

Les rivières françaises et leurs objectifs de qualité : de la station de mesure aux apports aux océans

French rivers and their quality objectives: from
monitoring station to fluxes to the oceans

Catherine Carré¹, Michel Meybeck², Fabien Esculier³, Florentina Moatar⁴ et Alexandra Boccarossa⁵

¹ Université Paris 1 Panthéon Sorbonne, 191 rue Saint Jacques Paris 75005 - France, carre@univ-paris1.fr

² Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, 5 place Jussieu, Paris 75005 - France michel.meybeck@upmc.fr

³ Université Paris-Est, 6-8 avenue Blaise Pascal, 77 455 Marne-La-Vallée Cedex 2, France fabien.esculier@ponts.org

⁴ Université François-Rabelais de Tours, Parc de Grandmont, 37200 Tours-France florentina.moatar@univ-tours.fr

⁵ Laboratoire ESO Rennes, Université Rennes 2, France alexandra.boccarossa@uhb.fr

RÉSUMÉ

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, enfin pour les flux transportés à la zone côtière venant de l'ensemble du bassin versant (OSPAR). Cette transformation de la conception spatiale de la qualité des rivières s'est accompagnée d'une production d' « hyper-indicateurs », intégrateurs de la qualité sur un espace donné et sur une période donnée, jusqu'ici annuelle. Cependant cette évaluation environnementale repose en partie sur un certain bricolage technique et des négociations entre les différents utilisateurs et devient de plus en plus complexe et donc moins transparente. Elle cohabite avec d'autres indicateurs, hérités des anciens systèmes de mesure, ou voulus localement par les gestionnaires des cours d'eau. En s'appuyant plus particulièrement sur les exemples du bassin de la Seine et de Loire-Bretagne, on s'interrogera sur les modalités de ces bricolages techniques et leurs conséquences sur l'évaluation actuelle de la qualité des rivières, avec en particulier la disparition des grandes rivières dans la proportion de masses d'eau au bon état écologique.

ABSTRACT

River quality objectives have been thought gradually, with a spatial broadening of the definition of quality: for the first measuring station, then the linear watercourse (with the development of Water Agencies in 1964) and, under pressure from European regulations (OSPAR, WFD), water bodies, from the headwater to the estuary and finally for fluxes to the coastal zone from the entire watershed (OSPAR). This spatial design transformation of river quality was accompanied by a production of "hyper indicators", integrating quality in a given space, on an annual time period. However, this Environmental Assessment is partly based on a technical DIY and negotiations between different users, and it is becoming more complex and less transparent. It coexists with other indicators, legacy of previous evaluation systems, or intended by local waterway managers. Relying in particular on examples of the Seine and Loire-Bretagne basin, we will focus on this technical tinkering and its impacts on the current assessment of river quality, especially with the disappearance of the large rivers as Water bodies in good ecological status.

MOTS CLES

Qualité des rivières, agrégations des mesures, hyper-indicateur, bricolage technique, évaluation environnementale

La volonté d'une gestion intégrée des rivières et d'une priorité donnée à l'écologie par les différentes réglementations européenne (DCE 2000) et nationale (Loi sur l'eau 1992, LEMA 2006) 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. Désormais la qualité des rivières doit être fournie pour l'ensemble de la masse d'eau, en concevant des flux annuels et leurs impacts depuis les têtes de bassin jusqu'aux océans (convention OSPAR, 1998).

1 LES CONDITIONS DE L'ÉLARGISSEMENT SPATIAL DE LA QUALITÉ DE LA RIVIÈRE ET SON INTÉGRATION A LA MASSE D'EAU

L'état écologique d'une masse d'eau est intégré au niveau spatial par la proportion de Masses d'Eau (ME) en Bon État Ecologique (BEE), sorte d'hyper-indicateur toutefois limité par la définition même des masses d'eau, le manque de connaissance, les incertitudes autour des mesures et les effets des agrégations temporelles et spatiales.

