières, selon une démarche de science participative pour les agriculteurs du réseau ABAC, autour de la production de données, ou pour permettre aux participants qui doivent construire des actions ensemble (gestion des seuils de cours d'eau pour Sciences et territoire, maîtrise des pollutions diffuses d'origine agricole pour BRIE'eau) de partager leur approche du territoire et leurs choix de gestion. Ce rapport dans un premier temps présente ces différentes interventions pour, dans un second temps, selon une approche réflexive et critique, s'interroger sur la place du chercheur dans ces dispositifs et leurs effets dans la fabrication de l'action publique.

1. Les expériences menées par les chercheurs du PIREN-Seine

La première forme de recherche partenariale consiste à construire de la connaissance scientifique dans un territoire. Certaines expériences sont conçues pour alimenter des scénarios propres au PIREN-Seine, les participants co-construisant les données alimentant modèles et scénarios. D'autres visent à construire le dialogue entre acteurs sur un enjeu controversé, en questionnant la production de connaissances scientifiques et son appropriation.

1.1. La co construction de données pour les modèles et les scénarios

Le projet ABAC a été lancé en 2011 dans le bassin de l'Orgeval en Seine-et-Marne puis ouvert à différents secteurs agricoles d'Ile de France. Le projet ABAC fait l'objet d'une démarche collaborative avec les agriculteurs, les acteurs et les scientifiques pour analyser les différences entre les systèmes de culture en

agriculture biologique (AB) et conventionnelle (AC), et leurs performances agronomiques. Le réseau ABAC est composé d'agriculteurs volontaires de divers territoires en Ile-de-France et implique autour d'eux et les chercheurs, les Agences de l'Eau, les Fédérations d'agriculteurs, les Chambres d'Agriculture. Il est participatif car les agriculteurs sont, autant que possible, impliqués dans les opérations d'échantillonnage et l'interprétation des résultats. Un comité de pilotage a été constitué et se réunit deux fois par an pour discuter des résultats et réorienter éventuellement le projet.



Figure 1. Les étapes annuelles du réseau ABAC (Benoit et al., 2016)

Le réseau des agriculteurs a permis d'effectuer la comparaison de lixiviation de l'azote sur leur exploitation, en fonction de leur pratique (Benoit et al., 2016), avec des agriculteurs qui avaient envie que les chercheurs suivent leur exploitation. La base de données constituée est utilisée pour des publications scientifiques, mais aussi par les partenaires régionaux ou locaux intéressés (Région Ile-de-France, Agences de l'eau, Fédérations de l'agriculture biologique, les chambres d'agriculture, etc.). Un compte rendu de résultats est régulièrement effectué lors de réunions, sources d'échanges entre les acteurs.

1.2. Simuler les effets d'aménagement pour décider ensemble des actions de restauration

En France, la gestion plus écologique des cours d'eau passe en partie par la suppression des seuils pour rétablir la circulation des poissons et des sédiments. Cette façon de faire a tendance à opposer les usagers de la rivière aux services de l'Etat. De 2010 à 2013, des chercheurs du PIREN-Seine ont voulu mettre leurs modèles au service de la commission locale d'un cours d'eau de l'est de l'agglomération parisienne, le Grand Morin, regroupant services de l'Etat, syndicat de rivière, association de pêcheurs, de canoë kayak, élus, et propriétaires de moulin. Dans le cadre de l'expérience Sciences et territoire, les attentes des membres de la commission ont reflété en partie leur divergence : pour les services de l'Etat l'expérience doit permettre d'imposer les suppressions de seuils en faisant taire les controverses sur l'intérêt et l'efficacité des arasements, alors que la plupart des membres de la CLE s'y opposent précisément en se fondant sur le caractère limité et partiel de l'information scientifique (l'intérêt écologique de la suppression des seuils).

