

Sciences Eaux & Territoires



© J. Chauvin - INRAE

**DIRECTIVE CADRE EUROPÉENNE SUR L'EAU
BILAN DE VINGT ANNÉES DE RECHERCHE
POUR LA RECONQUÊTE DE LA QUALITÉ
DES MASSES D'EAU**



Editorial

01 La rédaction de la revue

Les articles

- 02 **Points de vue** – La stratégie française pour relever le défi de la mise en œuvre des outils de la directive cadre européenne sur l'eau
Vassilis SPYRATOS et Claire-Cécile GARNIER
- 06 **Témoignages** – La mise en œuvre de la directive cadre européenne sur l'eau – Quels défis fallait-il relever ?
Yves SOUCHON et Stéphane STROFFEK
- 12 **Focus** – Partage d'expériences d'EDF sur la mise en œuvre de la directive cadre européenne sur l'eau
Laurence TISSOT-REY et Véronique GOURAUD
- 16 **Focus** – Aquaref – Quel positionnement pour un laboratoire national de référence pour la surveillance des milieux aquatiques ?
Christian CHAUVIN, Marina COQUERY et Anne MORIN
- 22 **Indicateurs biologiques et méthodes d'évaluation pour la directive cadre européenne sur l'eau : un contexte cadré, des approches novatrices, des enjeux essentiels**
Christian CHAUVIN, Nicolas HETTE-TRONQUART et Mario LEPAGE
- 30 **Une nouvelle génération d'indicateurs : l'exemple de l'indice invertébrés multimétrique I2M2**
Cédric MONDY, Bertrand VILLENEUVE, Virginie ARCHAIMBAULT et Philippe USSEGLIO-POLATERA
- 38 **Réponse des indicateurs biotiques de cours d'eau aux pressions et extrapolation de l'état biologique aux masses d'eau non suivies**
Bertrand VILLENEUVE, Laurent VALETTE, Martial FERRÉOL, Yves SOUCHON, Philippe USSEGLIO-POLATERA et Stéphane STROFFEK
- 44 **Point de vue** – État écologique des lacs et estuaires, défis et perspectives
Christine ARGILLIER, Maxime LOGEZ et Mario LEPAGE
- 48 **Vers une évaluation physico-chimique en cohérence avec la biologie des milieux aquatiques continentaux**
Nolwenn BOUGON, Vincent ROUBEIX, Mario LEPAGE, Martial FERRÉOL, Pierre-Alain DANIS et Maia AKOPIAN
- 54 **Focus** – De nouveaux protocoles pour caractériser l'hydromorphologie lacustre
Christine ARGILLIER, Nathalie REYNAUD et Jean-Marc BAUDOIN
- 56 **Réalisation d'un système national d'évaluation géospatiale du risque d'altération de l'hydromorphologie des cours d'eau : Syrah_CE**
Laurent VALETTE, André CHANDESRESIS, Jérémy PIFFADY, Bertrand VILLENEUVE, Thierry TORMOS, Kris VAN LOOY, Martial FERRÉOL, Jean René MALAVOI et Yves SOUCHON

- 66 **Focus** – Les travaux européens en soutien à la mise en œuvre de la directive cadre européenne sur l'eau et de la directive Inondations
Jeanne BOUGHABA
- 70 **La surveillance hydrobiologique : un cas d'interdépendance entre expertises publique et privée**
Gabrielle BOULEAU et Christian CHAUVIN
- 76 **La protection des milieux aquatiques**
Vulnérabilité et sensibilité fonctionnelle des communautés de poissons
Nils TEICHERT, Mario LEPAGE, Nicolas HETTE-TRONQUART et Christine ARGILLIER
- 82 **La biosurveillance active pour le suivi de l'état chimique des cours d'eau continentaux**
Olivier GEFFARD, Marina COQUERY, Rémi RECOURA-MASSAQUANT, Olivier PERCEVAL, Dorothée BOLZAN, Xavier BOURRAIN, Jean-Pierre REBILLARD, Lionel NAVARRO, Miguel NICOLAI, Baptiste CASTEROT, Martial FERREOL, Bertrand VILLENEUVE et Arnaud CHAUMOT
- 88 **Focus** – Des bioessais écotoxicologiques *in situ* pour évaluer les impacts biologiques de la contamination chimique des cours d'eau nationaux : l'expérience du gammare
Arnaud CHAUMOT, Olivier PERCEVAL, Rémi RECOURA-MASSAQUANT, Davide DEGLI ESPOSTI et Olivier GEFFARD
- 92 **Les communautés microbiennes benthiques pour le diagnostic de l'impact écologique des micropolluants dans les cours d'eau**
Stéphane PESCE, Chloé BONNINEAU, Joan ARTIGAS, Fabrice MARTIN-LAURENT et Soizic MORIN
- 100 **Un échantillonneur intégratif passif simple et flexible pour étudier le transfert des pesticides dans des petits bassins versants**
Christelle MARGOUM, Alexis MARTIN, Matthieu LE DRÉAU, Céline GUILLEMAIN, Véronique GOUY et Marina COQUERY
- 106 **Focus** – Surveillance de la contamination chimique des sédiments dans les cours d'eau : pertinence de l'échantillonnage intégratif des matières en suspension
Aymeric DABRIN, Anice YARI, Matthieu MASSON, Jérôme LE COZ et Marina COQUERY
- 110 **Focus** – Intérêt pour la directive cadre européenne sur l'eau de l'analyse chimique non-ciblée de micropolluants organiques dans les milieux aquatiques
Sylvain MEREL, Christelle MARGOUM, Kevin ROCCO, Marina COQUERY et Cécile MIÈGE
- 114 **Quand la surveillance des plans d'eau prendra de la hauteur**
Thierry TORMOS, Nathalie REYNAUD, Pierre-Alain DANIS, Tristan HARMEL, Guillaume MORIN, Jean-Michel MARTINEZ, Alice ANDRAL, Arthur COQUE, Tiphaine PEROUX et Jean-Marc BAUDOIN

© D. Salles - INRAE



ÉDITORIAL



Le 23 octobre 2000, le Parlement et le Conseil européens adoptent la directive cadre européenne sur l'eau (DCE), dont l'objectif est de freiner la dégradation des milieux aquatiques continentaux et restaurer le bon état des masses d'eau. Les opérateurs publics n'auraient pas pu répondre à ce défi d'envergure sans le concours des scientifiques.

En effet, avec l'entrée en jeu de la directive, il ne suffit plus que la qualité physico-chimique de l'eau soit satisfaisante pour déclarer le « bon état » d'un milieu aquatique. Il faut également que l'ensemble des êtres vivants de ce milieu en témoignent. Tous ces processus d'évaluation qui reposent sur la biologie et l'écologie sont complexes et leur appropriation par les utilisateurs souvent difficile.

En France, des scientifiques du BRGM, de l'Ifremer, de l'Ineris, du LNE¹ et de plusieurs universités se sont mobilisés pour accompagner la mise en œuvre de la DCE. À INRAE, cela représente plus de cinquante scientifiques de diverses disciplines qui se sont engagés sur vingt années² sur les milieux aquatiques continentaux de surface. Leurs travaux ont été menés la plupart du temps dans un environnement scientifique relevant du challenge : manque de données hydrobiologiques, de méthodes, de temps, accès à des données hétérogènes... Cependant, ils leur ont permis de progresser dans la compréhension des processus écologiques et de valoriser les résultats dans des publications scientifiques académiques.

Les chercheurs se sont aussi fortement impliqués pour échanger avec les gestionnaires de l'eau (Office français de la biodiversité, ministère, directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement et agences de l'eau) et développer les méthodes d'évaluation ou les outils attendus. Lorsque les outils sont passés dans le domaine opérationnel, les scientifiques se sont mobilisés pour assurer l'accompagnement par le biais de guides, de séminaires, de formations ou encore de dispositifs comme le laboratoire national de référence pour la surveillance des milieux aquatiques (Aquaref). Ces échanges chercheurs-gestionnaires tout au long des projets sont un vrai atout pour garantir l'opérationnalité des résultats de recherche.

Ce numéro spécial de la revue *Sciences Eaux & Territoires*, piloté par Christine Argillier, directrice de recherche à INRAE, fait le point des principales avancées acquises au cours de ces vingt années de collaboration entre la recherche française et les services l'État sur l'évaluation de l'état des cours d'eau, plans d'eau et estuaires. Quelques perspectives et enjeux sont également discutés.

Bonne lecture.

La rédaction

1. LNE : Laboratoire national de métrologie et d'essais.

2. Science et directive-cadre sur l'eau, 20 ans de recherche en hydrobiologie pour le bon état écologique des milieux aquatiques, janvier 2021, INRAE, Direction de l'appui aux politiques publiques : <https://hal.inrae.fr/POLITIQUES-PUBLIQUES/hal-03080510>

Points de vue

La stratégie française pour relever le défi de la mise en œuvre des outils de la directive cadre européenne sur l'eau

La directive cadre européenne sur l'eau (DCE) a donné une impulsion forte à la politique française menée en matière de bio-indication. Le bon état écologique des masses d'eau est devenu l'un des indicateurs majeurs de pilotage et d'évaluation de la politique de l'eau.

Cet article présente les points de vue de deux responsables du ministère en charge de l'environnement sur le défi que représente la mise en œuvre des outils de la DCE en France, lors d'une phase particulièrement active pour le développement des méthodes et l'appui aux politiques publiques. Il a notamment fallu organiser les avancées et questions scientifiques et réglementaires, en une politique publique la plus cohérente et efficace possible pour les objectifs de préservation et de reconquête de la qualité écologique des milieux aquatiques.

La bio-indication avant la directive cadre européenne sur l'eau

Avant l'impulsion donnée par la directive cadre européenne sur l'eau (DCE), en France comme dans d'autres pays, des bio-indicateurs étaient déjà utilisés pour évaluer l'état des cours d'eau et mesurer certains impacts. Les équipes de recherche en écologie des milieux aquatiques travaillaient sur ces questions et les services de l'État et de ses établissements publics (Agences de l'eau, DIREN devenues DREAL, CSP devenu Onema puis AFB puis OFB, DDT(M)¹...), étaient impliqués dans des programmes de développement des connaissances de la qualité physico-chimique, biologique et hydromorphologique des cours d'eau et des plans d'eau. Des indicateurs de la qualité biologique des milieux aquatiques ont été développés, parmi lesquels les indices IBGN, IBD, IPR², basés sur l'analyse des communautés d'invertébrés de diatomées et de poissons présents dans les cours d'eau, peuvent être cités en exemple. De premières versions d'indicateurs invertébrés en rivière datent de 1970 (thèse de J. Verneaux).

L'IBGN est un indice de référence qui a été largement utilisé par les services de l'État en charge de la police de l'eau, pour définir des niveaux acceptables des rejets d'assainissement d'eaux usées urbaines ou industrielles, et à mesurer l'impact de ces rejets sur le milieu aquatique récepteur.

Un système d'évaluation de la qualité de l'eau (SEQ-Eau) a été constitué, puis affiné dans plusieurs versions (SEQ-Eau V1 diffusé en 2000 dans un document de référence inter-Agences de l'eau, mis à jour dans une V2 publiée en 2003), au début de la mise en œuvre de la DCE. Ce système multi-paramètres et multi-usages constituait un cadre national harmonisé d'évaluation de la qualité de l'eau selon un ensemble de paramètres (physico-chimiques et biologiques) et de niveaux d'exigences (valeurs seuils) adaptés selon les enjeux et l'usage du milieu (eau potabilisable, baignade, production conchylicole, qualité biologique du milieu...). L'un des usages, « l'aptitude à la biologie », préfigurait la notion d'état écologique de la DCE.

1. DIREN : direction régionale de l'environnement ; DREAL : direction régionales, de l'environnement, de l'aménagement et du logement ; CSP : Conseil supérieur de la pêche ; Onema : Office national de l'eau et des milieux aquatiques ; AFB : Agence française de la biodiversité ; OFB : Office français de la biodiversité ; DDTM : direction départementale des territoires et de la mer.

2. IBGN : indice biologique global normalisé ; IBD : indice biologique diatomées ; IPR : indice poisson rivière.

Le cadre fixé par la directive cadre européenne sur l'eau : un défi immense pour la bio-indication !

La DCE compte parmi ses exigences la mise en place d'un système complet exhaustif et systématique d'évaluation de la qualité des masses d'eau. Il s'agit d'évaluer l'état de chaque masse d'eau du territoire, par l'analyse de différents compartiments de l'écosystème aquatique : les éléments de qualité invertébrés, diatomées, macrophytes, poissons, et phytoplancton pour les grands cours d'eau, sont évalués et le résultat est classé en état très bon, bon, moyen, médiocre, mauvais.

Cet état est évalué, non pas d'une manière relative (dégradation de la qualité d'un même cours d'eau entre l'amont et l'aval d'un rejet par exemple) mais de manière absolue. Chaque élément de qualité biologique doit être évalué pour chaque masse d'eau, par rapport à un état de référence. Cette référence correspond à l'état de ce compartiment biologique dans un milieu du même type qui serait exempt de toute pression humaine significative.

Le caractère systématique et absolu de cette évaluation représente un changement majeur d'échelle et de systématisation des méthodes et de leur application. Un défi scientifique et opérationnel immense !

Mobilisation des équipes pour relever ce défi

Construction des typologies de milieux, identification de sites de référence et de surveillance représentatifs des différentes catégories de masses d'eau, collecte des données de référence et de surveillance, développement des méthodes selon les critères DCE pour chaque élément de qualité biologique, inter-calibration européenne des méthodes et valeurs seuils, formation et développement des compétences des opérateurs, mise en cohérence des valeurs seuils physico-chimiques avec le seuil du bon état, développement des modèles pressions-impacts et des outils de diagnostic...

Face à ces enjeux et objectifs pour la politique de l'eau, la France a mobilisé d'importants moyens, qui ont permis d'aboutir en un temps court, quelques années, à d'importants résultats en matière de développement des méthodes, déploiement de leur mise en œuvre sur le terrain, et traduction réglementaire. Ces résultats ont pu être obtenus en s'appuyant sur un réseau structuré d'acteurs compétents et engagés, au sein des équipes de recherche et des services de l'État et des établissements publics présents sur les territoires, et sur l'implication particulière de certains qui ont spécialement contribué à la pertinence, robustesse et fiabilité des outils mis en place.

1 TÉMOIGNAGE

Claire-Cécile Garnier,
Direction de l'eau et de la biodiversité

« L'expertise du lien dynamique, ou disons-le autrement, des continuités écologiques, entre les eaux souterraines, le sol, les milieux humides, les cours d'eau et la biodiversité aquatique, doit être développée pour réduire l'écart entre le jugement purement technique du rapportage européen et le jugement politique et sociétal des mesures prises et de leurs résultats ».

Au niveau européen, les contributions françaises ont été souvent appréciées et reconnues pour leur qualité, et les équipes françaises ont contribué activement au démarrage et au développement initial des concepts et outils pour la mise en œuvre de la DCE au niveau européen (référentiels, typologie des milieux, conception de l'inter-calibration européenne...).

Les premières années étaient intenses, il fallait dans le même temps :

- développer les concepts ;
- développer les protocoles de prélèvement, d'analyse et d'évaluation ;
- expérimenter puis massifier leur mise en œuvre sur le terrain (choix des points de prélèvement, développement des compétences des opérateurs publics et privés...);
- inter-calibrer les méthodes et valeurs seuils pour aboutir à un niveau d'exigence équivalent du « bon état » entre États membres européens ;
- tester, ajuster, valider ces méthodes et valeurs seuils puis leur donner une valeur réglementaire ;
- prendre en compte les résultats dans la planification et l'évaluation des actions concrètes mises en œuvre pour améliorer la qualité des eaux et milieux aquatiques.

Les équipes de recherche et développement étaient mobilisées, en lien étroit et articulé avec les équipes chargées de la programmation et de la mise en œuvre des méthodes sur le terrain, en s'appuyant parfois sur un nombre très limité de personnes ressources par compartiment biologique. Cette mobilisation était requise à de nombreux niveaux :

- développement et calage scientifique des méthodes (constitution des bases de données, mise au point des méthodes d'échantillonnage, développement et ajustements des indicateurs et valeurs seuils...);
- accompagnement et formation des agents chargés de leur mise en œuvre ;
- appui au ministère et aux agences de l'eau DREAL et Onema, pour organiser la mise en œuvre, les tests et l'ajustement des méthodes et valeurs-seuils ;
- participation avec le ministère aux instances européennes de développement et d'inter-calibration des méthodes et valeurs seuils des différents indicateurs biologiques ;
- participation également aux instances françaises et européennes de normalisation, où des enjeux discrets mais forts de négociation scientifique technique et stratégique se jouaient pour s'assurer que les normes européennes soient compatibles avec les pratiques et outils développés en France.

Des groupes de travail nationaux et par bassin hydrographique ont été constitués pour piloter le développement et le déploiement de la mise en œuvre des méthodes de surveillance (prélèvements et analyse) et d'évaluation (indicateurs et valeurs seuils, règles d'agrégation), structurer et articuler le travail des instituts scientifiques et techniques de l'État (Irstea ex-Cemagref³, Ifremer, Ineris...) des Agences de l'eau, de l'Onema, des services déconcentrés de l'État dont les laboratoires d'hydrobiologie des DREAL. Aux bureaux d'études privés a

3. L'institut est devenu Inrae en 2020.

été confiée la production d'une partie importante des données de terrain lorsqu'elle est devenue massive. Les laboratoires d'hydrobiologie territorialisés de l'État ont été maintenus pour garantir une capacité de vérification de la fiabilité des résultats et d'interprétation.

Les étapes clés et les référentiels retenus pour les programmes et méthodes de surveillance et d'évaluation ont fait l'objet de circulaires et d'arrêtés ministériels qui leur ont donné valeur réglementaire.

Piloter la politique de l'eau par la bio-indication : un autre défi de la directive cadre européenne sur l'eau

Au-delà de ces objectifs de méthodes, l'objectif de résultat fixé par la DCE implique aussi, et surtout, une nécessité d'amélioration réelle de l'état des masses d'eau pour atteindre et maintenir ce fameux « bon état des masses d'eau ». Cet objectif de résultat intégrateur et global se traduit par une exigence de planification et de mise en œuvre de programmes d'actions pour améliorer la qualité écologique et chimique des milieux aquatiques, d'évaluation de leur efficacité, ainsi que de rapportage régulier des méthodes développées, des programmes de surveillance et d'actions mis en œuvre, et de l'état des masses d'eau évalué.

La DCE a donc impliqué une prise en compte accrue de la bio-indication dans la planification et la priorisation des actions :

- révision des normes de rejet de stations d'épuration et d'installations classées ;
- définition des plans d'action par bassin hydrographique, SDAGE, programmes de mesures, taux d'aides incitatifs et programmes de financements des Agences de l'eau ;
- application de la police de l'eau pour évaluer l'acceptabilité et assurer la compatibilité des installations, ouvrages, travaux, aménagements aux objectifs de bon état des masses d'eau ;
- stratégies et opérations foncières pour la restauration des milieux aquatiques et humides...

Les attentes des acteurs de l'eau étaient fortes vis-à-vis des capacités de diagnostic des méthodes de biologiques. Peut-on identifier les causes probables de l'état plus ou moins bon des masses d'eau ? Comment appréhender les effets cumulés des pressions ? Comment intégrer la connaissance et l'incertitude des pressions et de l'état des milieux pour identifier les actions les plus pertinentes et efficaces ? Et finalement, de quoi est-on suffisamment sûr pour engager des actions sans regret ? Ce lien entre état des eaux et définition des actions a bien sûr engagé de manière pragmatique et globale la connaissance : pressions, état, pertinence et faisabilité des actions (certitude « d'aller dans le bon sens », autres effets positifs ou négatifs attendus de ces actions, acceptabilité...).