1.1 La proportion de ME en BEE : les biais de la construction des masses d'eau

La France a découpé ses bassins fluviaux en « masses d'eau » (water bodies) élémentaires, principalement sur une base morpho-hydrologique entre les confluences. Pour la majorité des masses d'eau qui correspondent à des petits tronçons de rivières avec leur bassin versant direct associé, la réalité hydrologique est limitée, dépendant en grande partie de celle de la masse d'eau amont. Le concept de masse d'eau fluviale privilégie le linéaire fluvial, par rapport à la surface du miroir d'eau et au volume d'eau contenu dans le lit de la masse d'eau. Dans ces conditions, l'hyper-indicateur « proportion des ME en BEE » est un indicateur très biaisé par le petit chevelu hydrographique. Même sur le plan écologique ce biais est questionnable car les indicateurs écologiques sont représentatifs de superficies en eau (benthos, macrophytes) ou de volumes d'eau (poissons, diatomées). Enfin le concept de masse d'eau est orthogonal à la vision flux OSPAR : on peut concevoir une très bonne qualité générale et des flux à l'océan élevés ou qui continuent à croître.

1.2 Les manques de connaissances et les effets d'agrégation dans la production de l'hyper-indicateur

La proposition de ME en BEE présente aujourd'hui de nombreuses limites, dont le manque de connaissance des différents compartiments servant à l'évaluation de l'état écologique. Avec la définition française des ME, leur nombre dépasse largement celles des stations de mesure : on est donc obligé d'extrapoler celles-ci, soit à dire d'expert sur le terrain, selon des liens pressions - état observés sur les stations voisines pour des pressions équivalentes, ou par des modèles élaborés comme Senèque, non conçus en réalité pour donner des qualités, avec une incertitude peu connue et avec une temporalité - 10 jours moyennés - différente de la surveillance mensuelle discrète. La proportion des masses d'eau de qualité estimée de l'expert, extrapolée des relations P/S locales ou modélisée, devient alors importante. Ainsi, pour les ME de Seine-Normandie, alors que les indices biologiques sont fondamentaux dans l'esprit de la DCE, seules 15% des ME disposent des 3 indices biologiques renseignés (IPR, IBG et IBD) ; pour les 85 % restants, il manque au moins un d'entre eux. D'autre part, les incertitudes de mesure disparaissent dans l'intégration finale.

À ces incertitudes s'ajoutent celles dues aux méthodes d'intégration des données pour produire l'indicateur final (voir la figure 1).

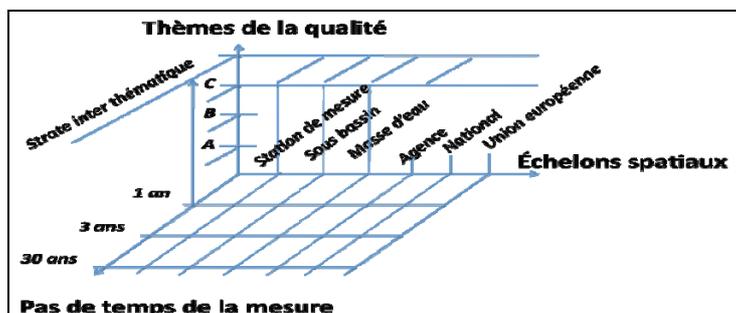


Figure 1 La triple agrégation spatiale, temporelle et thématique des mesures (A=Physico-chimie, B=Biologie, C=Polluants spécifiques, etc.)

2 LE BRICOLAGE TECHNIQUE ET SES EFFETS SUR L'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES RIVIÈRES

Une fois les limites de l'hyper-indicateur posées, le propos est alors d'examiner comment chaque agence de l'eau applique différemment les règles nationales d'élaboration de cet indicateur (circulaire, guide technique) avec ses conséquences sur l'évaluation de la qualité des rivières ; puis de prendre en compte les pratiques des autres acteurs et gestionnaires des cours d'eau, qui ont recours à d'autres méthodes d'évaluation ou à d'autres indicateurs. On revient alors à une forme d'autonomie originelle des Agences qui a perduré de 1971 jusqu'en 1995, lorsque le SEQ-Eau a établi des règles de traitement des données et des échelles de référence unifiées entre les agences.