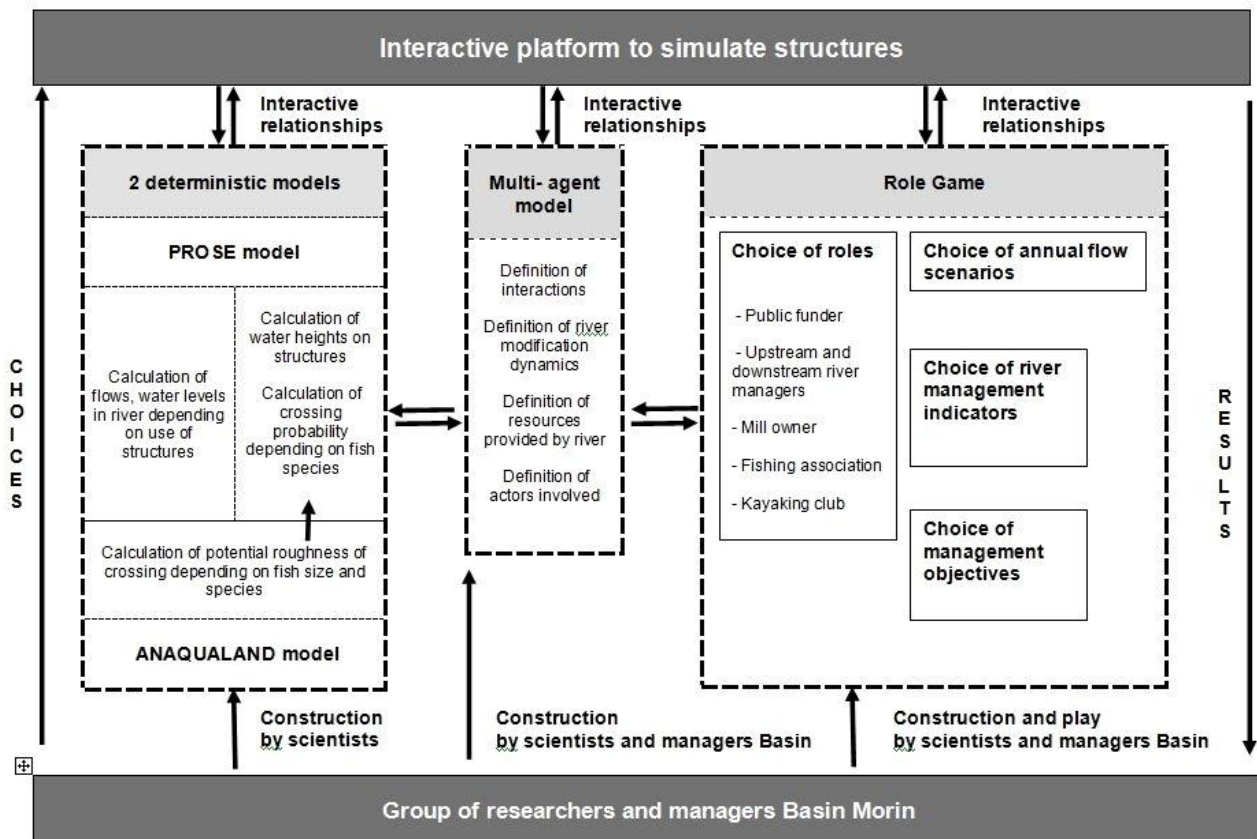


Figure 2. L'articulation du modèle conceptuel, des modèles déterministes et leurs utilisation collective grâce à la plateforme informatique interactive (Carré et al., 2014).

Le modèle ProSe a été retenu pour simuler les variations de débit en fonction du maniement des ouvrages sur le cours d'eau et le modèle ANAQUALAND pour la franchissabilité des ouvrages selon les espèces de poissons et leur capacité à se déplacer le long du cours d'eau. Plusieurs ateliers ainsi que des sorties de terrain ont permis d'expliquer l'intérêt des deux modèles, des informations fournies ainsi que leur limite, pour permettre aux acteurs locaux de commencer d'évaluer eux-mêmes les modifications de gestion des ouvrages sur le fonctionnement hydraulique du cours d'eau (débit, hauteur d'eau) et la continuité écologique, appréciée par le rétablissement de la circulation des poissons (voir la figure 2).

La plateforme interactive permet de simuler la gestion des ouvrages en faisant jouer des catégories d'acteurs, selon des objectifs choisis par l'ensemble des participants, selon des débits de cours d'eau eux aussi choisis par les participants (voir figure 3). Chaque participant peut jouer un rôle différent. Le modèle simule les effets des décisions prises en fonction des indicateurs choisis (hauteur d'eau dans les biefs, franchissement des ouvrages par les canoës, par les poissons, selon les types d'espèces retenus). Les résultats sont affichés et discutés en fonction des objectifs propres à chaque opérateur. Les décisions de gestion sont évaluées collectivement. Il est alors possible de revenir sur les choix pour faire tourner de nouveau le modèle.