Les modèles « pression-impact », visant à accompagner l'évaluation d'un état biologique de l'explicitation des types de pressions probablement en cause des dégradations observées, sont en cours de développement. Leur usage va certainement s'accroître à l'avenir, pour fournir des éléments de diagnostic en aide à la décision.

La bio-indication est ainsi devenue un outil majeur de pilotage et de suivi-évaluation de l'efficacité de la politique de l'eau. Ce qui a impliqué, pour les méthodes, un certain nombre d'exigences et d'enjeux : fiabilité et pertinence, faisabilité de leur mise en œuvre à grande échelle, robustesse face aux variations naturelles et à la diversité des opérateurs impliqués dans la réalisation des prélèvements et des analyses, explicitation des facteurs d'incertitude et de variabilité du vivant (variations naturelles climatiques et biologiques, spatiales et temporelles, « effet préleveur », évolution des pressions...), conformité au strict cadre européen.

Il fallait en outre, bien sûr, que les méthodes soient opérationnelles et les résultats obtenus rapidement, et que ces résultats montrent avec une bonne réactivité l'efficacité des actions menées de réduction des pressions pour la reconquête de la qualité des milieux aquatiques. Ceci dans le même temps que ces méthodes se développaient.

Le changement de générations de méthodes : un virage particulièrement délicat à négocier

Un moment particulièrement délicat et important a été celui de la transition entre le premier et le second cycle de programmation et de rapportage de la DCE. Pour les cours d'eau, qui représentent le plus grand nombre de masses d'eau, la prise en compte des nouveaux indicateurs (I2M2, IBMR, IBD optimisé, IPR+⁴) permet un meilleur diagnostic, plus fiable, plus complet, mais qui conduisit, mathématiquement, à « déclasser » l'état d'un certain nombre de masses d'eau, et donc à dégrader les bilans globaux.

Le premier cycle de la DCE a été mené avec les indicateurs disponibles, de qualité et fiables mais encore incomplets et ne correspondant plus aux nouvelles prescriptions méthodologiques de la DCE. Le nombre de données de terrain a également augmenté massivement, et ainsi la connaissance de la qualité du milieu s'est améliorée progressivement à un rythme soutenu.

Cette période de développement intense a permis aux politiques de l'eau et aux stratégies territoriales de bassin de disposer d'outils plus performants, de nouvelles méthodes d'évaluation dotées d'une meilleure capacité de diagnostic, plus sensibles également aux pressions non seulement physico-chimiques mais également toxiques, et hydromorphologiques sur les communautés biologiques aquatiques.

L'application de ces nouveaux outils d'évaluation a permis d'améliorer la performance de l'évaluation et le ciblage des stratégies des bassins et les politiques de l'eau. Mais il fallait dans le même temps que ces résultats ne conduisent pas à une évaluation trop sévère, que les indicateurs « ne déclassent pas trop » l'état des masses d'eau, et aussi bien sûr pouvoir expliquer les changements d'état.

Il a donc fallu travailler finement pour permettre la prise en compte des nouveaux indicateurs, sans trop dégrader les bilans globaux.

4. I2M2 : indice invertébrés multimétrique; IBMR : indice biologique macrophyte en rivière; IBD optimisé : indice biologique diatomées optimisé ; IPR+ : indice poisson rivière +.

2 TÉMOIGNAGE

Vassilis Spyros,
Direction de l'eau et de la biodiversité

« En tant qu'animateur du groupe de travail national DCE-eaux de surface continentales, de 2008 à 2012, j'ai gardé de ces années un souvenir intense des débats techniques et stratégiques, et de la qualité des personnes impliqués. Il a notamment fallu organiser les avancées et questions scientifiques et réglementaires, en une politique publique la plus cohérente et efficace possible pour les objectifs de préservation et de reconquête de la qualité écologique des milieux aquatiques. »

Pour démontrer l'efficacité des politiques menées, et que les sommes investies depuis des années ont bien permis d'améliorer l'état des eaux, des bilans ciblés ont été réalisés, localement (à l'échelle de l'impact réduit d'une station d'épuration après travaux) ou globalement (à l'échelle d'un syndicat de bassin versant, ou à celle des grands bassins hydrographiques au rythme des cycles de programmation de six ans).

Au-delà des indicateurs très globaux de la DCE, chaque action doit faire l'objet, pour démontrer et faire comprendre son efficacité et sa nécessité, d'une analyse spécifique et fine. Pour expliquer finement les effets attendus des actions prévues, ou les effets observés des actions menées, il convient de montrer selon les cas en quoi elles ont permis – ou permettront – d'améliorer l'état écologique des milieux sur certains paramètres (phosphore, pollutions organiques issues des rejets ponctuels, développement des capacités d'auto-épuration et de l'aptitude à la biologie du milieu physique...), sans nier que cet état s'est parfois ou restera dégradé sur d'autres paramètres (nitrates, pesticides, hydrocarbures...), et prendre la mesure de ce qui a été fait et de ce qui reste à faire.

Lier les outils et l'évaluation de la directive cadre européenne sur l'eau à la dimension de biodiversité et écosystémique de celle-ci

La très haute technicité de la mise en œuvre de la DCE a ainsi reposé sur la mobilisation d'experts, dont les développements ont été d'une rapidité remarquable.

Cette technicité indispensable à la définition des interventions à réaliser pour atteindre les objectifs de bon état se heurte cependant à la difficulté de son appréhension par les acteurs pouvant être concernés (industriels, agriculteurs, propriétaires d'ouvrages ou élus) et par la société en général. En effet, l'objectif de bon état des eaux reste encore souvent compris et résumé comme un objectif de qualité chimique ou physico-chimique, éventuellement quantitative. C'est l'eau qui doit être en bon état, oubliant que ce sont des indicateurs biologiques, ne se limitant pas à la présence de poissons dans les rivières, qui représentent le cœur de cible de cette directive. Celle-ci est encore comprise comme une directive sur la ressource en eau alors qu'elle est une directive sur les milieux aquatiques et leur biodiversité dont le bon état dépend étroitement de conditions hydromorphologiques « fonctionnelles ».

Le principe du « *one out, all out* », qui veut que l'état dégradé d'un seul indicateur emporte une évaluation d'état dégradé de la masse d'eau, ajoute à l'incompréhension des mesures prises si elles n'aboutissent pas à une évolution positive visible.

Deux défis se posent alors :

- faire comprendre cette technicité au plus grand nombre et surtout l'importance des processus naturels liés au cycle de l'eau structurant les milieux aquatiques (zones humides, eaux souterraines, cours d'eau et lacs) pour l'atteinte du bon état ;
- réussir à montrer l'évolution positive du fonctionnement écosystémique de ces milieux aquatiques, liée aux interventions réalisées, notamment à travers le retour des services rendus (auto-épuration, résilience aux sécheresses, canicules et inondations, augmentation de la biomasse, etc.).

Toutefois, ce n'est pas sur ces éléments que la bonne mise en œuvre de la directive est rapportée ni jugée.

L'expertise du lien dynamique, ou disons-le autrement, des continuités écologiques, entre les eaux souterraines, le sol, les milieux humides, les cours d'eau et la biodiversité aquatique, doit être développée pour réduire l'écart entre le jugement purement technique du rapportage européen et le jugement politique et sociétal des mesures prises et de leurs résultats. Montrer et s'appuyer sur la dimension globale et écosystémique de l'objectif de bon état des eaux est indispensable à la réussite de cette directive cadre. ■

Les auteurs

Vassilis SPYRATOS

De 2008 à 2012 : Ministère de la Transition écologique,
Direction de l'eau et de la biodiversité,
Pôle DCE et zones humides.

Actuellement : Direction départementale des Territoires
et de la Mer du Morbihan,
Service Aménagement de la Mer et du Littoral,
1 Allée du Général Le Troadec, BP 520,
F-56019 Vannes Cedex, France

✉ vassilis.spyratos@morbihan.gouv.fr

Claire-Cécile GARNIER

Ministère de la Transition écologique,
Direction de l'eau et de la biodiversité,
Bureau de la ressource en eau, des milieux aquatiques
et de la pêche en eau douce,
Tour Séquoïa, 1 place Carpeaux, F- 92055
La Défense Cedex, France.

✉ claire-cecile.garnier@developpement-durable.gouv.fr

Note des auteurs

Les propos recueillis ici n'engagent
que leurs auteurs, ils n'engagent en rien
le ministère de la Transition écologique.

Témoignages

La mise en œuvre de la directive cadre européenne sur l'eau – Quels défis fallait-il relever ?

Voilà vingt ans que la directive cadre européenne sur l'eau (DCE, 2000/60/CE) s'est invitée dans le paysage européen de la gestion des milieux aquatiques, avec pour ambition politique l'atteinte du bon état pour toutes les masses d'eau de surface, souterraines et côtières en 2015. Au vu des pratiques de gestion alors en vigueur en 2000 dans la plupart des pays européens, la tâche était immense pour mettre en œuvre cette directive. Deux témoins privilégiés nous font part de leur vécu au cours de cette période, Stéphane Stroffek, chef de service dans le département de la connaissance et de la planification à l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse et Yves Souchon, directeur de recherche émérite à INRAE, directement impliqué dans l'accompagnement technique et scientifique de la DCE au sein d'un laboratoire d'hydro-écologie à Lyon.

Les défis posés par la gouvernance générale

Stéphane Stroffek

La nouvelle gestion par grands districts hydrographiques, qui correspond en France métropolitaine à sept grands bassins hydrographiques, traverse plusieurs niveaux de compétences aux différentes échelles, nationales, régionales, départementales et locales, l'autorité finale aux yeux de l'Europe revenant à l'État. Cela rend nécessaire d'œuvrer en permanence à une cohérence d'ensemble, pour les questions communes aux sept bassins, sous le pilotage du ministère chargé de l'environnement, secondé à partir de 2007 par un office technique national, l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (Onema) aujourd'hui Office français de la biodiversité (OFB), pour conduire les chantiers communs. Il a donc fallu construire et animer une articulation nécessaire entre les niveaux de bassins pour faire exprimer et remonter les besoins, les difficultés et contraintes rencontrées, produire et mettre à disposition les données nécessaires aux travaux, tester et mettre en œuvre les différents outils. Malgré la préexistence de l'organisation par grand bassin hydrographique mise en place depuis la loi sur l'eau de 1964, le rôle confié aux organismes de bassin pour l'élaboration des SDAGE¹ par la loi sur l'eau de 1992 et des plans de gestion de la DCE par la LEMA²

de 2006, ont conféré un avantage certain. Cependant, il a fallu renforcer les échanges et consultations techniques par l'instauration de commissions géographiques au sein des territoires et instaurer des concertations techniques avec les gestionnaires des sous-bassins versants, pour partager les objectifs et les priorités d'action. C'est donc une toute nouvelle forme de gouvernance qui a été instaurée mariant plus de co-construction locale tout en gardant une cohérence générale incombant à l'État et à ses établissements publics.

La planification a suivi le rythme soutenu des cycles de gestion de six ans, pour produire les documents afférents, à savoir le plan de gestion (SDAGE pour la France) et le programme de mesures (PdM) qui inventorie les mesures de restauration à mettre en œuvre pour atteindre les objectifs du plan de gestion. Enfin, les outils financiers ont été mis au service de la mise en œuvre de cette politique de l'eau ambitieuse, renouée et précisée, pour soutenir en priorité la réalisation des mesures de restauration du bon état, en suivre les effets et établir des bilans.

1. Schéma d'aménagement et de gestion des eaux.
2. Loi sur l'eau et les milieux aquatiques.

Parmi les défis à relever, il a fallu faire prendre conscience aux acteurs des territoires que, plus qu'une contrainte imposée « d'en haut », la DCE constituait un levier puissant pour définir et mettre en œuvre une politique de l'eau efficace, efficiente et durable. Mais aussi que répondre positivement aux enjeux pour l'eau et la biodiversité constituait souvent un atout pour le développement des territoires, en particulier dans le contexte incertain du changement climatique dont les effets sont déjà bien visibles. L'exercice de planification par cycles de gestion n'a de sens que s'il se traduit effectivement par la mise en œuvre des mesures nécessaires à l'atteinte des objectifs. Pour cela, il importe que les plans de gestion soient élaborés, mis en œuvre et perçus par les acteurs et les populations des territoires concernés comme des contributions aux projets portés par les territoires, notamment au travers de leur utilité environnementale, économique et sociale.

Yves Souchon

L'accompagnement scientifique et technique de la DCE que nous avons assuré en fonction des compétences de différentes unités du Cemagref³ s'est produit à une ère de profonds changements de la gouvernance d'État, avec notamment les réformes de l'ingénierie publique, la refonte des grands corps techniques, la création de l'Onema. Nous avons dû nous adapter à ces changements, plus habitués que nous étions à apporter un appui direct aux échelons ministériels centraux, comme nous l'avons pratiqué au fil du temps, notamment pour la mise en œuvre de la loi relative à la pêche en eau douce de 1984, avec des travaux relatifs à l'instauration de débits environnementaux (débits réservés) et à la conception des schémas départementaux de vocation piscicole et halieutique.

Pour assurer au mieux cet accompagnement, nous avons constitué une équipe aux compétences pluridisciplinaires, déjà rodée au fonctionnement des structures gestionnaires, dont certains des membres ont suivi pas à pas l'élaboration du corpus scientifique et technique de la DCE, en proposant des solutions et en les testant au fil des nombreuses réunions de niveau national, tout en étant très présents dans les groupes européens thématiques chargés de l'harmonisation des méthodologies. Cette forme d'appui à une politique publique que nous avons exercé pleinement pendant ce temps long a par contre eu plus de mal à être évaluée positivement face à des critères plus académiques de publications internationales.

Les défis scientifiques et techniques

La refonte complète de la surveillance

Stéphane Stroffek

Le contenu de la surveillance a dû être entièrement revu et complété pour satisfaire à la DCE. Un réseau à vocation pérenne a été mis en place à partir de 2006 appelé « réseau de contrôle de surveillance – RCS ». La structure des réseaux a été modifiée pour passer d'un réseau essentiellement construit sur le suivi des effets des rejets de pollution à des réseaux plus représentatifs, à la fois de la diversité des pressions humaines et de la structure géographique des bassins versants. Ce réseau est complété

par une surveillance des masses d'eau qui subissent des pressions susceptibles d'empêcher qu'elles atteignent le bon état (le contrôle opérationnel – CO), ainsi que par un réseau pérenne de sites dits « de référence » visant des sites non ou très peu anthropisés, et permettant d'en suivre les évolutions temporelles, notamment sous l'effet des changements climatiques en cours.

Yves Souchon

Nous avons aidé à spatialiser et dimensionner le nouveau réseau, grâce à la connaissance antérieure acquise sur les hydro-écorégions françaises (HER), que nous avons croisées avec les rangs des cours d'eau (proxy de leur taille), pour en donner une structure éco-géographique pertinente.

Au final, ce sont 1 587 stations, soit une station tous les cent trente kilomètres de linéaire qui ont été retenues pour le RCS après arbitrage par rapport à un scénario à trois mille qui avait été avancé. Un travail complémentaire a permis de sélectionner 336 sites pour le réseau de référence. À cela ont été ajoutés les sites pour le contrôle opérationnel (en plus de ceux déjà repris dans le RCS pour garantir sa représentativité), soit 2 808 sites supplémentaires en 2021, portant le nombre de sites surveillés au titre de la DCE au niveau national à 4 634.

L'échelle d'intégration de l'information et de rapportage européen⁴

Stéphane Stroffek

Il a fallu décliner concrètement une notion totalement nouvelle : la masse d'eau, traduction relativement peu communicante des termes *Water Body*. La DCE a défini par cette notion la précision spatiale attendue par le niveau européen pour évaluer l'état des milieux aquatiques (cours d'eau, plans d'eau, eaux de transition saumâtres et eaux côtières) et rendre compte des politiques de restauration mises en œuvre en application des plans de gestion (SDAGE pour la France) et des programmes de mesures de restauration demandés par la DCE sur trois cycles de six ans sur la période 2010-2027. Et parce qu'à une masse d'eau ne peut être associée qu'une seule classe d'état écologique et que cet état doit rendre compte des effets des pressions humaines évalués par comparaison à des références non perturbées, un premier travail a consisté à définir les critères pour délimiter les masses d'eau : changements de types naturels et présence de pressions majeures. Le défi consistait à utiliser des couches d'informations homogènes pour l'ensemble du territoire national pour rapidement proposer ce cadre général, indispensable à la production du référentiel des masses d'eau qui devait être utilisé pour produire en 2005 les états des lieux des grands bassins hydrographiques, documents préparatoires aux premiers plans de gestion 2010-2015.

Yves Souchon

La notion d'échelle spatiale et surtout sa maîtrise sont primordiales dans toutes les approches écologiques. La maille standard de la masse d'eau est commode à l'échelle européenne, mais souvent trop grande pour représenter efficacement la variabilité intra maille et

3. L'institut est devenu Irstea en 2012 puis INRAE en 2020.

4. Bilan régulier de l'ensemble du processus à l'Europe.

cibler au mieux des altérations ou rejets à corriger. Ce point est discuté plus en détail dans l'article sur Syrah (voir l'article de Valette *et al.*, p. 56-65 dans ce même numéro). La solution technique repose dans la construction de couches d'informations numérisées, élaborées chacune à leur grain pertinent, puis manipulées sous système d'information géographique, et agrégées ou désagrégées à différentes échelles en fonction des besoins.

La refonte des méthodes de bio-indication

Stéphane Stroffek

La traduction concrète d'état, et plus particulièrement d'état écologique, est rapidement apparue comme un défi majeur à relever, aussi bien pour aboutir à une compréhension commune que pour en donner les modalités d'application. L'atteinte du bon état écologique pour toutes les masses d'eau en 2015 a vite été comprise comme le principal enjeu, au moins en termes de communication, même si elle ne constitue qu'un des quatre objectifs de la DCE : (i) non-dégradation, (ii) réduction des rejets et émissions de substances (micropolluants minéraux et organiques), (iii) réduction des pressions de toutes natures pour la restauration des milieux et l'atteinte du bon état et (iv) respect des objectifs attachés aux zones protégées. Très rapidement, des groupes de travail européens ont produit des recommandations⁵ pour préciser ce que recouvre cette notion d'état écologique et la manière d'en définir chacune des cinq classes.

Pour appliquer en France ces recommandations et produire les indicateurs pour chacun des éléments de qualité requis, il a fallu rapidement rendre compatibles les indicateurs biologiques déjà utilisés (par exemple, ceux concernant les diatomées et les macro-invertébrés) et en produire de nouveaux (par exemple, pour les poissons). L'enjeu était de proposer des bioindicateurs répondant à la plus large gamme de pressions anthropiques possible et de fournir une interprétation de ces indicateurs par une discrétisation en cinq classes d'une mesure de l'écart avec les valeurs des indices biologiques observées en conditions non ou très peu perturbées. On n'en était pas là pour la très grande majorité des indicateurs utilisés à la fin des années 1990 : pour les macro-invertébrés des cours d'eau, l'indicateur IBGN⁶ était principalement construit autour de la réponse aux pollutions par les matières organiques et oxydables et son interprétation se faisait par comparaison à une valeur unique. Dans un premier temps, l'interprétation a dû être régionalisée (IBGN-DCE) puis un autre indicateur, sensible à une plus large gamme de pressions, a été développé (I2M2⁷).

Yves Souchon

La notion d'état écologique a fait couler beaucoup d'encre et a eu beaucoup de détracteurs. Parmi ceux-ci, on rencontre les nostalgiques de l'évaluation par les critères physico-chimiques, certes plus simples à manipuler avec des valeurs seuils, mais très incomplets par rapport à l'ambition d'une approche plus intégratrice. Également ceux qui y ont vu très (trop ?) vite une emprise hégémonique de la défense de la nature au détriment des autres usages en vigueur. Or, l'évaluation basée sur les réponses biologiques de différents groupes est une assurance pour disposer de capteurs intégrateurs efficaces révélant des dysfonctionnements qui échappent au suivi partiel d'autres paramètres. Remettrait-on en cause le

rôle historique d'alerte des canaris dans la mine, ou des truitomètres dans les usines d'eau potable ? L'état écologique sert de révélateur de situations qu'il s'agit ensuite de comprendre et de contextualiser avec l'hydromorphologie, la physico-chimie et les pressions.