2.1 L'autonomie des agences de l'eau et la disparition des grandes rivières

On passe alors d'une règle nationale à une certaine discrétion des applications régionales, avec le recours à des outils spécifiques (voir la liste dans Laronde, S. and Petit, K. (2010). *Bilan national des efforts de surveillance de la qualité des cours d'eau*. ONEMA), des experts locaux. 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. L'égale pondération de chaque masse d'eau dans un indicateur global de proportion de masses d'eau en bon état sur le bassin montre un certain nombre de limites. 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 de l'hyper-indicateur. Parallèlement, les très petits chevelus des bassins versant ont eux aussi disparu. Il s'agit de proposer des méthodes de pondération pour pallier ces biais (voir la figure 2 pour l'agence Seine-Normandie).

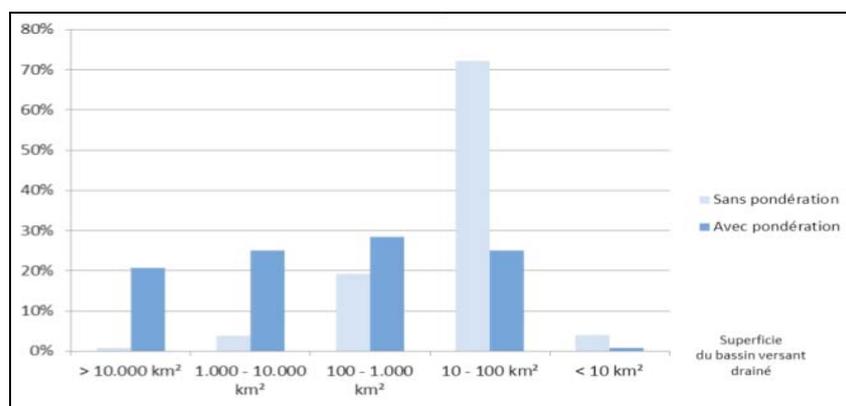


Figure 2 Importance relative des masses d'eau avec ou sans pondération en Seine Normandie (Esculier, 2014)

2.2 Les pratiques locales : enjeux spécifiques et opérationnalité

Ces pratiques renvoient à la nécessité de tenir compte de contexte spécifique ou améliorer l'efficacité de l'outil. En raison de l'eutrophisation croissante des eaux littorales bretonnes, cette région a depuis quelques années une demande accrue de connaissance des flux. La surveillance de bassins versants petits, de flux très variables, requiert des fréquences élevées et des stratégies adaptées (par temps de pluie pour certains paramètres comme le phosphore). Le nouveau protocole régional du réseau de suivi de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques dans les bassins versants bretons pose la question de l'optimisation des fréquences des suivis (Outil d'aide à la décision *Pol(f)lux*, Moatar, 2013). Dans d'autres agences, le SEQ-eau est conservé pour sa souplesse et son efficacité envers les utilisateurs d'eau. Chaque paramètre de qualité a été recodé entre 0 et 100 suivant des lois complexes, puis recombinaison avec des poids parfois différents selon les usages de l'eau ou les problèmes identifiés. Il permet de faire ainsi le point de l'avancée de la qualité pour des secteurs économiques variés (loisirs, potabilisation, irrigation) ou pour des altérations environnementales ciblées (eutrophisation, pollution industrielle) et de disposer d'indicateurs souples, évoluant progressivement - et non par paliers comme les codes couleurs binaires de l'hyper-indicateur.

BIBLIOGRAPHIE

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*. AE Seine-Normandie.

Moatar F, Meybeck M, Raymond S, Birgand F, Curie F. (2013). River flux uncertainties predicted by hydrological variability and riverine material behavior. *Hydrological processes*. 27, pp. 3535-3546.