Summary of simulation results Scénario 1995				
Indicators	All opened	All closed	Done	Assessments of results obtenaid
No. of structures leveled	0	0	3	Water Agency 8/10 Objectives : satisfactory ecological continuity. Reasonable expenses. No litigation Problème with artificialized branches of the river
No. of structures modified	0	0	2	
Water Agency expenses	0 €	0 €	1,04 M€	Upstream association 6/10 Poorly discernable effects of the opening of certain gates. Continuity obtenained Downstream Association 6/10 Few results on floods, unfortunate lack of discussion for leveling structures
No. of days with overflow	24	27	24	
No. of days water-level surveillance threshold	86	80	91	Canoeing Kayaking club 6/10 Objective met for 10 km but not for 25 km with 2 points impossible to cross upstream
No. of days water-level warning threshold	33	33	36	
No. of days with 25 km navigable	51	22	20	Fishing club 9/10 Expectations and objectives met A few problems with mill 's owners A september crisis due to poor management of structures
No. of days with 10 km navigable	153	49	80	
No. of days with a reach < 20 cm	244	244	264	Mill's owners 8/10 Objectives met: mills' preservation, no conflict
Mean Roughness / barbel	758	270	202	
Mean Roughness / trout	700	254	185	
Mean Roughness / pike	824	319	282	
Préservation Ste Anne Mill	Yes	Yes	Yes	
Préservation Prémol Mill	Yes	Yes	Yes	

Figure 3. Les résultats obtenus et discutés par les participants de la gestion des ouvrages avec le débit du Grand Morin de 1995 (Carré et al., 2014).

1.3. Construire le dialogue territorial sur les pollutions diffuses agricoles

Le projet Brie'eau (2016-2020) vise à rendre discutable l'enjeu particulièrement controversé des pollutions de l'eau d'origine agricole (nitrates et pesticides) sur le territoire de la Brie, en Seine-et-Marne. Sur ce territoire de grandes cultures céréalières, l'activité agricole a conduit à une forte dégradation de la qualité de l'eau de la nappe des calcaires de Champigny, principale ressource en eau souterraine d'Ile-de-France. Depuis 2005, AQUI'Brie, association des usagers de la nappe de Champigny et l'Irstea développent des actions locales pour réduire les flux de pesticides en sortie des terres agricoles drainées. Les zones tampons humides artificielles (ZTHA) sont des interfaces paysagères, avec une fonction tampon hydrologique, dont des travaux ont permis de mettre en évidence la performance environnementale sur les paramètres de qualité de l'eau (Tournebize et al., 2017).

Le projet consiste en une démarche d'évaluation en commun des moyens de maîtrise des pollutions diffuses d'origine agricole : complémentarité de la réduction des pressions agricoles et de la réduction des transferts par des aménagements interparcellaires. Le projet Brie'Eau introduit ainsi l'hypothèse que lier la fonctionnalité sur la qualité de l'eau à celle stimulant la biodiversité est bénéfique au dialogue territorial plutôt que d'opposer acteurs agricoles et acteurs de l'eau. L'enjeu de la démarche participative est de créer les conditions d'un dialogue entre acteurs locaux, notamment ceux du monde agricole et du monde de l'eau potable. Les perceptions et connaissances initiales de chacun s'enrichissent à travers la participation, analysée comme un objet intermédiaire « passeur de frontières » entre divers mondes disciplinaires, entre chercheurs et acteurs, et entre monde agricole et monde de l'eau. Un « intermédiaire » est un élément assurant « la mise en relation des acteurs et la construction de significations communes » (Lascoumes, 2010, p. 636). L'analyse porte en particulier sur les apprentissages qui en sont issus, entendus comme processus de (trans)formation des acteurs, de leurs savoirs, savoir-faire, représentations, ou même attitudes. La démarche

participative en elle-même a ensuite réuni des acteurs locaux du monde agricole et du monde de l'eau, sur le sous-bassin versant de l'Ancoeur (132km², affluent de la Seine).

Deux leviers d'action permettant d'améliorer la qualité de l'eau sont placés au cœur du processus : les changements de pratiques agricoles et les aménagements paysagers de type « zones tampons ». La démarche de participation a rassemblé les acteurs locaux du sous-bassin versant de l'Ancoeur, concernés par les enjeux débattus. Il s'agit d'agriculteurs (entre 3 et 8 par atelier), d'acteurs des filières agricoles (coopératives, négoce, 3 participants), d'industriels (1 à 2 participants), d'acteurs institutionnels (services de l'état entre 1 & 3 participants), de représentants de collectivités en charge de l'eau potable ou élus locaux (7 participants), et d'associations environnementales et d'usagers du territoire (2 à 3 participants). Ces acteurs ont été réunis 6 demi-journées en 2017 et 2019, sous forme d'atelier ou de rencontre sur le terrain. La démarche participative comprend cinq étapes qui se complètent, chacune mobilisant un outil de dialogue particulier : un jeu de cartes pour partager la diversité des perceptions initiales Mete'eau (1), un outil de construction de scénario Co-Click'eau (2) et un jeu de rôle Res'ealution Diffuse (3). Les différentes étapes avaient plusieurs objectifs : d'abord accompagner les participants dans l'expression de leurs perceptions, valeurs, objectifs et contraintes professionnelles respectives ; ensuite favoriser des échanges de savoirs entre experts et acteurs locaux ; puis se projeter et imaginer des changements à travers la construction de scénarios agronomiques de territoire ; et enfin stimuler des discussions et négociations sur des actions individuelles et collectives à mettre en œuvre localement. Pour identifier les apprentissages issus de ce processus, les différents moments ont fait l'objet d'observations, des débriefings collectifs permettaient de recueillir les paroles des participants après chaque rencontre, et enfin des entretiens ont été conduits avec une partie des participants en amont et à l'issue de l'expérience.