D'un point de vue scientifique, l'adaptation des différents bioindicateurs a mobilisé plusieurs équipes, et a représenté le poste majoritaire en volume de travail. Plusieurs exemples de développement sont détaillés dans ce numéro. S'y ajoutent tous les travaux de normalisation, de formation aux nouveaux outils, et de représentation au sein de la structure commune Aquaref, qu'ont assuré ou assuré encore les spécialistes des méthodes.

L'appréciation des pressions

Stéphane Stroffek

La DCE a aidé à raisonner de façon globale en établissant d'une part l'état des hydrosystèmes par les méthodes évoquées, et en caractérisant d'autre part les pressions humaines susceptibles d'être à l'origine de cet état pour l'ensemble du territoire national. Si les rejets polluants ponctuels urbains et industriels étaient relativement bien caractérisés et leurs impacts modélisés par les outils utilisés et parfois développés dans chacun des grands bassins, il n'en était pas de même s'agissant des pressions sur l'hydrologie et la morphologie ainsi que sur la connectivité entre masses d'eau. Le système relationnel d'audit de l'hydromorphologie des cours d'eau (Syrah-CE pour la métropole, Rhum pour les départements d'outremer), les outils de caractérisation des zones littorales et des berges de plans d'eau (CharLi et AlBer) sont des exemples d'innovations dans ce domaine. L'enjeu était non seulement de caractériser chaque masse d'eau, mais également de produire des données à différentes échelles pour *in fine* fournir des risques d'altération des processus physiques qui tiennent compte des emboitements d'échelles. Ces outils auront permis d'éviter le piège potentiel de l'échelle de la masse d'eau, en proposant des diagnostics à des échelles plus larges et plus pertinentes pour bien identifier les causes pouvant empêcher l'atteinte du bon état. Dès le début des années 2000, le distinguo avait été clairement fait entre deux principales échelles que sont la masse d'eau – identifiée comme une unité spatiale d'évaluation, d'une part – et le bassin versant – identifié comme étant en général la bonne échelle de gestion, d'autre part. Pour les pollutions diffuses, divers outils ont été proposés pour évaluer les risques liés aux usages et émissions de nutriments ou de pesticides ; ils ont parfois été jugés peu satisfaisants. D'autres approches ont pu être proposées par les bassins pour mettre en relation l'occupation des sols et les pratiques dans les territoires et certains descripteurs de l'état des milieux. L'intérêt de ces outils est qu'ils permettent de porter un premier diagnostic sur les risques pesant sur les masses d'eau. Celui-ci est ensuite mis à la consultation des acteurs locaux pour préciser ou ajuster le diagnostic, ce qui permet de

5. *WFD guidance* : documents en appui à la stratégie de mise en œuvre commune voulue par la Commission européenne, travaux du Comité européen de normalisation – CEN.

6. Indice biologique global normalisé.

7. Indice invertébrés multimétrique.

❶ En France, les cours d'eau sont riches d'une grande diversité de milieux naturels qui peuvent être impactés par un large panel de pressions anthropiques.



garantir la traçabilité et la transparence des états des lieux des grands bassins, mais aussi la meilleure appropriation possible de ces diagnostics qui constituent le socle sur lequel se construisent ensuite les programmes de mesures de restauration.

La cohérence et l'articulation entre l'évaluation de l'état des masses d'eau et la caractérisation des pressions constituent un enjeu majeur. Comme on l'a vu, les bioindicateurs développés l'ont été pour rendre compte des effets des activités humaines sur la structure et la composition des peuplements. Des travaux ont été engagés et sont encore en cours pour mieux apprécier le rôle de soutien des éléments de qualité non biologiques (paramètres de la physico-chimie, descripteurs de l'hydromorphologie) aux éléments de qualité biologiques. Il s'agit en effet de consolider les évaluations qui, depuis la publication de la DCE, donnent la primauté à la biologie pour apprécier l'état écologique des milieux aquatiques.

Yves Souchon

Pour relever des défis concernant les dimensions physiques des hydrosystèmes, entièrement nouveaux à l'échelle de tout un pays, les équipes ont tout construit, depuis la sélection des données pertinentes, les protocoles d'acquisition, soit sur le terrain, soit dans des couches géographiques numérisées, leur bancarisation, et leur traitement. Ceci est développé dans certains des articles du présent numéro. Ce fut l'occasion d'introduire des logiques nouvelles de raisonnements plus probabilistes dans un univers technique et scientifique dominé par des approches mécanistes très paramétrées.

Par ailleurs, la thématique rejoint le champ des travaux scientifiques sur les effets combinés des stressés multiples qui sont en forte croissance depuis 2010. L'accès privilégié aux données nationales nouvellement acquises, et surtout la très bonne connaissance de leur nature, de leur pertinence et de leurs limites, nous a permis différentes explorations des relations pressions-impacts très complexes, qui reste un thème à poursuivre.

Modélisations des relations pressions impacts

Stéphane Stroffek

La modélisation de l'état des eaux à partir de la connaissance des pressions des activités humaines et des facteurs de forçage naturels constituent un enjeu très fort pour fiabiliser l'évaluation de l'état des masses d'eau, notamment quand on extrapole les observations faites sur un site à l'ensemble d'une masse d'eau, ou quand on doit évaluer l'état de masses d'eau qui ne sont pas surveillées. Cette voie a déjà été explorée en partie par Villeneuve et ses collègues pour les cours d'eau (voir l'article de Villeneuve *et al.*, p. 38-43 dans ce même numéro) : elle ouvre des perspectives pour améliorer la surveillance et mieux caractériser les pressions humaines les plus significatives. Les travaux seront à poursuivre pour renforcer la cohérence entre l'évaluation des pressions estimées comme pouvant empêcher l'atteinte du bon état et l'évaluation de l'état des eaux d'une part, et permettre d'apprécier les incidences sur cet état de scénarios d'évolution des pressions, d'autre part.

Ces travaux sont également nécessaires, mais pas suffisants à eux seuls, pour éclairer les gestionnaires sur l'ambition à donner aux actions de restauration qu'ils auraient à engager pour une amélioration significative des communautés aquatiques. Pour ce faire, les apports de la modélisation doivent se conjuguer avec les études et les retours d'expérience locaux pour mieux comprendre quels sont les critères et les conditions d'efficacité des mesures de restauration. Dans cette perspective, des prescriptions ont été proposées pour constituer la base minimale de production de données de monitoring des effets de la restauration venant alimenter une base de données nationale exploitable, gérée par l'OFB, permettant un retour d'expérience sur ces « sites de démonstration ».

Yves Souchon

La modélisation des relations pressions-impacts est le prolongement naturel des travaux entrepris sur l'aide à la caractérisation des pressions. Nous avons proposé pour

► cela différents cadres méthodologiques, l'un à base de régressions PLS (*Partial Least Squares projection to latent structures*), l'autre à base de réseaux bayésiens et publié ces premiers travaux. Ils demanderaient d'autres explorations. Certaines sont en cours avec l'inclusion de données sur la biodisponibilité de certains toxiques, d'autres se feront au fur et à mesure de l'enrichissement des jeux de données (durée des séries, nature des paramètres...).

En guise de conclusion

Stéphane Stroffek

Nous avons rappelé les travaux engagés dès la publication de la DCE pour valoriser le plus possible les informations et données existantes et disponibles, et jeter les bases techniques du premier plan de gestion 2010-2015 puis affiner les outils proposés au fil des deux autres cycles de gestion et leur donner du sens au regard non seulement de l'état des milieux mais aussi de leur fonctionnement.

Au fil de ces vingt dernières années, sont apparues des évolutions technologiques considérables : images satellitaires, télédétection et imagerie haute résolution, usage de drones, utilisation de l'ADN – dont l'ADN environnemental, etc., qui devraient considérablement faire augmenter les unités d'information à partir desquelles les diagnostics de risque et d'état pourront être établis. Ces outils sont/seront mis au service de l'intelligence collective mobilisée pour appuyer la mise en œuvre de la DCE, en France et en Europe.

Deux points de vigilance resteront, en l'état actuel du contenu de la réglementation et notamment celui de la DCE : l'état écologique est un indicateur qui exprime un objectif à atteindre (ou à défaut, vers lequel il faut tendre). La limite du bon état écologique n'a pas grand-chose à voir avec la science, si ce n'est qu'elle devrait permettre de repérer une zone (et non pas une limite précise) qui peut constituer un point de bascule entre un fonctionnement résilient et un fonctionnement qui ne l'est pas. Il s'agit surtout d'un compromis politique, construit sur des bases techniques. Cette limite devrait permettre de définir la valeur cible de l'indicateur à atteindre pour définir les conditions de conciliation des activités humaines avec le maintien de milieux aquatiques résilients et en bon fonctionnement. La question est difficile dans le contexte actuel où les effets du changement climatiques sont déjà très présents.

L'état écologique et ses métriques constitutives sont la résultante, parfois différée dans le temps et/ou l'espace, du développement de pressions ou de mesures de restauration, par ailleurs bruités par une variabilité naturelle. De ce fait, son interprétation n'a de sens que sur un pas de temps de l'ordre de quinze à vingt ans : l'utiliser comme indicateur de résultat d'une politique sur des pas de temps courts (évaluation sur trois années de données, bilans établis tous les six ans) constitue un paradoxe. Les bénéfices sur l'environnement de la politique de l'eau s'apprécient sur le temps long : cela a bien été démontré pour les actions de réduction de la pollution par les matières organiques ou les nutriments dont les effets sur les paramètres de la physicochimie de l'eau sont visibles sur un pas de temps d'au moins vingt ans.

Ceci est d'autant plus vrai pour un indicateur tel que l'état écologique très intégrateur puisqu'il est construit sur une large gamme de compartiments biologiques et ne peut évoluer que si tous les compartiments évoluent d'au moins une classe.

Pour toutes ces raisons, l'état écologique observé sur une masse d'eau ne peut à lui seul constituer un indicateur sur l'opportunité à agir ou à ne pas agir. Cette opportunité doit plutôt résulter de l'analyse des risques liés aux pressions en présence et à leurs effets les plus probables évalués sur la base de relations statistiques entre pressions et états établies sur la base des données disponibles, ou à produire pour améliorer ces relations.

Yves Souchon

La littérature scientifique en écologie répète à l'envi qu'il est nécessaire de promouvoir des approches plus holistiques, avec une inflation de néologismes tels que « *river-scape* », hydrosystèmes complexes et plus récemment macrosystèmes. Mais rares sont encore ces types d'approche déployés en vraie grandeur. La DCE nous a offert l'opportunité d'accompagner une politique publique à l'échelle de tout un pays, très diversifié géographiquement et humainement, plus que beaucoup d'autres pays européens. J'espère que nous y avons apporté une aide à la réalisation et des outils utiles.

Les jeux de données des réseaux de surveillance opérationnelle, tels qu'ils sont déployés, avec des stations fixes pérennes et non tirées au sort à chaque inventaire de qualité (logique en vigueur par exemple aux États-Unis), constituent un observatoire très précieux des évolutions temporelles des communautés aquatiques, notamment au cours des dix à quinze dernières années très marquées par des périodes de fortes températures, et une hydrologie des extrêmes bousculée.

Par ailleurs, la caractérisation du cadre physique et de ses risques d'altération a permis de mieux maîtriser les contraintes existantes et d'en apprécier le degré de réversibilité. Il a aussi enrichi l'analyse des réponses écologiques des différents groupes à la base de l'établissement de l'état écologique. De nombreux prolongements sont envisageables, qui concernent la définition d'enveloppes spatiales de protection et leur vulnérabilité (ex. : réservoirs biologiques), l'appréciation du degré de résilience actuel des différents tronçons de cours d'eau, la caractérisation de la sensibilité aux changements globaux de ces tronçons sous différents scénarios...

La vie des hydrosystèmes ne sera jamais un mésocosme tranquille... ■

Les auteurs

Yves SOUCHON

INRAE, UR RiverLy,
5 rue de la Doua, CS 20244,
F-69625 Villeurbanne, France.
✉ yves.souchon@inrae.fr

Stéphane STROFFEK

Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse,
2,4 allée de Lodz, F-69363 Lyon Cedex 07, France.
✉ stephane.stroffek@eaurmc.fr



Les eaux doivent atteindre un bon état chimique et écologique afin de protéger la santé de l'homme, l'approvisionnement en eau, les écosystèmes naturels et la biodiversité.

Focus

Partage d'expériences d'EDF sur la mise en œuvre de la directive cadre européenne sur l'eau

Dans le cadre de la mise en œuvre de la directive cadre européenne sur l'eau, EDF a mobilisé ses équipes de recherche pour apporter une expertise sur les bioindicateurs poissons retenus pour l'évaluation de l'état écologique des masses d'eau. Menés en collaboration avec INRAE et l'Office français de la biodiversité, des travaux sur l'application de l'indice poisson rivière dans plusieurs contextes piscicoles situés à proximité d'aménagements de production d'électricité ont permis de cerner les limites d'application et de tester la robustesse de cet indicateur, contribuant ainsi à sa notice d'utilisation.



Dans les barrages et lacs de retenues qu'EDF exploite, l'entreprise gère 75 % des eaux de surface de France métropolitaine. Principalement dédiée à l'alimentation des centrales hydrauliques, la ressource en eau assure également le refroidissement des centrales thermiques ou nucléaires. Au-delà des activités industrielles du groupe EDF, l'eau est aussi partagée et redistribuée pour plusieurs usages (eau potable pour les villes, irrigation pour les agriculteurs, pratique des sports d'eau vive). La gestion partagée de l'eau se fait en concertation avec les différentes parties prenantes, en particulier les collectivités locales et les agences de l'eau. En tant qu'utilisateur et gestionnaire d'eaux de surface, EDF contribue pleinement à l'atteinte du bon état écologique défini dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE).

L'évaluation de l'état écologique des masses d'eau est réalisée à travers l'utilisation d'indicateurs biologiques. Tous les compartiments biologiques, tels que les diatomées, les macro-invertébrés, les macrophytes et les poissons sont concernés et doivent être intégrés dans l'évaluation. La circulaire de juillet 2005 (Ministère de l'Écologie et du Développement durable, 2005) mentionne les trois indicateurs biologiques retenus pour la définition du bon état écologique des cours d'eau à cette date, notamment l'indice poissons rivière (IPR) pour les poissons. L'IPR est alors un indicateur très récent, normalisé en 2004 par l'AFNOR puis révisé en 2011 (AFNOR, 2011). Il satisfait en partie aux exigences de la DCE, notamment car sa note reflète l'écart entre le peuplement de poissons observé et le peuplement théorique de référence attendu en situation pas ou très peu impactée. L'IPR a été développé à partir des échantillonnages disponibles, principalement localisés sur des cours d'eau de taille petite à moyenne. Or les aménagements de production d'électricité sont situés en grand cours d'eau pour les CNPE (centre nucléaire de production d'électricité) et majoritairement en petit cours d'eau de montage pour les aménagements hydroélectriques. Ces contextes

piscicoles sont très peu représentés dans le jeu de données de modélisation de l'IPR. EDF s'interroge alors sur la réponse de l'IPR aux pressions à proximité des aménagements de production d'électricité (spécificité, pertinence...). La direction « Recherche et développement » d'EDF (EDF R&D) s'est donc mobilisée dès la transposition en loi française de la DCE en 2004 (Journal officiel de la République française, 2004) pour fournir une expertise sur les bioindicateurs à appliquer, notamment pour le compartiment poissons.

Expertise EDF R&D sur les bioindicateurs poissons

Différentes applications de l'IPR ont été menées par EDF R&D, en collaboration avec l'Office français de la biodiversité (OFB, ex Onema) dans deux contextes piscicoles :

- peuplement piscicole de grand cours d'eau à proximité du CNPE de Bugey sur le Rhône (Delattre et Sabaton, 2005) ;
- peuplement typique des zones salmonicoles, dominé par la truite, à proximité d'aménagements hydroélectriques (Tissot et Sabaton, 2007).

L'objectif était d'évaluer la variabilité interannuelle de l'indicateur dans ces contextes d'intérêt pour EDF. Ces applications ont été rendues possibles grâce aux suivis à long terme (sur plusieurs décennies) financés par EDF à proximité de certains aménagements exploités.

L'application de l'IPR a été réalisée dès 2005 sur les données recueillies de 1979 à 2003 sur le Rhône dans le cadre du suivi hydro-écologique du CNPE de Bugey (Delattre et Sabaton, 2005). Cette application sur un grand cours d'eau abritant un peuplement dominé par le spirilin (*Alburnoides bipunctatus*), le chevaine (*Squalius cephalus*), le hotu (*Chondrostoma nasus*) et le barbeau (*Barbus barbus*), a montré de très fortes variations interannuelles de l'indice : la classe de qualité donnée par l'IPR varie de très bonne certaines années à très mauvaise pour d'autres (figure 1).

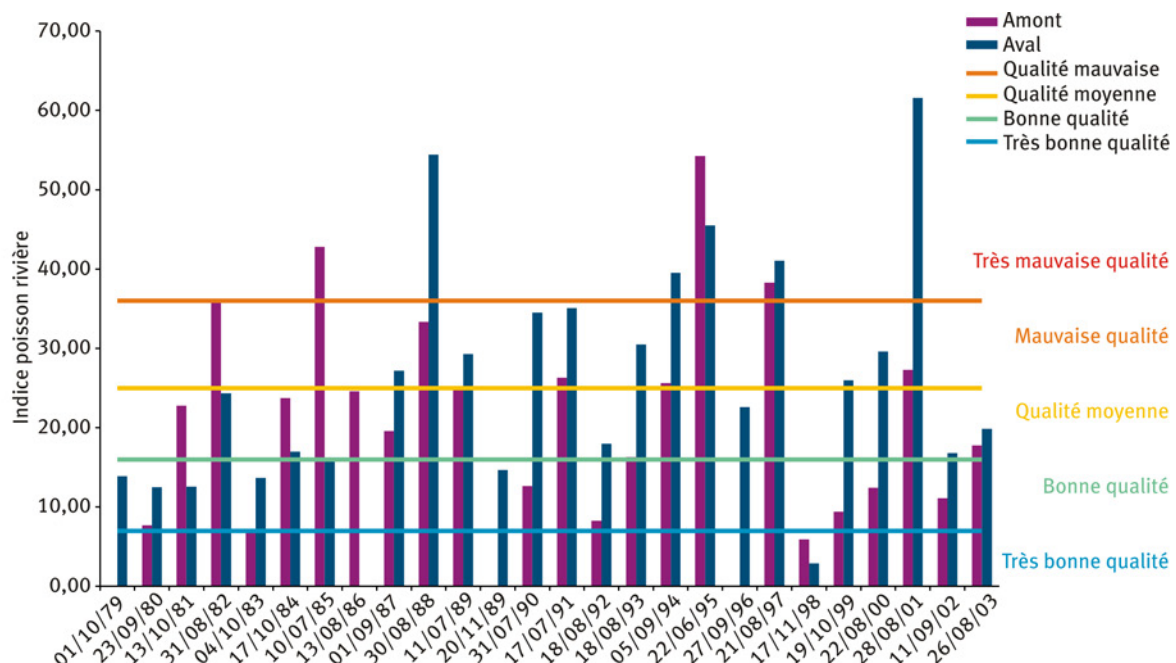
Cette application de l'IPR en grand cours d'eau pose la question de la variabilité de l'échantillonnage et/ou du peuplement, du choix des références et des métriques à retenir pour les grands milieux, et par conséquent de l'interprétation des notes de l'indice à ce type de cours d'eau. Un nombre d'espèces inférieur à 10 ou un nombre total d'individus pêchés inférieur à 170 entraîne systématiquement une mauvaise note. Ces éléments ont permis de mettre en évidence avec INRAE (ex Irstea) une stabilisation de l'indice à partir d'un nombre de poissons pêchés de l'ordre de 200 à 300 individus. Il semble alors que pour un cours d'eau tel que le Rhône, il y aurait un nombre minimal de poissons à pêcher pour avoir une image correcte du peuplement. Ce résultat interroge également la représentativité de l'échantillonnage par pêche électrique en grand milieu.