Figure 4. Les étapes de la démarche participative du projet Brie'Eau

1 – Le premier outil consiste à amener les acteurs du territoire à partager la diversité des perceptions vis-à-vis des zones tampons et plus largement vis-à-vis des enjeux de protection de la qualité de l'eau et de la biodiversité sur leur territoire. S'agissant d'identifier des apprentissages, donc des processus de changement, il est nécessaire de saisir un état initial des savoirs et perceptions des acteurs, de constater le cheminement collectif effectué au fil du temps par l'observation, et de faire ensuite un état des lieux final. Pour ces premières étapes 1 & 2 (partage des perceptions et des connaissances), nous mobilisons le jeu de carte Mete'eau, développé par une équipe de l'INRA de Mirecourt (Barataud et al., 2015). Il s'agit de cartes à jouer représentant différentes thématiques avec des pictogrammes. Le jeu permet de conduire des entretiens

individuels visant à établir un diagnostic des perceptions des acteurs engagés dans un processus collectif. Elles doivent permettre de susciter des discours très variables voire opposés chez les personnes enquêtées à partir d'une question commune à tous les acteurs. Les différentes visions sont présentées ensuite dans un atelier.

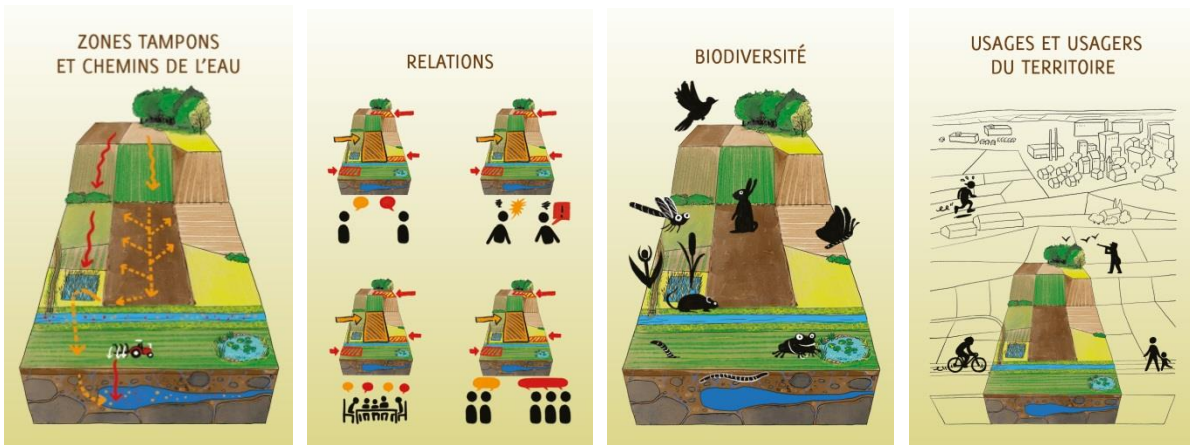


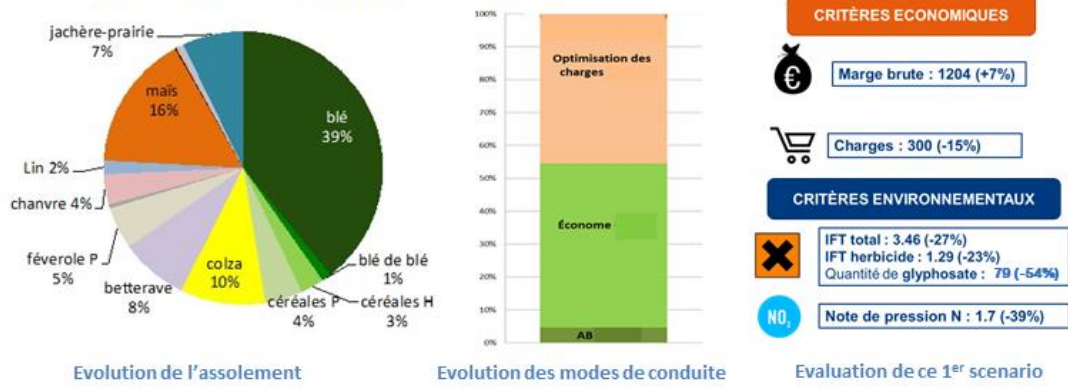
Figure 5. Les cartes Met'eau utilisées lors de l'atelier « Regards croisés sur les zones tampons » (cartes INRA)

2 - Pour imaginer des scénarios d'évolution du territoire en intégrant les zones tampons comme solutions possibles, au côté des changements de pratiques agricoles, un outil de simulation participative a été développé par une équipe de l'INRA de Grignon : Co-Click'eau (Guichard et al., 2015). L'outil est paramétré avec des données locales à l'aide d'indicateurs technico-économiques et environnementaux d'itinéraires techniques actuels ou prospectifs de différentes cultures en fonction des types de sols et de différentes stratégies de conduite des cultures.



Figure 6. Atelier « Imaginer ensemble des scénarios d'évolution du territoire » (photo Irstea).

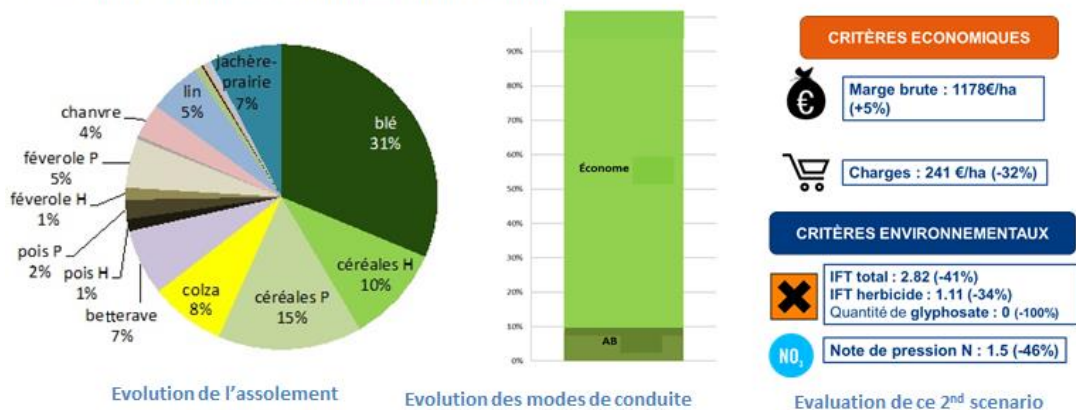
1^{er} scénario : Vision « acteurs agricoles », résultats



	13 864 ha	Réduction Azote	Réduction PPhyto		13 864 ha	Réduction Azote	Réduction PPhyto
Bande enherbée 16 m	278 ha = 2%	0%	8%		348 ha = 2,5%	1%	16%
Ripisylve 10 m	45 ha = 0,3%	8%	8%		223 ha = 1,6%	16%	16%
ZTHA ou étang 1%	138 ha = 1%	24%	40%		221 ha = 1,6%	33%	56%

Figure 7. Détail du scénario 1 « Maximiser la marge brute » soumis aux acteurs

2nd scénario : vision « acteurs de l'eau », résultats



	13 864 ha	Réduction Azote	Réduction PPhyto		13 864 ha	Réduction Azote	Réduction PPhyto
Bande enherbée 16 m	278 ha = 2%	0%	8%		348 ha = 2,5%	1%	16%
Ripisylve 10 m	45 ha = 0,3%	8%	8%		223 ha = 1,6%	16%	16%
ZTHA ou étang 1%	138 ha = 1%	24%	40%		221 ha = 1,6%	33%	56%

Figure 8. Détail du scénario 2 « Minimiser la pression chimique » soumis aux acteurs

Au cours de deux ateliers, deux scénarios contrastés (figures 7 et 8) ont été construits et débattus : l'un basé sur une maximisation de la marge brute des agriculteurs, l'autre basé sur une minimisation de la pression en produits phytosanitaires. Ces scénarios de territoire comprenaient également différents niveaux d'intégration de zones tampons (bandes enherbées, ripisylves ou ZTHA) en rendant visibles leurs taux

d'abattement des nitrates et produits phytosanitaires. Divisés en deux groupes, les participants ont exprimé ce qui leur semblait intéressant et ce qui leur posait problème dans ces scénarios. Ils ont également identifié les éléments à travailler en priorité pour améliorer ces scénarios.

3 - La dernière étape de la démarche mobilise un jeu de rôle permettant de simuler des discussions, négociations entre participants à propos d'actions individuelles et collectives à mettre en œuvre. Intitulé Rés'ealution Diffuse, le jeu vise à faire interagir agriculteurs, conseillers agricoles, coopératives et élus responsables de l'eau potable dans le but de rendre visibles les positionnements et stratégies de chacun, les relations entre acteurs, et d'identifier les leviers et freins à la mise en œuvre d'actions individuelles ou collectives.