L'IPR a ensuite été appliqué sur 18 stations situées en zone salmonicole, à partir de 136 échantillonnages menés entre 1994 et 2005 (Tissot et Sabaton, 2007). Sur ces stations, le peuplement de poissons est composé majoritairement de truite commune (*Salmo trutta*). L'IPR donne une qualité presque toujours bonne à très bonne pour l'ensemble des échantillonnages, conformément aux avis d'experts généralement donnés pour ces cours d'eau de montagne, impactés ponctuellement par des aménagements hydroélectriques à faible capacité de stockage. Par ailleurs, la note de l'IPR est moins variable que les fluctuations interannuelles de densités observées. Il permet donc de juger de manière stable la qualité de ces stations où les densités de poissons sont naturellement très fluctuantes. Pour autant, l'IPR semble parfois ne pas évaluer correctement la population attendue. C'est le cas pour certaines stations d'étude considérées par les experts locaux comme des tronçons « à truite » en

raison de leurs caractéristiques morphologiques et abritant effectivement un peuplement à majorité de truite ; l'IPR y prédit pourtant un peuplement mixte, représentatif de tronçon de rivière plus aval. Il conviendrait sans doute de vérifier les caractéristiques des stations de ce type situées dans ces mêmes régions, qui sont utilisées pour calibrer les modèles de référence. Il paraîtrait également intéressant d'étudier plus finement l'influence de certains prédicteurs (largeur, profondeur) du peuplement théorique de l'indicateur, qui sont sensibles aux modifications anthropiques du milieu et peuvent conduire à certains biais lors de la prédiction du peuplement théorique. Enfin, le poids de la présence de quelques individus d'une ou deux espèces dites « accompagnatrices » dans les cours d'eau salmonicoles est élevé par rapport au poids du paramètre « densité », ce qui n'est pas adapté pour ces petits cours d'eau à population monospécifique. Il faut en effet noter ici l'importance, en terme de réponse de l'IPR, de la présence de ces espèces peu abondantes (et souvent également peu réactives à l'électricité utilisée lors des échantillonnages, comme le chabot et l'anguille). Cela pose la question de la représentativité du peuplement échantillonné quand on utilise, comme c'est le cas, les résultats du seul premier passage de pêche.

Dans le cadre de la mise en place de la DCE, un regroupement européen de chercheurs et de gestionnaires a proposé de développer un indice européen d'évaluation de la qualité des cours d'eau à partir du peuplement de poissons dans le cadre du programme FAME (*Development, Evaluation & Implementation of a Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers*). L'indice poisson européen (*European Fish Index* ou EFI) a ainsi vu le jour en 2004 (FAME, consortium 2005). Il a permis de réaliser l'exer-

❶ Évolution de l'indice poissons rivière (IPR) en amont et en aval du CNPE de Bugey de 1979 à 2003 (Delattre et Sabaton, 2005).



► cice d'intercalibration des indicateurs poissons proposés par chaque État membre pour l'évaluation de l'état écologique des cours d'eau. Il était également destiné aux États membres qui ne souhaitaient pas développer leur propre indicateur national. L'application de cet indice a été réalisée sur les mêmes sites que l'IPR, dans le but de mieux cerner la réponse respective de ces deux indices (Tissot, 2009).

L'indice poisson européen, du fait de sa construction (indice composé de la moyenne et non plus de la somme des métriques le constituant, élaboration à l'échelle européenne), présente des variations interannuelles plus tamponnées que l'indice poisson français (figure 2).

L'EFI permet de juger de manière stable la qualité d'une station soumise naturellement à de fortes fluctuations interannuelles du peuplement. Ce résultat est un élément clef car l'évaluation de l'état écologique doit intégrer ces fluctuations naturelles sans pénaliser les années limitées naturellement par les conditions climatiques défavorables par exemple. En tronçon salmonicole naturellement à faible richesse spécifique, la présence d'une espèce supplémentaire une année peut engendrer une diminution de la qualité estimée par l'EFI, notamment si cette espèce est synonyme de perturbation du milieu.

Travail collaboratif avec INRAE et l'OFB

L'ensemble de ces travaux a été mené en étroite collaboration avec l'équipe INRAE en charge du développement de l'IPR et avec l'OFB en charge de son application. Tous les rapports produits sur le sujet sont en accessibilité libre (sur demande). Ces applications sur un large jeu de données ont permis de mieux cerner les limites d'application et la robustesse de ces indicateurs. Ils ont contribué à la notice d'utilisation de l'IPR, publiée en 2006 par l'OFB (Belliard et Roset, 2006), dans laquelle est mentionnée que l'IPR est un « outil global qui fournit une évaluation synthétique de l'état des peuplements piscicoles » et qu'il

« ne peut en aucun cas se substituer à une étude détaillée destinée à préciser les impacts d'une perturbation donnée ». L'OFB précise en outre que « dans les cours d'eau les plus grands, les résultats de l'IPR doivent être considérés avec prudence du fait du très faible nombre de stations de ce type utilisées pour la mise au point des modèles de référence ». Enfin, ce document note que l'IPR « se révèle relativement peu sensible dans le cas des cours d'eau naturellement pauvres en espèces (une à trois espèces) ».

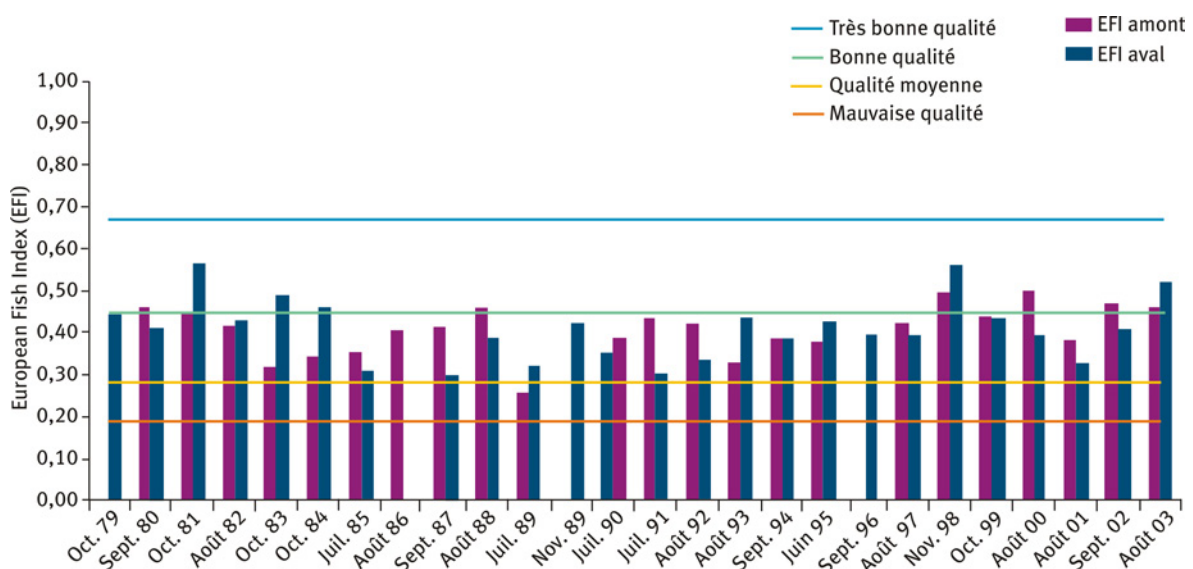
Mise en perspective de ces travaux

Les indices poissons développés pour l'évaluation de l'état écologique des masses d'eau dans le cadre de la DCE fournissent une évaluation synthétique de l'état des peuplements piscicoles, adaptée à une inter-comparaison des cours d'eau à large échelle. Quant à l'évaluation de l'impact d'une perturbation donnée, comme la présence et l'exploitation des aménagements de production d'électricité, elle ne peut être réalisée qu'à travers un diagnostic fin de manière à successivement :

- caractériser le linéaire impacté (empreinte spatiale de l'impact) ;
- identifier les activités anthropiques et le contexte naturel (morphologique, biogéographique, géologique, climatique), qui sont à l'origine, respectivement des pressions exercées et de la sensibilité du milieu récepteur ;
- évaluer le niveau de perturbation qui résulte de la combinaison des pressions et de la sensibilité du milieu récepteur ;
- identifier comment les pressions générées se traduisent dans des milieux le plus souvent multi-impactés et en évolution en raison des changements globaux.

Les incertitudes sur l'évaluation de l'état écologique issue des bioindicateurs conduisent l'État français à se baser essentiellement sur l'évaluation des pressions pour

2 Évolution de l'European Fish Index (EFI) en amont et en aval du CNPE de Bugey de 1979 à 2003 (Tissot, 2009).





① Les indices poissons développés dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau fournissent une évaluation synthétique adaptée à une inter-comparaison des cours d'eau à large échelle, mais pas à l'évaluation de l'impact des aménagements.

© G. Carrel - INRAE

orienter la gestion des milieux aquatiques (notamment via les schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux ou SDAGE¹ pour les eaux douces et les documents stratégiques de façade ou DSF² pour le littoral et le milieu marin) et identifier les mesures efficaces à mettre en œuvre pour le milieu. Sur ce point, la DCE a introduit la notion de « coût-efficacité » des mesures : « les mesures à mettre en œuvre pour les masses d'eau identifiées dans l'état des lieux comme risquant de ne pas satisfaire aux objectifs de qualité environnementale font l'objet d'une analyse économique préalable afin de rechercher leur combinaison la plus efficace à un moindre coût » (Ministère de l'Écologie et du Développement durable, 2005). La notion de « coût disproportionné » est également mentionnée à plusieurs reprises dans la DCE. Pour autant, il

manque encore d'outils partagés pour réaliser ce type d'études coût-efficacité. Ce besoin risque d'être de plus en plus prégnant dans le contexte de changement climatique, qui va augmenter les conflits d'usage et la nécessité d'identifier les bons leviers d'actions. ■

Les auteurs

Laurence TISSOT-REY et Véronique GOURAUD

EDF R&D, département LNHE France,
6 quai Watier,

F-78401 Chatou Cedex, France.

✉ laurence.tissot@edf.fr

✉ veronique.gouraud@edf.fr

1. <https://www.gesteau.fr/presentation/sdage>

2. <https://www.merlittoral2030.gouv.fr/comprendre/de-quoi-se-compose-le-document-strategique-de-facade-dsf>

EN SAVOIR PLUS...

- 📄 **AFNOR**, 2011, Qualité de l'eau. Détermination de l'indice poissons rivière (IPR), T 90-344, 17 p.
- 📄 **BELLIARD, J., ROSET, N.**, 2006, *L'indice poissons rivière (IPR) : Notice de présentation et d'utilisation*, Conseil Supérieur de la Pêche, 24 p.
- 📄 **DELATRE, C., SABATON, C.**, 2005, *Indice poisson français - Premières applications sur le site de Bugey*, EDF R&D, 25 p.
- 📄 **FAME consortium**, 2005, *Manual for the application of the European Fish Index - EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive*, 92 p.
- 📄 **JOURNAL OFFICIEL DE LA RÉPUBLIQUE FRANÇAISE**, 2004, Loi n° 2004-338 du 21 avril 2004 portant transposition de la directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, 2004-338, 3 p.
- 📄 **MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE**, 2005, Décret n°2005-475 du 16 mai 2005 relatif aux schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux, 2005-475, 6 p.
- 📄 **MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE**, 2005, Circulaire DCE 2005/12 relative à la définition du « bon état » et à la constitution des référentiels pour les eaux douces de surface (cours d'eau, plans d'eau), en application de la directive européenne 2000/60/DCE du 23 octobre 2000, ainsi qu'à la démarche à adopter pendant la phase transitoire (2005-2007), DE / MAGE / BEMA 05 / n° 14, 17 p.
- 📄 **TISSOT, L.**, 2009, *Indice Poisson Européen (EFI) : Application sur sept sites hydroélectriques et sur le Rhône - Comparaison des résultats avec ceux obtenus avec l'Indice Poisson Rivière (IPR)*, EDF R&D, 72 p.
- 📄 **TISSOT, L., SABATON, C.**, 2007, *Indice poisson français - Application sur 7 sites hydroélectriques*, EDF R&D, 59 p.

Focus

Aquaref – Quel positionnement pour un laboratoire national de référence pour la surveillance des milieux aquatiques ?

Depuis quinze ans, Aquaref fait partie du paysage français et européen pour la mise en œuvre de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE). La mise en place d'Aquaref a-t-elle répondu aux besoins ? Quel positionnement dans un futur proche et pour l'après-DCE ? Quels sont les limites opérationnelles d'Aquaref et comment les dépasser ? Le colloque organisé en 2017 pour les dix ans d'action de ce consortium a mis en évidence un bilan jugé très positif et proposé des voies d'évolution claires pour assurer la pérennité de ce dispositif.

Pourquoi une structure dédiée ? Genèse d'Aquaref

Un nouveau besoin opérationnel pour répondre aux enjeux de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE)

Plusieurs types de réseaux de surveillance ont été mis en place pour assurer la collecte des données opérationnelles indispensables pour atteindre l'objectif ambitieux fixé par la DCE, visant le bon état des milieux aquatiques au plus tard en 2027. Rappelons que cet état est défini d'après la qualité écologique, évaluée en cinq classes de qualité sur quatre éléments biologiques¹ et sur les paramètres physico-chimiques de l'eau, et la qualité chimique, évaluée d'après une liste de substances – dites « prioritaires » – dont les concentrations dans le milieu sont comparées chacune à un seuil (les NQE – normes de qualité environnementale). L'état hydromorphologique est également pris en compte pour définir le très bon état écologique, et l'état quantitatif est considéré pour les eaux souterraines. Pour qu'une masse d'eau soit qualifiée en bon état, il faut qu'aucune des substances

prioritaires ne dépasse la NQE qui lui correspond et que les éléments de qualité biologique et les paramètres physico-chimiques soient tous au moins en bon état. Pour la chimie, l'intégration des substances prioritaires dans ce suivi nécessitait la mise en œuvre de nouvelles méthodes de pointe pour atteindre les seuils requis (NQE) ; la méthodologie de l'évaluation et de la surveillance hydrobiologique associée, quant à elle, nécessitait de développer de nouveaux indicateurs pour les différents compartiments biologiques identifiés, compatibles avec les nouvelles prescriptions édictées par la DCE.

Les pouvoirs publics français ont affirmé très tôt le besoin de disposer d'un appui technique et scientifique pour la définition et la mise en œuvre de cette nouvelle surveillance des milieux aquatiques. Ce besoin devait s'inscrire dans un schéma de compétences s'appuyant sur les structures déjà existantes dans les services déconcentrés du ministère en charge de l'environnement (les DIREN, puis DREAL)², et en articulation avec la création de l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (Onema³).

1. Le phytoplancton, les macroinvertébrés benthiques, les algues et les macrophytes (dissociés dans la plupart des méthodes), l'ichtyofaune. Les cinq classes sont le très bon état, le bon état, l'état moyen, l'état médiocre et le mauvais état.

2. DIREN : Directions régionales de l'environnement, fusionnées dans les DREAL : Directions de l'environnement, de l'aménagement et du logement en 2009.

3. L'Onema est devenu l'AFB (Agence française pour la biodiversité) en 2017, puis l'OFB (Office français de la biodiversité) en 2020.

Une mobilisation collaborative des établissements scientifiques et techniques dans l'appui aux politiques publiques

Suivant les préconisations du rapport de l'Inspection générale de l'environnement du 20 juillet 2006 (Durand *et al.*, 2006), le consortium Aquaref⁴, « Laboratoire de référence pour la surveillance des milieux aquatiques » a été créé en 2007. Il regroupe cinq établissements publics exerçant dans le domaine de l'eau : l'Ineris, le Cemagref (devenu Irstea puis fusionné avec l'INRA dans INRAE en 2020), le BRGM, l'Ifremer et le LNE, sous le pilotage de l'Ineris. Chacun de ces établissements était engagé de longue date dans la recherche finalisée et l'appui aux politiques publiques pour la surveillance et l'évaluation environnementale, avec des spécialisations complémentaires. Initialement pensé sur les problématiques de surveillance chimique, le programme Aquaref a aussi intégré dès sa construction les thématiques de la surveillance hydrobiologique, afin de répondre spécifiquement au double enjeu explicité par la DCE. Le Cemagref s'y inscrivait pour porter l'ensemble des sujets concernant la surveillance hydrobiologique pour les masses d'eau continentales (rivières et plans d'eau) et, pour partie, de transition (estuaires) (Argillier *et al.*, 2020). La création de ce consortium a permis de mettre en synergie les compétences et les capacités de recherche des cinq instituts et de définir plus précisément les rôles et la contribution de chacun, dans un programme co-construit avec les pouvoirs publics et co-financé par l'Onema (aujourd'hui Office français de la biodiversité). La visibilité de ce laboratoire de référence permet de l'inscrire clairement dans un schéma national rendu règlementaire par l'arrêté de 2010⁵ (figure 1).

Outre la mission d'anticipation des besoins et de veille méthodologique, la feuille de route d'Aquaref comprend également des actions internationales, telles que les interactions avec les autres organismes experts européens au travers de réseaux scientifiques (ex. : NORMAN⁶), la normalisation ou l'appui à l'État français dans les instances de pilotage de la DCE.

Un appui concerté au pilotage de la surveillance

Un programme collaboratif, une synergie de compétences

Le consortium Aquaref est organisé autour de neuf thèmes structurant ses missions principales d'appui technique aux autorités, de développement méthodologique en hydrobiologie et en chimie, de veille technique et scientifique, et de normalisation des méthodes (figure 2). La construction des programmes annuel ou pluriannuel est tournée vers les acteurs de la surveillance, puisque la plupart des actions impliquent des collaborations avec les opérateurs et laboratoires qui interviennent dans les programmes de surveillance nationaux. Le pilotage de plusieurs commissions de normalisation de l'Afnor par Aquaref est un exemple de cette mise en réseau des acteurs, inscrite dans la durée, qui assure l'harmonisation des pratiques et le transfert des connaissances.

4. <https://www.aquaref.fr>

5. Arrêté du 26 juillet 2010 approuvant le schéma national des données sur l'eau, les milieux aquatiques et les services publics d'eau et d'assainissement, modifié en octobre 2018.

6. Network of reference laboratories, research centres and related organisations for monitoring of emerging environmental substances, <http://www.norman-network.net/>

1 Les étapes-clés du programme Aquaref (texte en bleu) et de la mise en œuvre du schéma national des données sur l'eau (texte en vert).



► Un bilan positif pour les dix ans d'Aquaref

Le colloque organisé en 2017 pour les dix ans d'action du consortium Aquaref (AFB, 2018) a montré un bilan jugé très positif et proposé des voies d'évolution claires pour assurer la pérennité de ce dispositif. Ce colloque avait réuni cent trente scientifiques, acteurs publics, gestionnaires de bassins et opérateurs. Plus de trois cent soixante documents (guides techniques, rapports d'expertises, projets de normes, etc.) mis en accès libre, l'organisation de dix-sept journées techniques et de quarante journées d'échange sur site avec les opérateurs de terrain, une quarantaine de publications dans des revues scientifiques... En une décennie, l'objectif d'Aquaref a été de se positionner comme un rouage essentiel de la méthodologie de surveillance impulsé par la DCE.