Figure 9. Atelier autour du jeu de rôle Res'ealution Diffuse (photo Irstea)

Quelques verbatim sélectionnés lors des 6 ateliers :

« On est vraiment à l'intérieur du rôle et on se rend compte des enjeux, on y réfléchit beaucoup plus, même si on n'a pas les connaissances, c'est une force justement parce que en tant qu'élus, ça me donne beaucoup d'éléments pour avancer et pouvoir travailler avec mes collègues élus et mes concitoyens pour leur expliquer les enjeux de tout ça » (élu)

« C'est l'articulation entre des pratiques agricoles et l'impact des aménagements de dépollution qui m'apparaît le plus innovant ici dans cet atelier ainsi que la mise en visibilité d'un processus de verdissement du territoire qui donne le sentiment aux acteurs que c'est possible ! » (élu)

« tout dépend des cultures, si y'a déjà une démarche plus économe, y'a pas besoin de ZTHA... » (agriculteur)

« On aurait pu avoir le même effet en baisse de phyto en faisant du chanvre autour, il aurait fallu se poser la question : est-ce que c'est judicieux de mettre la ZT alors qu'on a peut-être tous prévu de faire du chanvre autour ? Il faut avoir le temps de se concerter et de penser autrement que le truc basique de dire on fait celle là parce qu'on a les sous, il aurait fallu aller plus loin dans la réflexion, il aurait été possible d'améliorer le score sans faire la zone tampon ». (agriculteur)

Parallèlement aux ateliers, des rencontres sur le terrain ont été organisées. Non initialement prévues, ces rencontres ont répondu à un besoin de mieux partager les connaissances des chercheurs sur les ZTHA, pour expliquer le fonctionnement du dispositif et partager les résultats de recherche, et pour discuter de la gestion paysagère du site.

2. L'influence des expériences dans la fabrication de la connaissance au service de l'action publique

Les résultats obtenus ont d'abord bénéficié aux chercheurs eux-mêmes, sur la production de nouveaux thèmes de recherche, L'acquisition de données, l'effectivité de la circulation des connaissances produites en direction des autres acteurs, avec un travail de traduction. Dans le Réseau ABAC La collaboration qui s'engage avec les agriculteurs qui ont totalement ou partiellement converti leur

exploitation, ou d'autres qui hésitent à le faire, est extrêmement enrichissante. C'est la communauté de chercheurs qui a d'abord changé, dans sa science et dans les messages vers les partenaires, avec un autre regard de l'INRA sur l'agriculture bio et les difficultés de la transition socio-écologique. Au-delà des activités fédératives et participatives, c'est une vision commune sur les enjeux et les moyens pour concilier une agriculture respectueuse de l'environnement et du métier d'agriculteur, avec le maintien ou la restauration de la qualité des eaux que nous chercherons à mettre en place.

L'évaluation du dispositif Sciences et territoires a pu être conduite dans le cadre d'une thèse (De Coninck, 2015) à partir des observations faites lors des ateliers, des entretiens avec les participants, et enfin des décisions prises pour la gestion des ouvrages sur le Grand Morin. Concernant la mobilisation de connaissances scientifiques, les membres de la CLE constatent que, par rapport aux données apportées par des bureaux d'études, le travail direct avec les scientifiques et la construction de connaissances à travers la modélisation leur permet réellement de s'approprier les résultats qui en ressortent. L'expérience Sciences et territoires a permis aux participants d'avoir une meilleure perception des interactions entre les différents éléments du système, la complexité de gestion des vannes, les effets positifs de la simple gestion des vannes sur la circulation des poissons et des canoes, ou encore l'inutilité de certains seuils. Pour certains, cette manière de partager des connaissances serait même un moyen de changer les modes d'action publique. « *La science infuse livrée dans les réunions [des commissions] ne permet pas de s'approprier les choses. Et il n'y a que comme ça qu'on peut faire adhérer à des projets. Dans les commissions thématiques il y a des échanges mais pas de co-construction. On pourrait imaginer la vie d'un SAGE avec des outils permettant une réelle implication.* » (Chambre d'Agriculture).

Un des enseignements majeurs de l'expérience Brie'Eau, est d'avoir contribué à construire, chez les chercheurs et partenaires porteurs d'une forme d'expertise, une posture nouvelle vis-à-vis de la mobilisation de savoirs scientifiques et techniques en situation de débat public.

Le travail de co-ingénierie engage également une réflexion sur les principes et méthodes d'animation des ateliers : permettre l'écoute active et l'expression écrite et orale, prendre en compte les inégalités des participants devant la prise de parole publique en diversifiant les supports d'expression et les modalités de travail (en petits groupes, en plénier), réguler les débats afin d'éviter les monopolisations de parole de certains acteurs, etc. Des membres du groupe pilote sont mobilisés pour être eux-mêmes animateurs à plusieurs reprises, ce qui donne lieu à l'acquisition de savoir-faire participatifs.

Plusieurs partenaires institutionnels reconnaissent avoir acquis des compétences en matière d'animation de dialogue territorial. C'est par exemple ce qu'exprime un représentant d'AQUI Brie : « *Avant de commencer j'étais pas forcément un grand praticien du dialogue territorial. Ça m'a rendu sans doute plus attentif aux discours des autres (...) ça participe à ma façon d'appréhender mon travail, je vois mieux les outils et comment on les utilise* ». D'autres témoignent d'une appropriation de techniques d'animation qu'ils réinvestissent dans leur sphère professionnelle.

Une attention est également portée aux modalités de ces apprentissages, « comment on apprend ? », ou encore « qu'est-ce qui a pu faciliter ces apprentissages ? » L'hypothèse sous-jacente est que certains outils faciliteraient certains types de savoirs, par exemple la démarche Coelick'eau conduirait à la construction de savoirs et de compétences techniques, tandis que le jeu de rôle Rés'ealution Diffuse est davantage susceptible de faciliter des apprentissages politiques, relationnels et communicationnels. Le premier type d'apprentissage identifiable est une amélioration des connaissances sur les zones tampons notamment liée à une visite de la ZTHA de Rampillon qui a permis pour certains une découverte presque totale, et pour d'autres, l'apport de précisions ou l'intégration de nouveaux éléments. Les entretiens conduits en début de processus avaient mis en évidence que la notion de « zone tampon » était principalement associée aux bandes enherbées. À l'issue de la démarche, les participants ouvrent la notion à une diversité d'objets qu'ils n'identifiaient pas auparavant comme jouant un rôle de zone tampon, notamment les haies et zones humides. De leur côté, les agriculteurs identifient ces ateliers comme des fenêtres d'opportunité pour mieux communiquer voire « redorer » leur image, du moins localement. Pour certains, cela constitue l'une des principales motivations de leur participation :

« Effectivement il y a de l'agri-bashing en ce moment, de façon assez importante à la télé, ça nous aide pas non plus. C'est pour ça qu'il faut qu'on aille plus à ces réunions pour pouvoir se faire comprendre et expliquer nos contraintes » (Agriculteur)

« C'est plus pour dire nous ce qu'on fait, et voir le ressenti des gens. Bon, ça on le connaît un petit peu... mais exposer ce qu'on fait, ce qu'on essaye d'améliorer (...) disons que nous on y va surtout pour dire ce qu'on fait » (Agriculteur)

Les ateliers sont vécus comme une occasion d'échanger sur un sujet sensible dans des conditions favorables à l'écoute et au dialogue. Cela contraste avec d'autres situations qu'ils relatent comme conflictuelles, des tensions avec des habitants, des voisins qui se plaignent, des discussions parfois houleuses lors de repas de famille ou avec des amis, notamment depuis la médiatisation autour du glyphosate. L'un d'eux met en perspective ces difficultés avec la démarche participative proposée : « Là c'était un peu l'occasion de discuter de ça, d'apprendre à mieux se connaître », reconnaissant l'importance de créer les conditions d'écoute, mais regrettant que ces conditions soient si rares : « c'est plus facile de désigner un bouc émissaire » (Elu et agriculteur).

Au-delà de ces aspects positifs, on relève cependant une forme d'asymétries dans les apprentissages issus de cette démarche. Lors des ateliers, l'accent a principalement été mis sur les perceptions, attentes et contraintes du monde agricole, en rendant plus minoritaires celles des autres parties prenantes, notamment les collectivités en charge de l'eau potable. Cela conduit à infléchir les apprentissages issus des ateliers, puisqu'on ne relève aucun témoignage d'agriculteurs indiquant une meilleure compréhension des acteurs « non agricoles » et de leurs contraintes (notamment le problème grandissant de la dépollution de l'eau). Certains regrettent d'ailleurs que cette meilleure connaissance des acteurs se soit faite « à sens unique ».

Ces effets d'apprentissage sont des résultats moins attendus et souvent rendus invisibles lorsque l'on cherche à les évaluer. Ils sont pourtant susceptibles d'infléchir ensuite l'action publique, la manière dont les acteurs d'un territoire discutent et décident ensemble.