Des axes d'actions diversifiés et complémentaires

Les objectifs qui structurent les actions d'Aquaref s'appuient sur trois piliers : connaissance, transfert, appui (figure 3). Concrètement, cette structuration se décline sous plusieurs aspects avec notamment :

- l'appui à la réglementation, par la préparation des listes des substances chimiques à surveiller, la participation aux procédures d'accréditation et d'agrément des

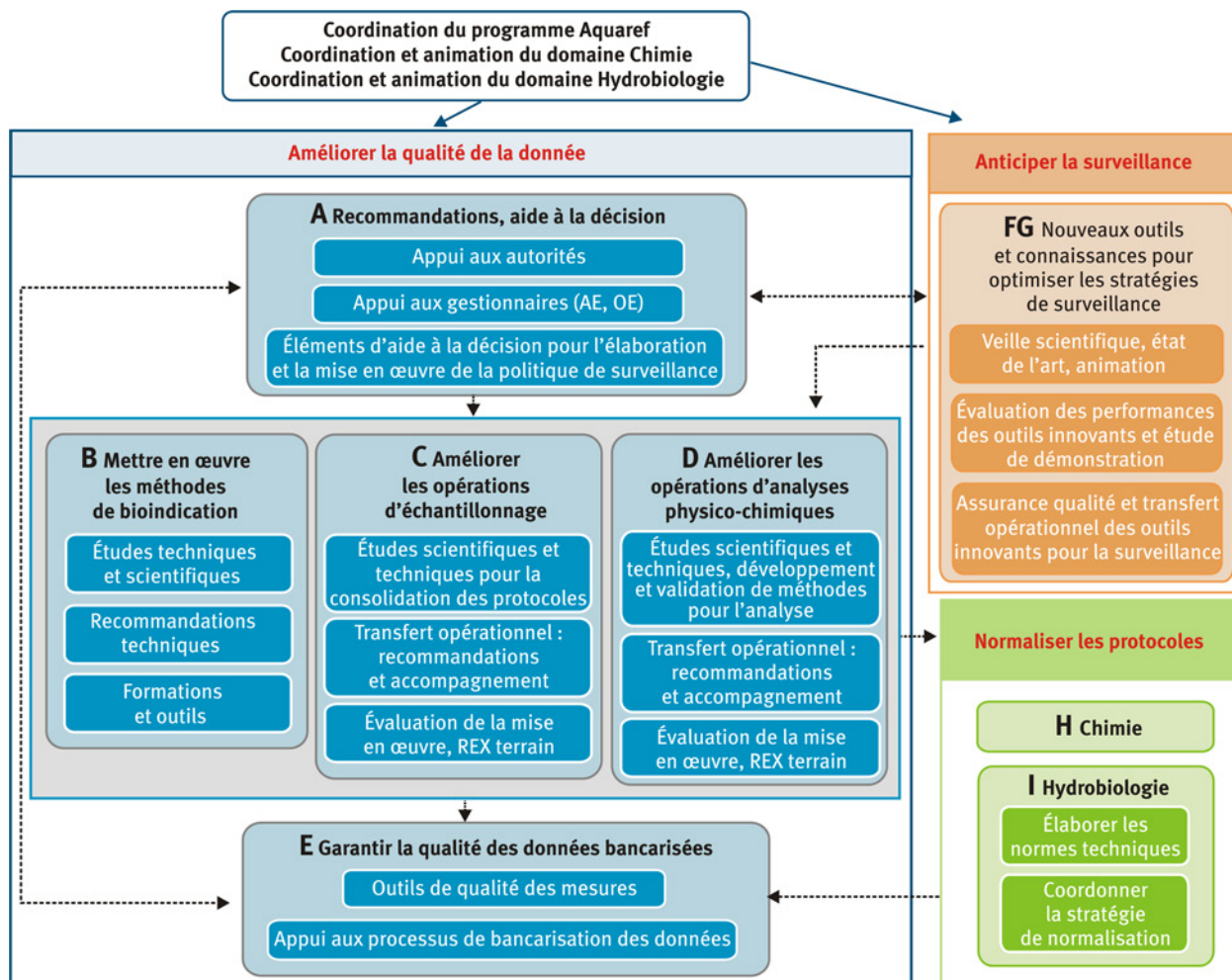
laboratoires d'analyse, la participation à l'élaboration des textes réglementaires (ex. : arrêtés surveillance) ;

- le développement et le transfert d'approches et outils adaptés aux acteurs de terrain, avec la réalisation d'études spécifiques, la rédaction de guides ou de fiches méthodes sur les pratiques d'échantillonnage et d'analyse, l'organisation de stages de formation professionnelle, d'essais collaboratifs et de journées d'échanges sur sites avec les opérateurs ;

- la valorisation de nombreuses méthodes en normes techniques pour harmoniser les pratiques à l'échelle nationale et internationale, et la gestion des référentiels sur l'eau en appui au SANDRE⁷ pour faciliter l'échange de données entre organismes. Ces normes (chimie et hydrobiologie) sont, pour la plupart, élaborées sur la base de protocoles techniques développés par les établissements d'Aquaref ;

- l'évaluation des sources d'incertitudes dans les mesures hydrobiologiques, qui a constitué une approche novatrice pour mieux documenter les méthodes et leur application par les opérateurs, définir des modèles utilisables dans les règles d'évaluation de l'état des masses d'eaux et dégager des informations utiles pour l'amélioration des méthodes ou la formation des opérateurs.

② Le schéma d'organisation du programme d'actions Aquaref en trois axes (texte en rouge), deux domaines (chimie et hydrobiologie), huit thèmes déclinés en macro-actions.



⑤ Les activités et productions d'Aquaref.

- États de l'art de méthodes ou outils
- Rapport d'études ou d'évaluation des pratiques
- Rapports de développement méthodologique, fiches méthodes

- Guides techniques
- Journées techniques
- Mémos
- Projets de normes
- Référentiels de formation

- Notes, rapports de recommandations ou d'expertise
- Réponses au fil de l'eau

Quels nouveaux outils pour la surveillance future ?

Aujourd'hui, la démarche utilisée pour mesurer l'état chimique des eaux consiste à cibler lors de prélèvements ponctuels une liste de substances réglementées, parmi les nombreux contaminants à surveiller. Or, cette approche n'est pas suffisamment représentative de l'évolution de la contamination dans le temps, et elle ne permet pas de détecter les substances émergentes et les produits de dégradation présents à de très faibles concentrations.

Au sein du réseau Aquaref, les scientifiques d'INRAE ont développé des échantillonneurs intégratifs passifs (EIP) pour mesurer les concentrations moyennes (sur la durée d'exposition) des contaminants dans les cours d'eau. Placés pendant une quinzaine de jours dans l'eau, ils offrent une meilleure représentativité des résultats de mesure. Par exemple, l'outil PACSiR, matériau composite innovant à base d'élastomère de silicone, garantit l'échantillonnage d'un plus grand nombre de contaminants organiques (pesticides, composés pharmaceutiques, etc.) et évite donc de combiner plusieurs EIP (voir l'article de Margoum *et al.*, p. 100-113 dans ce même numéro). De plus, la pertinence et l'applicabilité des EIP pour la surveillance des eaux a fait l'objet d'un essai inter-laboratoires sur le terrain (Miège *et al.*, 2012), puis ces nouveaux outils ont été déployés à l'échelle nationale dans le cadre du réseau de surveillance prospective (Mathon *et al.*, 2021).

En matière d'analyse, les techniques de chimie suspectées et non-ciblées basées sur la spectrométrie de masse haute résolution, offrent de nouvelles perspectives pour identifier des substances initialement non recherchées et suivre les substances issues de la dégradation des contaminants. Elles permettraient aussi de comparer différentes représentations globales (empreintes chimiques) de la pollution d'un échantillon d'eau, avant et après traitement par exemple, ou encore pour distinguer différents types de sources de contamination. En cours de développement, ces techniques sont étudiées au sein d'Aqua-

ref pour faciliter le partage des données, proposer des méthodologies homogènes et permettre ainsi l'utilisation de ces nouvelles technologies dans la surveillance future (voir l'article de Merel *et al.*, p. 110-113 dans ce même numéro; Soulier *et al.*, 2021).

En hydrobiologie, les méthodes d'évaluation actuellement utilisées sont basées sur des approches biocénologiques, c'est-à-dire qui analysent la composition et la structure des peuplements animaux et végétaux. Jusqu'à présent, ces méthodes n'étaient pas encore disponibles pour tous les éléments biologiques et les types de masses d'eau, il s'agissait alors de compléter le panel de protocoles et d'encadrer leur application. Depuis plusieurs années, d'autres approches ont été développées par plusieurs équipes de recherche françaises. Il s'agit, par exemple, de l'utilisation de la télédétection à différentes échelles, des techniques permettant de mesurer l'éco-toxicité des substances chimiques en conditions réelles sur sites (voir l'article Geffard *et al.*, p. 82-87 dans ce même numéro), utilisant des organismes témoins ou les biofilms, ou enfin, les visions basées sur la biologie moléculaire, qui ouvrent de nouveaux champs d'investigation en apportant la puissance du séquençage génomique pour explorer l'utilisation de l'ADN environnemental.

Ces nouvelles approches constitueront les méthodes de surveillance de demain, c'est-à-dire probablement de la phase qui suivra l'agenda européen défini par la DCE jusqu'en 2027. Dans ses missions de prospective, Aquaref doit prendre en considération cette évolution méthodologique forte et réelle au niveau européen, pour fournir les bases d'orientation des politiques de surveillance qui seront appliquées à court et moyen termes.

Quinze ans d'actions. Et maintenant ?

Un appui utile, des limites opérationnelles

Le concept de consortium d'établissements scientifiques et techniques, spécifiquement orienté vers l'appui aux politiques de l'eau dans le domaine de la DCE, s'est

▶ montré bien adapté, en apportant une réelle plus-value. Des missions transversales comme le pilotage de la normalisation des méthodes chimiques et hydrobiologiques, la formation des opérateurs (terrain et laboratoire) ou l'élaboration de procédures qualité et de guides techniques pour les opérateurs, par exemple, ne seraient pas assurées par un établissement seul. De même, la concertation et la validation pluridisciplinaire apportent la robustesse et la représentativité des documents produits et des avis formulés, indispensable à un laboratoire de référence. Plusieurs dizaines de documents et de guides techniques, les avis d'experts, l'appui aux procédures de qualité sont directement utilisables par les utilisateurs et les gestionnaires que sont les services du ministère chargé de l'environnement, les Agences de l'eau, les laboratoires prestataires de services d'échantillonnage et d'analyse, l'Afnor ou le Cofrac.

S'appuyant sur des établissements de recherche, ce schéma rencontre toutefois des limites opérationnelles, car la capacité à faire de ces organismes scientifiques dépend des moyens humains alloués à ces missions parfois très appliquées, qu'un budget spécifique ne suffit pas toujours à compléter. L'efficacité d'un tel dispositif, si elle est désormais avérée, repose sur un équilibre précaire entre missions scientifiques et actions d'appui et de transfert, souvent assurées par les mêmes agents au sein des établissements. Enfin, le périmètre fixé initialement, focalisé sur la chimie et l'hydrobiologie, se révèle être un frein pour aborder certains aspects connexes de l'évaluation de l'état des masses d'eau dans son ensemble, telles que l'hydrologie, la morphologie fluviale et lacustre, les flux de nutriments ou de polluants dans les hydrosystèmes ou l'écotoxicologie.

Un schéma stratégique : pas de transfert et d'appui sans actions de recherche amont

Par vocation, un laboratoire de référence est dédié à l'appui aux pouvoirs publics et au transfert aux opérateurs. Toutefois, il doit conserver une réelle capacité d'innovation et de pertinence scientifique en s'appuyant sur les travaux de recherche menés dans les établissements scientifiques qui le constituent. Il est donc indispensable que le programme d'Aquaref s'articule autour d'un équilibre entre actions très opérationnelles et actions de recherche et développement, en lien direct avec les équipes de recherche. L'évolution du contexte et des méthodes disponibles doit conduire à un élargissement des champs de compétence d'Aquaref pour conserver une vision d'ensemble et une capacité prospective. Le périmètre d'action d'Aquaref devra donc s'ouvrir, encore plus qu'aujourd'hui, aux nouveaux outils et méthodologies de surveillance telles que la télédétection, l'ADN environnemental ou l'écotoxicologie, et aux nouveaux contaminants, tels que les microplastiques et les métaux critiques (*technical critical elements*, TEC). De même, les enjeux primordiaux tels que la biodiversité ou le changement climatique, maintenant intégrés dans les politiques et orientés par des directives européennes, rendent indispensable une vision transversale élargie pour conserver l'acuité nécessaire à l'appui aux politiques publiques sur l'eau.

Une évolution contextuelle

Ce consortium d'établissements scientifiques et techniques publics a apporté une vision holistique et une coordination nécessaires dans un schéma comportant de multiples acteurs, mais le contexte a assez fortement évolué depuis la création d'Aquaref. Un premier élément conditionnant cette évolution est l'agenda de mise en œuvre de la DCE lui-même, qui a fait passer des besoins de création des outils et méthodes à ceux de leur utilisation en routine par les partenaires ou de compléments de méthodes, voire à ceux de nouveaux outils pour préparer l'après-2027. Un deuxième élément, qui déstabilise l'architecture mise en place, tient à l'orientation des politiques publiques qui conduisent à une redéfinition de la géométrie des services de l'État et des organismes publics partenaires d'Aquaref ainsi qu'à une accélération de l'externalisation (voir l'article de Bouleau et Chauvin p. 70-75 dans ce même numéro), dans un contexte de moyens alloués fortement contingentés. Le positionnement d'Aquaref en tant que laboratoire de référence se trouve questionné par ces évolutions, même si le besoin initial reste d'actualité et a été réaffirmé dans la programmation actuelle. La diminution drastique des moyens attribués aux établissements pour assurer ces missions (50 à 70 % de baisse en cinq ans) et la multiplication concomitante des voies de financement, dont certaines sous la forme de marchés concurrentiels (les appels à manifestation d'intérêt de l'OFB, par exemple), induisent une distorsion sévère entre les missions d'appui d'un consortium public dit de référence et des obligations nouvelles de recherche de financement pour assurer ces missions. D'autant que ces actions sont parfois en périphérie des missions de certains établissements qui ont un statut d'instituts de recherche.

Au vu de ce bilan d'action d'Aquaref, le positionnement pérenne d'un tel laboratoire de référence s'avère toujours répondre à un besoin des pouvoirs publics. Pour répondre pleinement à ses objectifs en partenariat étroit avec les pouvoirs publics, il devra toutefois passer à la fois par un financement adapté à ses missions d'intérêt public, en volume et en modalités, et par l'adaptation de son périmètre d'action à l'évolution du contexte stratégique et des enjeux de la surveillance des milieux aquatiques. ■

Les auteurs

Christian CHAUVIN

INRAE, UR EABX, 50 avenue de Verdun,
F-33612 Cestas Cedex, France.

✉ christian.chauvin@inrae.fr

Marina COQUERY

INRAE, UR RiverLy,
5 rue de la Doua, CS 20244,
F-69625 Villeurbanne, France.

✉ marina.coquery@inrae.fr

Anne MORIN

INERIS,
Parc technologique Alata, BP 2,
F-60550 Verneuil-en-Halatte, France.

✉ anne.morin@ineris.fr

EN SAVOIR PLUS...

- 📖 **AGENCE FRANÇAISE POUR LA BIODIVERSITÉ**, 2018, Amélioration de la surveillance des milieux aquatiques. Aquaref, un bilan pour les 10 ans, *Les rencontres*, n° 57, août 2018
- 📖 **ARGILLIER, C., CHAUVIN, C., LEPAGE, M., LOGEZ, M., SOUCHON, Y., VILLENEUVE, B.**, 2020, 20 ans de recherche pour le développement des méthodes hydroécologiques en appui à la Directive-cadre européenne sur l'eau, INRAE, 105 p., <https://hal.inrae.fr/hal-03080510/>
- 📖 **DURAND, F., GAUMAND, C., VERREL, J.-L.**, 2006, *Propositions pour la constitution d'un laboratoire de référence dans le domaine de l'eau et des milieux aquatiques*, Rapport de l'Inspection générale de l'environnement, N° IGE/05/070, 52 p., <https://www.vie-publique.fr/sites/default/files/rapport/pdf/064000733.pdf>
- 📖 **MATHON, B., DABRIN, A., ALLAN, I., LARDY-FONTAN, S., TOGOLA, A., GHESTEM, J.-P., TIXIER, C., GONZALEZ, J.-L., ALASONATI, E., FERREOL, M., DHERRET, L., YARI, A., RICHARD, L., MOREIRA, A., EON, M., DELEST, B., POLLONO, C., MUNSCHY, C., NOEL-CHERY, E., EL MOSSAOUI, M., STAUB, P.-F., MAZZELLA, N., MIÈGE, C.**, 2021, Les échantillonneurs intégratifs passifs, des outils pertinents pour améliorer la surveillance réglementaire de la qualité chimique des milieux aquatiques ?, *Techniques Sciences Méthodes*, n° 6, p. 57-71, <https://doi.org/10.36904/tsm/202106057>
- 📖 **MIÈGE, C., MAZZELLA, N., SCHIAVONE, S., DABRIN, A., BERHO, C., GHESTEM, J.-P., GONZALEZ, C., GONZALEZ, J.-L., LALERE, B., LARDY FONTAN, S., LEPOT, B., MUNARON, D., TIXIER, C., TOGOLA, A., COQUERY, M.**, 2012, An in situ intercomparison exercise on passive samplers for monitoring metals, polycyclic aromatic hydrocarbons and pesticides in surface waters, *Trends in Analytical Chemistry*, vol. 36, p. 128-43, <http://dx.doi.org/10.1016/j.trac.2012.01.009>
- 📖 **SOULIER, C., BOITEUX, V., CANDIDO, P., CAUPOS, E., CHACHIGNON, M., COUTURIER, G., DAUCHY, X., DEVIER, M.-H., ESPERANZA, M., FILDIER, A., GARDIA-PAREGE, C., GUIBAL, R., LE ROUX, J., LEROY, G., LESTREMAU, F., LISSALDE, S., NOYON, N., PIRAM, A., VULLIET, E., MARGOUM, C.**, 2021, La spectrométrie de masse haute résolution pour la recherche de micropolluants organiques dans l'environnement, *Techniques Sciences Méthodes*, n° 6, p. 43-54, <https://doi.org/10.36904/tsm/202106043>
- 📖 **WACH, M., GUÉGUEN, J., CHAUVIN, C., DELMAS, F., DAGENS, N., FERET, T., LORIOT, S., TISON-ROSEBERY, J.**, 2019, Probability of misclassifying river ecological status: A large-scale approach to assign uncertainty in macrophyte and diatom-based biomonitoring, *Ecological Indicators*, vol. 101, p. 285-295, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.028>



Indicateurs biologiques et méthodes d'évaluation pour la directive cadre européenne sur l'eau : un contexte cadré, des approches novatrices, des enjeux essentiels

La directive cadre européenne sur l'eau a placé l'hydrobiologie au cœur de l'évaluation de la qualité des milieux aquatiques. Dans ce contexte, la bioindication est redevenue une discipline très active de l'écologie, soutenue par des enjeux sociétaux forts. Dans cet article, les auteurs présentent un aperçu des différents aspects du contexte dans lequel les indicateurs biologiques et les méthodes d'évaluation ont été développés, principalement pour les cours d'eau et les estuaires. Ils montrent au-delà les enjeux auxquels ces travaux doivent faire face.

Des indices biologiques aux méthodes d'évaluation : des prescriptions méthodologiques, des questions scientifiques

L'utilisation d'indices biologiques pour évaluer l'état de pollution des cours d'eau est apparue en Europe dès le début du vingtième siècle avec les indices saprobies¹ proposés par Kolkwitz (Kolkwitz et Marsson, 1909). En France, c'est avec la thèse de Jean Verneaux, soutenue en 1973 à l'université de Besançon, que cette approche a été rendue opérationnelle et utilisable à une large échelle. L'approche de bioindication est fondée sur les notions de niche écologique² et de taxons indicateurs³, qui considèrent que la composition et la structure des peuplements est en équilibre avec les paramètres de son environnement. Une réponse assez fine peut être obtenue en utilisant des modèles stress-réponse pour les espèces indicatrices (Gerhardt, 2002). En analysant ces peuplements, il est donc possible d'en tirer des informations sur les conditions qui règnent dans le milieu considéré.

L'objectif est alors de disposer d'une méthode intégratrice pour mettre en évidence la pollution des cours d'eau et ses effets délétères sur les organismes vivants. Ces indices, historiquement basés sur les macroinvertébrés benthiques, ont été perfectionnés et rapidement intégrés au panel d'outils utilisables en routine dans les réseaux de mesure de la qualité de l'eau. Dès la fin des années 1970, les grilles multi-usages qui permettaient d'affecter une classe de qualité à partir d'une série d'analyses prévoyaient l'utilisation de plusieurs indices basés sur l'échantillonnage des invertébrés, dont l'IBG (indice biologique global).

Ce principe a été développé pour conduire en France à l'élaboration de plusieurs indices, en cours d'eau et en plans d'eau, dont les versions adaptées à une application en routine ont rapidement été mises en œuvre dans les réseaux de mesure : IBGN (invertébrés benthiques), IBD (diatomées), IBMR (macrophytes en rivière), IPR (poissons), IOBS (vers oligochètes)⁴. Cet objectif très opéra-

1. Les saprobies désignent des associations d'organismes aquatiques d'eau douce vivant dans des eaux riches en matières organiques.
2. Place viable qu'occupe et rôle qu'assure une espèce dans l'écosystème, en interactions avec les conditions environnementales (notion de biotope) et avec les autres organismes vivants, dont les relations trophiques
3. Taxons (généralement espèces) sensibles à certaines caractéristiques du milieu dans lequel ils vivent, utilisés comme indicateurs de ces caractéristiques (espèces caractéristiques d'eau froide, de charge faible en nutriments, etc.).
4. IBGN : indice biologique global normalisé ; IBD : indice biologique diatomées ; IBMR : indice biologique macrophytique en rivière ; IPR : indice poissons rivière ; IOBS : indice oligochètes de bioindication des sédiments.

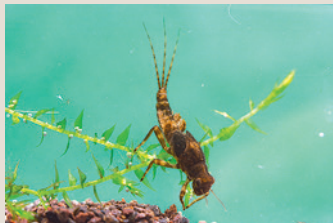
❶ Les éléments biologiques sur lesquels s'appuie l'évaluation de qualité biologique au sens de la directive cadre européenne sur l'eau : le phytoplancton (a), les macroinvertébrés benthiques (une éphémère, b), le phytobenthos (diatomées, c), les macrophytes (d), l'ichtyofaune (e).

a



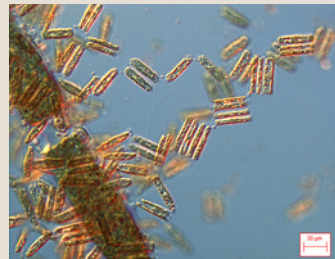
© C. Laplace-Treytore - INRAE

b



© J.-P. Balmain - INRAE

c



© C. Laplace-Treytore - INRAE

d



© C. Chauvin - INRAE

e



© M. Daufresne - INRAE

tionnel a été traduit par une démarche de normalisation portée par l'AFNOR, pour disposer de référentiels techniques validés compatibles avec leur prescription réglementaire et opérationnelle dans les cahiers de charges de marchés publics, par exemple.

La mise en œuvre de la DCE, directive cadre européenne sur l'eau, a rendu obligatoire l'utilisation d'indicateurs pour les éléments biologiques sur lesquels doit s'appuyer l'évaluation de l'état écologique, et, par défaut, pour toutes les catégories de masses d'eau entrant dans le périmètre de la DCE (à l'exception des eaux souterraines). Pour les cours d'eau, il s'agissait principalement de mettre en conformité les indices existants, mais pour les autres types de masses d'eau que sont les lacs, les estuaires, les lagunes, les milieux littoraux, de tels indices n'avaient que très rarement été développés. Il s'agissait donc d'une demande nouvelle et urgente adressée aux scientifiques, de disposer d'indicateurs biologiques permettant d'évaluer l'état écologique de ces masses d'eau dans un cadre méthodologique harmonisé.

Les prescriptions méthodologiques de la directive cadre européenne sur l'eau

La DCE, dans son annexe V, définit un cadre pour les méthodes d'évaluation : l'évaluation de l'état écologique doit être basée sur quatre éléments de qualité biologique, que sont le phytoplancton, les macroinvertébrés ben-

thiques, le phytobenthos et les macrophytes (dissociés dans la plupart des méthodes), l'ichtyofaune (figure ❶). Les données hydrobiologiques doivent être décrites par leur composition assortie de l'abondance de chaque taxon. D'autres critères peuvent s'y ajouter, comme l'âge des individus pour les poissons dans les masses d'eau douces, par exemple (les poissons ne sont pas suivis dans les eaux côtières). Les indicateurs doivent répondre à l'ensemble des pressions anthropiques listées par la directive. Cette réponse doit être graduée, de manière à pouvoir distinguer cinq classes d'état, dont les deux plus élevées (bon état et très bon état) portent un enjeu fort, car elles constituent un objectif obligatoire et réglementaire pour toutes les masses d'eau⁵. L'état doit être évalué sous la forme d'un écart à un état de référence, spécifique de chaque type de masses d'eau considérées. Enfin, les seuils de classes d'état sont définis sur cette échelle de 0 à 1 correspondant à l'écart à la référence (l'EQR, *ecological quality ratio* de la DCE). Il s'agit d'extraire une information quantifiée de la perturbation liée aux activités anthropiques, en s'affranchissant de la variabilité typologique et naturelle de milieux aquatiques très différents dans leur nature et leur fonctionnement. Ces prescriptions méthodologiques permettent en théorie de rendre comparables les résultats de l'évaluation, quelles que soient les catégories de masses d'eau considérées, les types nationaux, les écorégions⁶ ou les pays.

5. L'objectif environnemental principal de la Directive européenne sur l'eau est l'atteinte du bon état écologique et chimique pour toutes les masses d'eau naturelles, au plus tard en 2027.

6. Zone géographique définie par l'homogénéité de ses caractéristiques abiotiques (géomorphologie, géologie, pluviométrie, pentes, etc.), conditionnant des peuplements végétaux et animaux différents. Vingt-deux hydroécocorégions principales ont été définies en France métropolitaine pour les besoins de la mise en œuvre de la DCE, permettant d'identifier 124 types de cours d'eau (Wasson *et al.*, 2002).

► D'autres principes ne sont pas explicités dans l'annexe technique de la DCE, mais doivent être respectés pour arriver in-fine à des méthodes DCE-compatibles : une qualité maîtrisée des données collectées, la possibilité technique de subir un inter-étalonnage entre les méthodes de tous les États membres, une conformité aux normes européennes applicables.

Des indices « années 80 » à l'évaluation DCE

Les indicateurs biologiques développés en cours d'eau et disponibles en 2006 pour la surveillance des milieux aquatiques fournissaient généralement une note chiffrée, le plus souvent de 0 à 20, sur une échelle correspondant à la métrique sur laquelle était construit l'indicateur. Par exemple, l'IBGN était surtout sensible à l'impact des substances consommatrices d'oxygène ou de certains toxiques, l'IBMR traduisait un niveau trophique global, l'IBD réagissait de façon assez rapide à la qualité de l'eau elle-même, l'IOBS était plus spécifiquement sensible à la contamination métallique des sédiments.

L'exploitation des résultats obtenus était affaire d'experts, qui interprétaient les informations à la lumière de la connaissance des milieux concernés et du détail de la liste taxinomique. Pour répondre aux prescriptions méthodologiques de la DCE, le développement des méthodes a suivi plusieurs étapes : des travaux préliminaires qui ont produit une typologie pour chacune des catégories de masses d'eau, l'analyse des réponses des métriques biologiques aux différentes catégories de pressions anthropiques, le calcul de valeurs de référence pour chacune des méthodes et enfin la fixation de seuils de classes de qualité biologique sur l'échelle des EQR.

Standardiser l'acquisition des données

Les protocoles d'acquisition de données qui ont été construits ou révisés pour focaliser uniquement sur la production de données hydrobiologiques, adaptées à une mise en œuvre en routine par de nombreux opérateurs, se prêtent à l'application d'une démarche qualité standardisée, et, enfin, sont compatibles avec les normes techniques développées par le CEN (Comité européen de normalisation). Ces aspects formels ne sont pas à négliger, car ils entrent dans le champ d'obligations réglementaires⁷. Il convient donc que les documents techniques puissent supporter une utilisation en tant que référentiel pour les procédures d'accréditation. De même, la compatibilité avec les normes européennes est rendue obli-

gatoire par le droit communautaire. Ces dispositions ont amené dès 2008 à mettre en œuvre en France une stratégie pour assurer la plus grande pertinence et applicabilité des référentiels techniques sur le territoire national en se dotant de normes françaises (encadré 1), tout en veillant à leur compatibilité avec les normes européennes, afin de pouvoir justifier de leur maintien et de leur utilisation en surveillance DCE. Il faut noter à ce sujet que les méthodes utilisées pour la surveillance par chaque État membre sont validées par la Commission européenne sous la forme d'un avis de la CE, et revêtent à ce titre un caractère réglementaire supplémentaire.

Développer des indicateurs qui répondent aux pressions

Certains indicateurs précédemment utilisés en routine ne répondaient pas aux critères exigés par la DCE. C'était en particulier le cas de l'IBGN. En usage depuis le début des années 1980, l'IBGN est calculé à partir d'une liste taxinomique dont le niveau de précision était insuffisant pour répondre à la définition d'« inventaire taxinomique » de la DCE.

En revanche, plusieurs autres indices biologiques existants répondaient aux critères d'éligibilité : l'IBMR et l'IBD, par exemple, ont été construits pour donner une évaluation d'un niveau trophique incluant l'effet de l'ensemble des paramètres du milieu, pour ce qui est de l'eau (IBD) ou l'ensemble du milieu aquatique (IBMR). De nouvelles approches ont été suivies pour répondre aux exigences de réponse des indicateurs à l'ensemble des pressions définies par la DCE. Elles ont en particulier produit des indicateurs multimétriques, qui prennent en compte de façon explicite les différents types de pressions, combinées dans un indicateur complexe (figure 2). L'indicateur ELFI, pour les estuaires (Delpéch *et al.*, 2010), et l'I₂M₂, indice invertébrés multimétrique pour les cours d'eau (Mondy *et al.*, 2012), ont été les premiers indicateurs spécifiquement développés en réponse aux besoins de la mise en œuvre de la DCE en France.

L'inter-étalonnage européen : un exercice obligé

La DCE prévoit une obligation d'inter-étalonnage des méthodes utilisées par les États membres pour l'évaluation de l'état des masses d'eau. Cette obligation vise à assurer la comparabilité du classement de l'état écologique entre écorégions et entre pays, pour que, en particulier, les objectifs environnementaux aient le même

1 COMMENT STABILISER DES INDICATEURS BIOLOGIQUES BASÉS SUR UNE TAXINOMIE ÉVOLUTIVE ?

L'appellation des taxons est soumise à une évolution parfois assez rapide. La floristique et la faunistique sont en évolution constante et amènent des changements de noms, des regroupements ou des distinctions de taxons nouveaux. Les indicateurs, qui s'appuient sur des listes de taxons-référence, sont donc susceptibles de dériver au cours du temps, de plus en plus de taxons contributifs au calcul n'étant plus reconnus dans les données issues de la surveillance. Pour pallier ce problème, une veille constante est réalisée par des groupes d'experts, en particulier dans une forge numérique mise en place et gérée par l'Office français de la biodiversité. Les référentiels taxinomiques spécifiques aux méthodes sont mis à jour pour conserver aux outils de calcul nationaux tel que le SEEE, système d'évaluation de l'état des eaux, leur pertinence et leur robustesse.

7. En France, le Code de l'environnement rend obligatoire l'agrément par l'État des opérateurs produisant des données de surveillance réglementaire. Cet agrément repose principalement sur l'accréditation, délivrée par le COFRAC (Comité français d'accréditation). Cette accréditation suit à la fois des référentiels de qualité (norme NF EN ISO 17025) et techniques (les normes françaises ou européennes applicables sur lesquelles le laboratoire demande l'accréditation). Cet agrément est encadré par l'arrêté ministériel du 27 octobre 2011, en cours de révision en 2021.

sens sur l'ensemble du territoire européen. Le principe initial est de comparer le classement de sites d'un jeu de données d'inter-étalonnage, vu par les différentes méthodes nationales.

Plusieurs voies sont proposées, mais il s'est rapidement avéré que cet inter-étalonnage était plus complexe que ce qui était envisagé (par ex. : méthodes nationales parfois pas toutes développées, typologies nationales divergentes...) rendant nécessaire des approximations pour conduire l'exercice de façon partielle. À cette occasion, des débats sur le contenu et la signification des méthodes d'évaluation nationales ont fait progresser la notion de bon état au niveau européen, mais ont aussi contraint certains pays à modifier leurs méthodes afin de fournir des résultats conformes aux principes retenus dans chaque groupe d'inter-étalonnage. Ces ajustements ont parfois déstabilisé les méthodes concernées, en modifiant partiellement des systèmes de seuils de classes ou de valeurs de référence qui avaient été ajustés de façon cohérente au niveau national mais qui se retrouvaient trop éloignés de la vision moyenne des autres outils de classification développés dans la région géographique européenne concernée.

Formellement, l'inter-étalonnage aboutit à un avis de la Commission, qui s'impose à tous les États membres. Faire évoluer une méthode nationale ou en mettre une nouvelle en œuvre comporte donc des contraintes fortes, et doit suivre une procédure de raccordement et de validation parfois techniquement complexe. La marge de manœuvre méthodologique ou stratégique pour l'évaluation s'en trouve réduite.

Le défi des références

La DCE définit la valeur de référence d'un indicateur ou d'un paramètre comme celle attendue en situation naturelle, c'est-à-dire non ou très peu impactée par les activités humaines. Cette définition simple et claire ouvre cependant un vaste champ de débat. En effet, ce concept peut être abordé de différentes manières par la

DCE : approche spatiale (réseau de sites de référence), ou approche de modélisation (prédictive ou à postériori), avec la possibilité de les nuancer par des éléments complémentaires, tels les données historiques ou paléologiques ou l'avis d'expert. Les options méthodologiques restent donc ouvertes, pour ce qui reste finalement une notion large et assez floue.

En France, l'option majoritairement prise, lorsque les données disponibles l'ont permis, a été de rechercher des sites caractéristiques de conditions très peu impactées et de les organiser dans un réseau dit de référence. La démarche a été basée sur une approche d'analyse spatiale par SIG (système d'information géographique), en suivant les prescriptions données par les documents techniques d'encadrement (*European Communities, 2003*). Pour l'exemple des cours d'eau, après vérification de la conformité de la qualité chimique (macropolluants tels que l'ammonium ou le phosphore), un réseau de 296 sites de référence a été validé (Mengin *et al.*, 2009). Pour les plans d'eau, ce sont seulement 28 sites (dont 7 correspondant à des retenues artificielles) qui ont été retenus. Sur ces sites, tous les éléments biologiques ont été analysés, trois années consécutives (2005-2007). Le postulat est que si ces sites sont en conditions de référence, les peuplements qui y vivent sont ceux que l'on peut attendre en conditions non perturbées, et, en conséquence, les indicateurs que l'on peut calculer fournissent des valeurs de référence.

Toutefois, un des principaux écueils rencontrés tient au fait que les valeurs de référence n'ont de pertinence qu'à l'échelle du type de masses d'eau, afin de prendre en compte les effets des facteurs environnementaux naturels. Or, la répartition de la pression anthropique sur le territoire national n'est pas homogène et rend l'exercice difficile voire impossible pour certaines hydroécories comme le littoral méditerranéen, les plaines de grande culture ou d'élevage intensif (Sud-Ouest, Bretagne) et les zones et couloirs à forte concentration urbaine et indus-

② La réponse des indicateurs aux différents types de pression. Un exemple de résultats de modèles de régression pour l'IzM2, l'IBD₂₀₀₇ et l'IPR+. Les métriques représentées en gris foncé ont un impact négatif sur l'indice (abaissement de sa valeur), celles en gris clair ont un impact positif. Celles qui n'ont pas d'effet significatif apparaissent en blanc. (Villeneuve *et al.*, 2015).

Variables	coefficient	IzM2			IBD			IPR+		
		coefficients de régression normalisés	p-value	coefficient	coefficients de régression normalisés	p-value	coefficient	coefficients de régression normalisés	p-value	
phosphore total	-0.02462		0.00000	-0.01966		0.00000	-0.01651		0.00001	
nitrate	-0.00140		0.64546	-0.00130		0.09317	-0.00648		0.00001	
nitrite	-0.03173		0.00000	-0.01572		0.00000	-0.01634		0.00000	
ammonium	-0.03069		0.00000	-0.01769		0.00000	-0.01426		0.00002	
DBO5	-0.00690		0.02156	-0.01249		0.00002	-0.01324		0.00000	
oxygène dissous	0.01412		0.00001	0.01010		0.00000	0.01580		0.00006	
matière en suspension	-0.00637		0.00037	-0.00021		0.77436	-0.00271		0.11451	
espaces naturels	0.00242		0.05064	0.01351		0.00000	0.01216		0.00000	
agriculture faible impact	0.01719		0.00002	-0.01236		0.00024	0.00366		0.00745	
agriculture intensive	-0.01019		0.00021	-0.00521		0.00036	-0.01355		0.00000	
urbanisation	-0.02377		0.00003	-0.01166		0.00000	-0.01055		0.00134	
drainage	-0.00111		0.69572	-0.00662		0.00007	-0.00768		0.00018	
irrigation	-0.01183		0.00725	-0.00221		0.06050	-0.00721		0.00000	
érosion	-0.00205		0.45775	-0.00001		0.99253	-0.00384		0.03669	
rectitude	-0.01817		0.00042	0.00021		0.87218	-0.00656		0.00245	
végétation lit majeur	0.00238		0.36530	0.00966		0.00001	0.00549		0.00002	
végétation 30m	0.00388		0.15682	0.00643		0.00225	0.00709		0.00010	
végétation 10m	0.00737		0.02154	0.00441		0.02344	0.00574		0.00159	
plans d'eau lit majeur	-0.00265		0.37405	-0.00772		0.00750	-0.00385		0.00137	
surlargeur	-0.00147		0.71351	-0.00359		0.10467	-0.00022		0.91031	
urbanisation 100m	-0.01634		0.00003	-0.00442		0.04600	-0.00205		0.05932	
digues lit majeur	-0.01092		0.00090	-0.00307		0.08741	-0.00186		0.12930	
digues lit mineur	-0.00877		0.00285	-0.00446		0.00542	-0.00234		0.16697	
routes lit majeur	-0.00999		0.00007	-0.00219		0.18547	0.00005		0.95338	
routes lit mineur	-0.00551		0.08920	-0.00344		0.00595	-0.00067		0.48495	
seuils	-0.01396		0.00043	-0.00001		0.99732	-0.00249		0.04774	

► trielle (sillon rhodanien, Ile-de-France). Afin de pallier ce problème, plusieurs approches ont été utilisées : la correction des valeurs à dire d'expert, la comparaison avec les valeurs représentatives des sites les moins dégradés, la comparaison avec les valeurs obtenues dans d'autres pays pour des types similaires, ou des modèles d'extrapolation et de *benchmarking* (modélisation sur la base de situations de comparaison) comme cela a été le cas pour les estuaires où aucun site de référence n'a pu être caractérisé.