Le projet ABAC a permis de combler le déficit manifeste de données de référence concernant l'agriculture biologique, et d'interpréter ses effets environnementaux en termes de qualité de l'eau. En instrumentant une quinzaine de rotations types sur différents pôles pédoclimatiques, les scientifiques visent à obtenir rapidement des résultats originaux scientifiquement, mais utiles d'un point de vue sociétal car capables d'orienter les politiques régionales. La Région Ile-de-France se mobilise pour valoriser les territoires ruraux et péri-urbains mais cherche aussi à quantifier les services rendus par l'agriculture biologique. Si la demande des consommateurs en produits biologiques s'accroît régulièrement, l'agriculture biologique n'est pas encore assez développée en Ile-de-France notamment pour satisfaire cette demande. La Région a donc la volonté d'accroître la proportion de l'agriculture biologique pour promouvoir un nouveau mode d'alimentation tant à l'échelle individuelle que pour la restauration collective, notamment scolaire.

Cela leur permet de mobiliser d'autres types de données dans leurs débats et de faire avancer les discussions. En jouant avec la plateforme Sciences et territoires, les élus et les services de l'Etat ont accepté l'idée de ne supprimer que certains ouvrages (là où certains élus ne voulaient en supprimer aucun et les services de l'Etat tous). « Le compromis ce serait d'avoir des secteurs plus libres sans ouvrage et de traiter les points noirs de pollution avec des aménagements » (Maire sur le Grand Morin).

Pour autant, une fois l'expérience finie, les acteurs ont retrouvé leur position stratégique, dont le refus des élus d'accepter la suppression des seuils discutés pendant l'expérience. Finalement les ouvrages supprimés ont été choisis par les services de l'Etat, sur des critères extérieurs aux acteurs locaux. On voit ici les limites des dispositifs participatifs pour agir sur les normes réglementaires européennes imposées aux acteurs locaux et la possibilité d'une innovation territoriale. Cependant la CLE a modifié son règlement en 2014 pour la gestion des cours d'eau en reconnaissant à la fois le caractère patrimonial des ouvrages des moulins et ses effets sur la continuité et en demandant aux propriétaires de les gérer l'hiver avec les services de l'Etat pour l'améliorer.

Il semble que ce type de démarche soit capable de créer un intérêt ou un engagement de certains acteurs, qui les conduiraient ensuite à aller vers une réflexion plus opérationnelle. Cependant, afin de favoriser ce type d'effets, il est important d'assurer une continuité entre cet espace de recherche participative et les arènes habituelles de décision sur le territoire, comme dans le dispositif BRIE'eau, la collectivité locale

responsable d'une aire d'alimentation de captage, et l'association AQUI Brie chargée de son animation. C'est notamment ce dernier acteur, embarqué de manière étroite dans ce projet de recherche appliquée, qui pourra ensuite se saisir des enseignements de cette démarche dans la poursuite de leur travail d'animation de territoire.

Bibliographie

- Barataud F., Arrighi A., Durpoix A., 2015, « Mettre cartes sur table et parler de son territoire de l'eau : un (en)jeu pour les acteurs ? », *VertigO*, n°153, en ligne : <http://vertigo.revues.org/16766>.
- Benoit Marie, Garnier Josette, Beaudoin Nicolas, Billen Gilles, 2016, A participative network of organic and conventional crop farms in the Seine Basin (France) for evaluating nitrate leaching and yield performance. *Agricultural Systems* 148, 105–113.
- Carré C., Haghe J.-P., Pivano C., Becu N., de Coninck, A., Deroubaix J.-F., Le Pichon C., Flipo N., Tallec G., 2014, How to integrate scientific models to switch from flood river management to multifunctional river management, *Journal of River Basin Management*, 12 (3), 231-249.
- De Coninck, A., 2015. *Faire de l'action publique une action collective : expertise et concertation pour la mise en œuvre des continuités écologiques sur les rivières périurbaines*. Etudes de l'environnement. Université Paris-Est, 2015.
- Gibbons, M., Limoges, C., Nowotny, H., Schwartzman, S., Scott, P., Trow, M., 1994. *The New Production of Knowledge: The Dynamics of Science and Research in Contemporary Societies*. SAGE.
- Guichard M. et al., 2015, « Co-click'eau : une démarche d'intermédiation pour la construction d'une action collective locale ? », *Natures Sciences Sociétés*, vol. 23, 3-13.
- Lascoumes P., 2010, « Traduction » in L. Boussaguet, S. Jacquot S., P. Ravinet (dir.), *Dictionnaire des politiques publiques*, 3ème édition actualisée et augmentée, Paris, Presses de Sciences Po, p. 632-640.
- Nowotny, H., Scott, P., Gibbons, M., 2006. Re-thinking science: mode 2 in societal context. *Knowl. Creat. Diffus. Use Innov. Netw. Knowl. Clust. Comp. Syst. Approach U. S. Eur. Asia* 39–51.
- Tournebize J, Chaumont C, Mander U. 2017. Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. *Ecol. Eng.* 103: 415-425.

Rapport de synthèse

Phase 7
(2015-2019)

Retrouvez
les 7 autres
volumes sur :

www.piren-seine.fr