La notion méthodologique de *référence* n'est donc pas parfaitement définie pour l'ensemble des types de masses d'eau à l'échelle nationale. Il s'agit parfois de *référence par défaut*, mais d'autres éléments doivent également être considérés : certains paramètres concrets interviennent, comme l'évolution des conditions de référence elles-mêmes. C'est le cas par exemple pour une modification de l'occupation des sols effective dans certaines régions ou pour l'évolution induite par le changement climatique. Pour assurer la stabilité de l'évaluation au regard de l'objectif (quantification de l'impact anthropique), les valeurs de référence seront révisables sur la base d'un suivi à long terme des sites du *réseau de référence pérenne*, mis en place pour fournir des informations à partir de sites témoins de cette évolution.

D'autres éléments interférant avec la notion de référence tiennent aux contraintes des questionnaires : si certaines références constituent des objectifs trop ambitieux au regard de la réalité des pressions, l'évaluation risque d'afficher un état non conforme avec les objectifs environnementaux pour lesquels l'État s'est engagé, sans possibilité d'action suffisante. Le risque de non-atteinte du bon état en 2027, horizon ultime fixé par la DCE, peut alors être

réel. Ce constat questionne la définition du concept de *référence*, qui glisse de la notion de conditions quasi exemptes d'impacts anthropiques à celle du meilleur état possible compte tenu des activités humaines présentes et passées. On voit par ces exemples que ces concepts de référence dépassent les approches scientifiques pour rencontrer des enjeux importants. Cette réflexion actuelle rejoint nécessairement, pour des raisons opérationnelles⁸, celle de restauration des milieux aquatiques et de l'état final qu'il est pertinent de fixer, d'où la notion d'état *choisi* et non d'état *de référence*.

Fixer des seuils de classes de qualité

Ces seuils ont été définis de différentes façons, en fonction principalement des données qui étaient disponibles pour établir des modèles de réponse pression-impact. Le modèle de réponse écologique est théoriquement sigmoïde (figure 8), avec une succession de phases de résistance des communautés lorsque la pression est faible, puis un décrochement lorsque la pression devient impactante, suivi d'une phase d'effondrement avec l'accentuation de la pression, puis enfin une phase de stabilisation de communautés résistantes à une pression élevée. La forme de ce modèle théorique explique que les classes de qualité biologique ne sont pas réparties de manière homogène sur l'échelle des EQR. Alors qu'une pression relativement faible suffit à modifier le système biologique, les peuplements varient beaucoup moins pour des conditions dégradées, même pour des pressions très fortes.

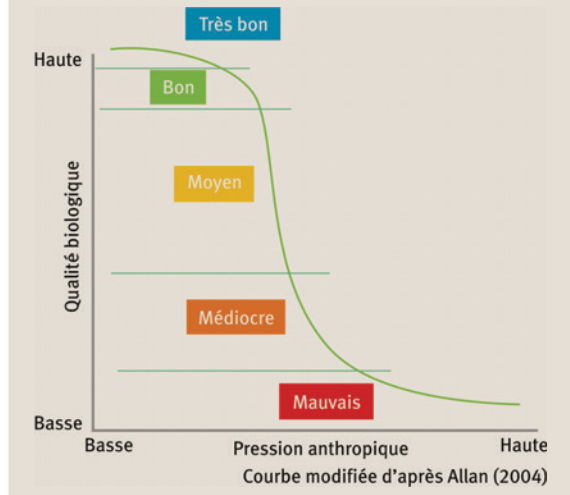
Dans le contexte de l'évaluation DCE, une implication importante de ce type de modèle est que la limite entre le bon état et l'état moyen, qui constitue un enjeu fort en termes d'obligation de gestion, se situe dans le début de réponse forte du système biologique. C'est donc la zone où la variabilité est très élevée, et donc l'évaluation la plus incertaine. Cette constatation a des implications qu'il ne faut pas négliger quant à l'utilisation des résultats pour l'orientation des politiques et la prise de décision, pour lesquelles l'incertitude est une notion forcément inconfortable.

La surveillance et l'évaluation du futur

La boîte à outils méthodologique nécessaire à la mise en œuvre de la DCE en France n'est pas encore complète, vingt ans après la publication de la directive, mais elle a été garnie d'outils assez robustes et suffisants pour avoir les moyens d'une gestion cohérente des objectifs environnementaux. En ce début de troisième et dernier cycle, la réflexion sur « l'après-DCE » a été engagée, tant sur les aspects stratégiques et politiques que sur les aspects méthodologiques.

Un des principes qui guideront les orientations futures correspond d'une part au maintien des acquis de plus de vingt-cinq ans de suivi et de gestion, d'autre part à l'optimisation de la surveillance. L'expérience acquise permet d'envisager le développement de méthodes qui seront plus informatives, plus intégratrices, et peut-être d'un coût moindre dans leur mise en œuvre.

8. Modèle théorique de réponse d'un peuplement à la dégradation de son environnement et répartition des classes de qualité biologique. La réponse n'est pas linéaire, la répartition des seuils n'est pas équidistante, les seuils à fort enjeu (TBE/BE/EM) se situent le plus souvent dans les zones les plus instables de la courbe de réponse.



8. Rappelons que la DCE rend obligatoire la mise en place de mesures pour assurer le retour au bon état de toutes les masses d'eau naturelles qui n'atteignent pas cet objectif.

Des évolutions se dessinent, en prévision d'un complément aux protocoles de suivi et d'évaluation actuels, voire de leur remplacement à moyen ou long terme. Il s'agit en particulier des progrès réalisés dans l'utilisation de méthodes biomoléculaires pour les inventaires biologiques. Certaines de ces techniques sont suffisamment développées pour être proches du transfert opérationnel. Elles ouvrent un large champ d'investigation méthodologique, voire l'extension de l'approche hydrobiologique aux catégories de masses d'eau qui n'en faisaient pas l'objet (les eaux souterraines, en particulier). Deux utilisations de ces techniques peuvent être envisagées : remplacer les techniques d'échantillonnage existantes en continuant d'appliquer les méthodes d'évaluation actuelles, ou concevoir de nouvelles approches de bioindication, basées sur des métriques biomoléculaires utilisées en indicateurs de stress environnemental. Dans le premier cas, il reste à s'assurer de la cohérence de l'évaluation réalisée avec une technique d'échantillonnage différente de celle utilisée pour concevoir la méthode. Dans le second cas, les développements nécessitant de reprendre les processus de conception des méthodes d'évaluation *de novo*, ils seront à mener en priorité sur les milieux où les approches classiques rencontrent des limites comme dans le cas des départements d'outremer ou des très grands cours d'eau (encadré 9). La capacité des opérateurs nationaux et européens reste également à évaluer et à développer, pour une mise en œuvre généralisée et fiable de ce qui apparaît aussi comme un marché qui s'ouvre pour des laboratoires traditionnellement non présents en surveillance des milieux aquatiques.

De même, des techniques applicables sur des échelles larges sont en cours de développement. La télédétection apporte déjà des informations utilisables sur les milieux marins côtiers, favorisée par l'évolution technique rapide des vecteurs aériens, en particulier les drones, et la disponibilité d'images aériennes et satellitaires de très haute définition. L'imagerie multispectrale ou hyperspectrale permet des suivis précis à haute fréquence, difficilement envisageables par d'autres techniques. Les phénomènes d'eutrophisation, l'extension des peuplements d'algues intertidales, font l'objet d'approches par ces moyens dont les résultats sont très positifs. Ces techniques devraient être directement transférables aux milieux aquatiques continentaux tels que les lacs, les estuaires et les très grands cours d'eau.

Un autre domaine d'évolution rapide concerne l'éco-toxicologie. La mise au point de protocoles utilisables sur le terrain (gammars engagés, par exemple) permet déjà d'appréhender l'effet sur le biote des pollutions multiples, en particulier les cocktails de micropolluants organiques. Ces méthodes, basées sur la réponse d'organismes modèles, n'entrent pas directement dans le champ des bioindicateurs tels qu'ils sont considérés par la DCE, mais pourraient constituer une passerelle pertinente entre les approches hydrobiologiques et les suivis chimiques. L'évaluation des effets réels sur les peuplements exposés aux contaminations dans les milieux

aquatiques pourrait être plus réaliste, et les coûts diminués par rapport à des techniques d'analyse chimique basées sur l'analyse non ciblée, par exemple.

Enfin, le développement et l'amélioration des techniques de modélisation des réponses pression-impact, sur la base du retour d'expérience et des données accumulées dans les réseaux de surveillance, permettront une évaluation plus fine et robuste de l'état de masses d'eau non suivies par des sites de surveillance hydrobiologique et chimique. Lorsqu'elles seront performantes et validées, ces approches constitueront des alternatives potentielles à une surveillance systématique, pour un certain nombre de types de masses d'eau et de paramètres.

Une des évolutions formelles à court terme concerne la manière d'exprimer les résultats du classement. Actuellement, les bornes de classes fixes fournissent, pour chaque élément de qualité, un classement sans mention de l'incertitude associée. Or, cette notion revêt une importance réelle pour les gestionnaires, en apportant des éléments d'aide à la décision. De plus, avec le principe édicté par la DCE du *one out, all out*⁹, savoir si un élément déclassant l'est de beaucoup ou faiblement a

9 DES LIMITES MÉTHODOLOGIQUES : LE CAS DES DÉPARTEMENTS D'OUTREMER ET DES TRÈS GRANDS COURS D'EAU

Pour certains types de masses d'eau, la méthodologie suivie pour le développement des indicateurs se heurte à certaines limites. Les départements d'outre-mer (DOM), particularité française, sont soumis aux mêmes obligations d'application de la directive que le territoire métropolitain excepté l'exercice d'inter-étalonnage en raison du caractère unique de ces territoires à l'échelle de l'Union européenne. D'ailleurs, la faune et la flore aquatique étant significativement différentes, les indicateurs doivent être développés de façon spécifique pour chacun des cinq DOM. Or ces territoires sont de petites tailles, avec des types de cours d'eau parfois peu biogènes, au moins pour les DOM insulaires. Les peuplements sont également souvent assez mal connus, par exemple pour la Guyane. De plus, les situations sont souvent très contrastées, entre des zones où les pressions anthropiques sont très faibles, d'autres, généralement littorales, où elles sont très fortes. Le gradient de pression est donc souvent décrit de manière déséquilibrée, tandis que le nombre et l'ancienneté des sites de suivis sont souvent insuffisants pour fournir toutes les données nécessaires à la construction d'indicateurs.

De même, les très grands cours d'eau de métropole constituent des systèmes écologiques naturellement plus complexes que les rivières de rang inférieur, mais avec un gradient de conditions (trophiques, en particulier) plus limité. Le principe méthodologique consistant à focaliser l'évaluation sur le chenal, sans tenir compte des milieux annexes ou des connectivités avec le lit majeur, restreint la vision des perturbations réelles que subissent ces hydrosystèmes. De plus, les difficultés et la complexité de l'échantillonnage rendent difficile l'obtention de résultats suffisamment sensibles et comparables avec ceux produits pour les autres types de cours d'eau. À l'heure actuelle, toutes les méthodes ne sont pas encore opérationnelles pour ces systèmes, ni en France ni dans les autres pays européens. De plus, ces grands cours d'eau subissent un impact anthropique généralisé souvent fort, de par la très vaste surface de territoire qu'ils drainent et les enjeux sociétaux et économiques concentrés sur les grands axes hydrographiques et les plaines alluviales.

9. *One out, all out* : ce principe de l'élément le plus déclassant est souvent jugé très sévère, car il déclassé mécaniquement les situations écologiquement particulières ou les sites sur lesquels le suivi est le plus complet. En effet, l'utilisation de quatre paramètres entraîne statistiquement plus de déclassement qu'une évaluation basée sur seulement deux paramètres. De même, il rend délicat pour les gestionnaires l'ajout d'éléments ou de méthodes nouvelles dans les programmes de surveillance, qui risquerait de minorer la qualité affichée sur certains sites.

► un intérêt évident. Des travaux d'analyse systémique des sources d'incertitudes méthodologiques ont été menés par Irstea¹⁰, concernant plusieurs méthodes en cours d'eau et en plans d'eau. Ils ont abouti à des modèles permettant d'exprimer les résultats d'un classement non plus en classe brute, mais en probabilité de se trouver dans chacune des cinq classes. L'opérateur dispose ainsi d'une aide précieuse dans son jugement. Ces modèles mettent également bien en évidence que l'incertitude augmente fortement en se rapprochant des limites de classes, ce qui est logique, mais aussi que l'incertitude est plus importante pour les classes « stratégiques » que sont le très bon état, le bon état et l'état moyen, comme le laissaient présager les modèles théoriques. Intégrer systématiquement les incertitudes dans les résultats de classement nécessitera toutefois une évolution dans la façon de percevoir l'évaluation, en considérant l'erreur qui peut être associée à chaque résultat. Il s'agit de se réapproprié une certaine culture du risque souvent oubliée dans les politiques et décisions publiques.

Le développement de nouveaux outils de diagnostic est également un besoin, en complément des méthodes d'évaluation. Si ces dernières méthodes ont été mises au point en priorité pour répondre à l'obligation d'état des lieux et de rapportage¹¹, établir des programmes de mesures pertinentes et bien ciblées requière des outils informatifs sur les sources de pressions explicatives d'un état évalué comme dégradé. Il s'agit d'une part d'adapter au mieux les suivis et les mesures mises en place pour la restauration de la qualité, d'autre part de mesurer précisément les effets positifs de ces mesures. Or, plusieurs méthodes d'évaluation ont été élaborées pour répondre à l'ensemble des pressions anthropiques en les agrégeant, mais sans quantifier l'impact de chaque pression. Par conséquent, elles ne fournissent pas d'indication directement opérationnelle. Pour les poissons en estuaire, la situation est intermédiaire car les métriques sélectionnées l'ont été en raison de leur réponse à un type de pression pouvant orienter sur les mesures à prendre sans pour autant identifier de façon précise la pression responsable de la dégradation. La démarche de construction des outils de diagnostic est significativement différente, l'objectif étant de renseigner pour chaque pression sa probabilité d'altérer les communautés biologiques. Ces probabilités d'altération permettent ensuite de cibler les actions sur la pression ayant l'incidence la plus probable. Pour le moment focalisés sur les cours d'eau, ces outils ont été développés pour les invertébrés benthiques dès 2016 (Usseglio-Polatera *et al.*, 2016) et plus récemment pour les diatomées et les poissons. Des travaux initiés en 2021 compléteront ce type d'approche sur les macrophytes pour disposer à terme d'un outil intégrant l'ensemble des éléments biologiques et disposer d'un support au diagnostic riche, complet et précis, utilisant la réponse différentielle des éléments biologiques aux pressions.

L'évolution de la méthodologie d'évaluation et la mise en œuvre de nouveaux types d'indicateurs nécessiteront de faire évoluer les prescriptions techniques de la DCE. Les nouvelles approches envisagées sortent en effet du cadre strict de l'inventaire taxinomique assorti des abondances. S'il est tout à fait possible à chaque État membre d'utiliser d'autres types de méthodes pour le diagnostic, pas forcément DCE-compatibles mais apportant une information précise au gestionnaire, les documents d'orientation et de rapportage à la Commission européenne doivent, quant à eux, être basés sur des indicateurs et des méthodes conformes aux prescriptions communautaires.

En conclusions...

Avec la mise en œuvre de la DCE, les prescriptions méthodologiques explicites ou implicites ont amené à définir de nouveaux concepts pour les bioindicateurs utilisables dans les systèmes d'évaluation de l'état écologique des masses d'eau. Ce questionnement a engagé les scientifiques vers des domaines d'investigation qui n'avaient encore pas fait l'objet de recherches ou de développements, car ils correspondent à une vision opérationnelle et parfois simpliste des fonctionnalités écologiques des milieux aquatiques. La notion de référence ou les seuils de classes, par exemple, ou encore l'inter-étalonnage des méthodes européennes, comportent aussi une dimension stratégique voire politique, et les jeux de données initialement disponibles pour l'exercice étaient parfois un peu minces pour pouvoir assurer une validité scientifique forte. Les méthodes développées depuis vingt ans (Argillier *et al.*, 2020) dans des délais relativement courts ont montré leur pertinence et leurs performances, dotant la France d'outils bien adaptés quoiqu'encore incomplets, et posant des questions nouvelles au monde scientifique. Même si ces questions nécessitent encore des travaux, elles ont d'ores et déjà permis des avancées indéniables dans les concepts de la bioindication en milieux aquatiques.

Avec une réflexion de fond sur l'ensemble des éléments constitutifs d'une méthode d'évaluation, que sont les protocoles d'échantillonnage, les indicateurs, les référentiels et les seuils de classes, cette notion d'indicateurs biologiques a trouvé sa pleine application dans la création d'outils pour la DCE, en même temps qu'une forte légitimation scientifique. Elle s'est inscrite dans un contexte d'application très pragmatique et de transfert sociétal direct. En effet, des relations claires existent entre les approches scientifiques et les actions de mise en œuvre aussi variées que l'appui à la rédaction des textes réglementaires, la formation des opérateurs, la normalisation des protocoles, le maintien des outils de calcul nationaux ou l'encadrement des démarches qualité pour l'acquisition des données. Les scientifiques se sont d'ailleurs impliqués très fortement dans ces actions de transfert, comme par exemple le programme inter-établissements Aquaref¹².

10. Devenu INRAE en 2020 suite à sa fusion avec l'INRA.

11. Bilan régulier de l'ensemble du processus à l'Europe

12. Aquaref : laboratoire national de référence pour la surveillance des milieux aquatiques. Consortium formé par INERIS, INRAE, BRGM, Ifremer, LNE (voir l'article de Chauvin *et al.*, pages 16-21 dans ce même numéro).

Cet acquis scientifique et technique important a également engendré la mise en place de réseaux de travail entre chercheurs, experts, institutions et acteurs opérationnels de la surveillance des milieux aquatiques. Ces synergies seront à préserver quel que soit l'avenir de la DCE après la fin du troisième cycle de gestion en 2027. Même si le contexte politique européen n'est pas toujours totalement favorable à un investissement lourd dans la préservation et la restauration des milieux aquatiques, la Commission européenne a clairement affirmé l'intérêt et l'utilité majeurs de la directive sur l'eau, et laissé entendre que la suite sera construite :

"Good water management is important for the planet, people and the economy [...] In sum: the Directives are fit for purpose, with some scope to improve"¹³ (European commission, 2019). ■

Les auteurs

Christian CHAUVIN et Mario LEPAGE

INRAE, UR EABX, 50 avenue de Verdun,
F-33612 Cestas Cedex, France.

✉ christian.chauvin@inrae.fr

✉ mario.lepage@inrae.fr

Nicolas HETTE-TRONQUART

Office français de la biodiversité,
Direction de la recherche et de l'appui
scientifique, 12 cours Lumière,
F-94300 Vincennes, France.

✉ nicolas.hette-tronquart@ofb.gouv.fr

13. « Une bonne gestion de l'eau est importante pour la planète, les peuples et l'économie [...]. En bref, les directives sont adaptées à leur usage, avec quelques aspects à améliorer. ».

EN SAVOIR PLUS...

ARGILLIER, C., CHAUVIN, C., LEPAGE, M., LOGEZ, M., SOUCHON, Y., VILLENEUVE, B., 2020, *20 ans de recherche pour le développement des méthodes hydroécologiques en appui à la Directive-cadre européenne sur l'eau*, INRAE, 105 p., ✉ <https://hal.inrae.fr/hal-03080510/>

DELPECH, C., COURRAT, A., PASQUAUD, S., LOBRY, J., LE PAPE, O., NICOLAS, D., BOËT, P., GIRARDIN, M., LEPAGE, M., 2010, Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: The case of French estuaries, *Marine Pollution Bulletin*, n° 60, p. 908-918, ✉ <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00584047>

EUROPEAN COMMUNITIES, 2003, Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document n° 10, Rivers and Lakes – Typology, Reference Conditions and Classification Systems, Luxembourg, 94 p.

EUROPEAN COMMISSION, 2019, Fitness check of the Water Framework Directive, Groundwater Directive, Environmental Quality Standards Directive and Floods Directive, Brussels, 184 p.

GERHARDT, A., 2002, Bioindicator species and their use in biomonitoring, *Environmental monitoring*, 1, p. 77-123, ✉ <http://www.eolss.net/Sample-Chapters/C09/E6-38A-01-07.pdf>

KOLKWITZ, R., MARSSON, M., 1909, Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung, *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 2, p. 126-152, ✉ <https://doi.org/10.1002/iroh.19090020108>

MENGIN, N., BOUGON, N., CHANDESRIS, A., ORAISON, F., SOUCHON, Y., VALETTE, L., VILLENEUVE, B., 2009, Réseau de référence des eaux douces de surface – cours d'eau, Rapport Onema-Cemagref, 45 p., ✉ <https://hal.inrae.fr/hal-02593982>

MONDY, C.P., VILLENEUVE, B., ARCHAIMBAULT, V., USSEGLIO-POLATERA, P., 2012, A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach, *Ecological Indicators*, n° 18, p. 452-467, ✉ <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.013>

USSEGLIO-POLATERA, P., LARRAS, F., COULAUD, R., 2016, Bioévaluation des cours d'eau peu profonds basée sur le compartiment des macroinvertébrés benthiques : I2M2 et outil diagnostique – Livret-guide, 54 p.

WASSON, J.-G., CHANDESRIS, A., PELLA, H., BLANC, L., 2002, Définition des hydroécorégions de France métropolitaine. Approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés, Cemagref, 70 p. + annexes, ✉ <https://hal.inrae.fr/hal-02580774>

Une nouvelle génération d'indicateurs : l'exemple de l'indice invertébrés multimétrique I2M2

Pour répondre aux nouvelles règles d'évaluation fixées par la directive cadre européenne sur l'eau, les méthodes de bioindication basées sur l'observation des invertébrés ont été renouvelées et améliorées. Grâce à la combinaison de plusieurs métriques taxonomiques et fonctionnelles, le nouvel indice multimétrique I2M2 permet aujourd'hui de mieux évaluer l'état écologique d'un cours d'eau et d'améliorer la détection de certaines pressions liées aux activités humaines, comme par exemple la présence de micropolluants.



Les macroinvertébrés benthiques sont connus pour être de bons indicateurs de la nature et de l'intensité des perturbations auxquelles les écosystèmes aquatiques sont soumis. Leurs caractéristiques intrinsèques, et le fait qu'ils soient faciles à collecter, les placent à la base de la création de nombreuses méthodes et indices d'évaluation de la qualité du milieu aquatique. Depuis la création de l'indice saprobique en 1908, de nombreux indices biotiques ont vu le jour, comme l'indice biologique global normalisé (IBGN ; AFNOR, 2004) en France.

L'IBGN permet d'évaluer l'aptitude d'un milieu à héberger des macroinvertébrés en prenant en compte leur variété (de manière semi-quantitative), leur sensibilité à la pollution (via une liste de groupes faunistiques indicateurs principalement identifiés à la famille) et les habitats les plus biogènes. Il fournit alors une note de qualité du milieu variant de 0 à 20 interprétée en termes de « classe d'état écologique » (cinq classes de « mauvais » à « très bon » état).

Depuis 2000, la directive cadre européenne sur l'eau (DCE), fixe, via son annexe V, de nouvelles règles dans l'évaluation de la qualité des milieux aquatiques en prenant en compte à la fois les caractéristiques biotiques et abiotiques du milieu. Les outils utilisés nationalement doivent maintenant prendre en compte la typologie des masses d'eau, être exprimés sous forme de ratio par rapport à un état de référence (EQR) et, pour le compartiment des macroinvertébrés benthiques, être construits sur des métriques qui collectivement prennent en compte l'abondance, la diversité et le ratio « espèces sensibles sur espèces tolérantes ». Une métrique est un paramètre ou un ensemble de paramètres décrivant une fonctionnalité de l'écosystème. Par exemple, le taux d'espèces détritivores, la richesse taxonomique, la diversité¹...

En ce sens, l'IBGN n'est donc pas DCE-compatible, et malgré des essais d'adaptation (e.g. une expression en termes d'EQR), il peut difficilement être rendu totalement DCE-compatible sans une modification de l'indice lui-

1. Source : <https://hydrobio-dce.inrae.fr/quelques-definitions/>

❶ Larve de *Chloroperla*, les larves de Chloroperlidae comptent parmi les plus petites espèces de plécoptères (5 à 6 mm maximum), elles sont rhéophiles et indicatrices de très bonne qualité de l'eau de la rivière.



© J.-P. Balmain - INRAE

même. C'est pourquoi, comme de nombreux pays européens, la France a dû faire évoluer sa méthode nationale d'évaluation de l'état écologique des cours d'eau basée sur le compartiment « invertébrés aquatiques ». Il y avait deux contraintes à impérativement prendre en compte dans cette évolution :

- ne générer qu'une faible augmentation du coût par rapport à la méthode existante ;
- permettre le recalcul de la note IBGN (appelée alors IBG-DCE ou équivalent IBGN) afin d'autoriser la rétro-comparabilité des résultats, mais, avant tout, il était nécessaire de définir précisément l'état de référence des différents types de cours d'eau.

Des modifications ont été apportées dans la phase d'acquisition des données, aussi bien au niveau de l'effort d'échantillonnage (par une augmentation du nombre d'échantillons élémentaires) et de la stratégie de sélection des points de prélèvement élémentaires (pour une meilleure prise en compte de la mosaïque d'habitats sur le terrain ; AFNOR, 2016), que lors de la phase de laboratoire avec l'adoption d'un niveau d'identification plus précis des taxons (pour une meilleure sensibilité de la méthode ; AFNOR, 2020).

Un nouvel indice a également été construit, l'« indice invertébrés multimétrique » (I₂M₂ ; Mondy *et al.*, 2012). Un indice multimétrique est un indice qui combine différentes métriques (taxonomiques, bioécologiques ou fonctionnelles), qui apportent des informations complémentaires sur le compartiment biologique étudié. Il permet ainsi de mieux évaluer l'état écologique d'un cours d'eau et mieux discriminer des états écologiques différents le long d'un gradient de pression anthropique. Il est également plus sensible aux modifications des assemblages d'invertébrés que les indices classiques. Afin de répondre pleinement aux exigences de la DCE, l'I₂M₂ a été développé en exprimant ses résultats en tant qu'écart à une référence. Cette référence n'est pas universelle mais définie en prenant en compte la taille et la localisation biogéographique du cours d'eau à hauteur du point de prélèvement.

Matériel et Méthodes

Données mobilisées

L'I₂M₂ a été développé pour les cours d'eau peu profonds dont la totalité des substrats à échantillonner dans le lit mouillé peuvent l'être à pied ou au moyen d'une embarcation légère, avec des appareils à main de type filet Surber ou haveneau.

Plus de 1 700 stations appartenant aux réseaux de contrôle de surveillance et au réseau de références pérennes sur l'ensemble du territoire métropolitain ont été prospectées en suivant des protocoles de terrain et de laboratoire normalisés (AFNOR, 2016, 2020). Les données utilisées pour le développement de l'indice correspondent au suivi de ces stations entre 2004 et 2010, soit plus de 6 200 opérations de contrôle.

Des données de pressions anthropiques ont également été utilisées. Ces pressions (tableau ❶) étaient en relation avec d'une part dix catégories de pression liées à la qualité physico-chimique de l'eau, évaluées sur les six mois précédant l'échantillonnage des macroinvertébrés

❶ Intitulés et abréviations des catégories de pression prises en compte dans le développement de l'I₂M₂. Voir Mondy *et al.* (2012) pour plus de détails sur la description des catégories de pression.

Pressions « physico-chimiques »		Pressions « hydromorphologiques »	
MO	Matières organiques	COMM	Voies de communication
MN	Matières azotées hors nitrates	RIPI	Altération de la ripisylve
NO ₃	Nitrates	URBA	Urbanisation dans le corridor à 100 m
MP	Matières phosphorées	COLM	Risque de colmatage
MES	Matières en suspension	HYDRO	Instabilité hydrologique
ACID	Acidification	ANTHRO	Anthropisation du bassin versant
MPMX	Micropolluants minéraux	RECT	Niveau de rectification du cours d'eau
PEST	Pesticides		
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques		
MPORG	Autres micropolluants organiques		

benthiques, et d'autre part sept catégories de pression liées à l'hydromorphologie et l'occupation du sol dans le bassin versant, évaluées une seule fois sur la période 2004-2010. Chaque catégorie de pression a été évaluée à partir d'un nombre variable de paramètres élémentaires qui ont été agrégés selon le principe de l'élément le plus déclassant.

Typologie et références

Les tronçons sur lesquels étaient localisées les stations prospectées ont été individuellement alloués à un type de cours d'eau. La typologie utilisée est basée sur :

- un découpage du territoire métropolitain en zones homogènes du point de vue du relief, de la géologie et du climat (= hydro-écorégions ou HER),
- une prise en compte de la taille du cours d'eau (Chandesris *et al.*, 2006).

Au vu de la difficulté d'identifier des références « vraies », nous avons privilégié une approche dite « du moindre impact ». Dans cette approche, nous avons retenu comme stations « LIRR » (*Least Impacted River Reaches*), les stations répondant aux critères suivants :

- pressions physico-chimiques :
 - aucune catégorie de pression de niveau « état médiocre » ou « mauvais état » ;
 - au maximum trois catégories de pression de niveau « état moyen » ;
 - au maximum une catégorie de pression non renseignée ;
- pressions hydromorphologiques :
 - aucune catégorie de pression de niveau « mauvais état » ;
 - au maximum une catégorie de pression de niveau « état médiocre » ;
 - aucune catégorie de pression non renseignée.

Les stations ne répondant pas à ces critères ont été classées comme « *Impacted River Reaches* » (IRR) pour une catégorie de pression donnée, si leur état était au mieux l'« état moyen ».

Principes de construction

Objectif

Afin de répondre aux exigences de la DCE, nous avons développé un indice multimétrique exprimé en ratio de qualité écologique (EQR), *i.e.* en écart par rapport à la situation de moindre perturbation (LIRR) définie pour le type de cours d'eau évalué. De plus, l'indice développé devait également :

- être efficace pour mettre en évidence les effets d'une grande variété de pressions d'origine humaine,
- être robuste dans son évaluation,
- être stable en conditions de moindre perturbation (LIRR)
- prendre en compte les critères préconisés par la DCE (abondances, diversité et polluo-sensibilité) pour une évaluation de l'état écologique des cours d'eau *via* le compartiment « invertébrés benthiques ».

Métriques

Les douze prélèvements unitaires réalisés pour chaque opération de contrôle sont répartis en trois groupes de quatre prélèvements selon la norme (AFNOR, 2016).

Plus de quatre cents métriques ont ensuite été calculées sur différentes combinaisons de listes faunistiques correspondant à ces trois groupes de prélèvements. Les métriques calculées permettent de décrire un large panel de caractéristiques des communautés : composition, structure, diversité et homogénéité taxonomiques et fonctionnelles (sur la base de traits bio-écologiques), sensibilité à certaines catégories de pression et état général (indices biotiques) (Mondy *et al.*, 2012).

Transformation en EQR

Afin de normaliser les valeurs des métriques et la direction de leurs réponses aux catégories de pression (croissante ou décroissante avec la qualité écologique, *i.e.* dont les valeurs croissent ou décroissent avec une diminution des pressions d'origine humaine), nous avons utilisé la formule suivante :

$$EQR = (Obs - Worst) / (Best_{type} - Worst)$$

avec :

- Obs = la valeur observée de la métrique,
- Best_{type} = le 95^e (métriques croissantes) ou le 5^e (métriques décroissantes) percentile des valeurs de cette métrique dans les LIRR pour le même type de cours d'eau,
- Worst = le 5^e (métriques croissantes) ou le 95^e (métriques décroissantes) percentile des valeurs de cette métrique dans les IRR pour tous les types de cours d'eau.

Jeux de données

Le jeu de données initial a été divisé en un jeu de données de développement (75 % des sites) et un jeu de données test (25 % des sites). La sélection des métriques et la constitution des indices multimétriques candidats ont été réalisées sur le jeu de données de développement.

Sélection des métriques

La sélection des métriques composant l'I₂M₂ s'est faite en plusieurs étapes : une sélection des métriques sur la base de leurs performances individuelles, puis une sélection des métriques apportant des informations non redondantes parmi les meilleures métriques élémentaires.

Sélection des métriques élémentaires

Les métriques recherchées devaient répondre à trois critères :

- répondre significativement à un maximum de catégories de pression : au moins sept des dix catégories de pression « physico-chimiques » et au moins cinq des sept catégories de pression « hydromorphologiques » ;
- discriminer efficacement les stations de statut LIRR des stations de statut IRR. Pour cela, nous avons calculé, pour chaque métrique et chaque catégorie de pression, son efficacité de discrimination (DE, d'après Ofenböck *et al.*, 2004) comme étant le pourcentage de valeurs de cette métrique (en EQR) issues des IRR et inférieures au percentile 25 de la distribution des valeurs de cette métrique issues des LIRRs. La DE moyenne sur les dix-sept catégories de pression doit être au moins de 60 % ;
- être stables en situation de moindre perturbation. Nous avons donc spécifiquement recherché les métriques présentant la variabilité « naturelle » la plus faible possible (coefficient de variation dans les stations LIRR inférieur à 0,333).

Non redondance

Un examen de la nature de l'information bio/écologique individuellement apportée par chacune des métriques a ensuite été réalisé. Les métriques apportant une information similaire ont été regroupées et pour chaque groupe de métriques similaires, seule la métrique présentant la plus forte efficacité de discrimination moyenne (sur les dix-sept catégories de pression) a été retenue.

Composition de l'I₂M₂

Indices candidats

Pour chaque catégorie de pression « p » (parmi P = 17), la moyenne des valeurs des métriques élémentaires « m » (parmi M = 5 pour l'indice final) exprimées en EQR et pondérées par leurs efficacités de discrimination respectives (DE_m^p) est calculée. La valeur de l'indice est ensuite obtenue en faisant la moyenne arithmétique de ces valeurs sur l'ensemble des dix-sept catégories de pression.

$$indice = \frac{\sum_P \frac{\sum_M (DE_m^p \times EQR_m^p)}{\sum_M DE_m^p}}{P}$$

Chaque métrique sélectionnée au terme de l'étape de sélection des métriques élémentaires a initié la création d'un indice multimétrique candidat, en recherchant des métriques complémentaires permettant d'améliorer successivement les performances de l'indice multimétrique progressivement formé. Cette sélection des métriques complémentaires s'est faite de manière itérative. À partir d'un indice à n métrique(s) (n = 1 au début de la procédure), on teste systématiquement si l'ajout de l'une des autres métriques sélectionnées, mais non encore intégrées, permet d'améliorer significativement l'efficacité de discrimination de l'indice (test de Wilcoxon pour échantillons appariés sur les DE des indices à n et n+1 métriques). La métrique apportant le gain significatif le plus important en matière de DE moyenne, est ajoutée à l'indice initial et la procédure continue jusqu'à ce que l'ajout d'une métrique supplémentaire ne permette plus d'améliorer significativement la DE moyenne de l'indice formé.

Sélection de l'I₂M₂

L'I₂M₂ est, parmi les indices candidats, celui qui offre le meilleur compromis entre :

- efficacité de discrimination importante pour toutes les catégories de pression,

- bonne stabilité : pas de différence significative (test de Kolmogorov-Smirnov ; p-value > 0,1) entre les valeurs de l'indice dans les LIRR des jeux de données de développement et test,
- bonne robustesse : pas de différence significative (test de Wilcoxon pour échantillons appariés ; p-value > 0,1) entre les DE mesurées sur les jeux de données de développement et test,
- bonne adéquation avec les exigences de la DCE sur les critères à prendre en compte pour le compartiment « invertébrés benthiques » (abondances, diversité et polluo-sensibilité).

L'indice invertébrés multimétrique (I₂M₂)

La sélection des métriques a permis d'identifier trente métriques non redondantes et présentant des performances satisfaisantes. Sur la base de ces métriques, trente indices multimétriques candidats ont été produits, constitués de deux à huit métriques, ces indices ayant tous une efficacité de discrimination moyenne supérieure à 80%. Parmi ces trente indices candidats, seulement cinq ont démontré une stabilité et une robustesse satisfaisantes (tableau 2).

Parmi ces cinq indices, celui offrant le meilleur compromis entre efficacité de discrimination, stabilité, robustesse et prise en compte équilibrée des critères recommandés par la DCE pour les invertébrés benthiques a été sélectionné pour devenir l'I₂M₂ (indice candidat #2 ; tableau 2). Cet indice est composé de cinq métriques (figure 1) :

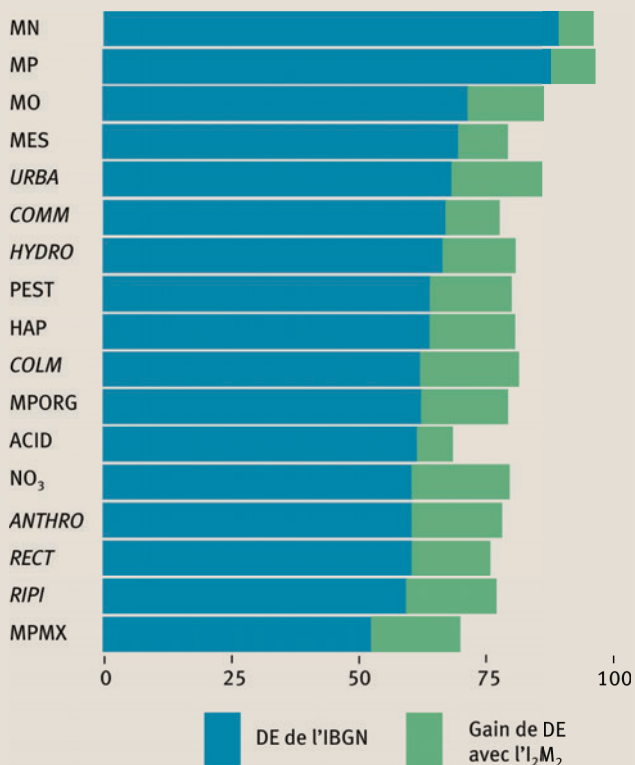
1 Métriques élémentaires composant l'I₂M₂ et prise en compte (ronds verts) des critères recommandés par la directive cadre européenne sur l'eau.

	Abondance	Diversité	Polluo-sensibilité
Diversité de Shannon-Weaver	●	●	○
ASPT	○	●	●
Polyvoltinisme	●	○	●
Ovoviviparité	●	○	●
Richesse taxonomique	○	●	○

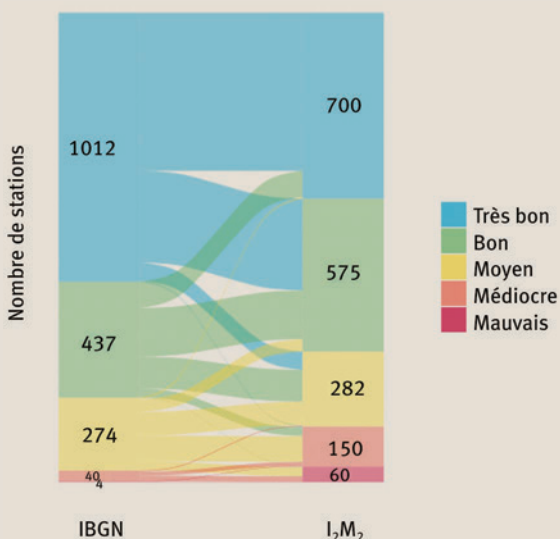
2 Performances et compatibilité DCE des cinq indices candidats les plus stables (p-values d'un test de Kolmogorov-Smirnov supérieures à 0,1) et robustes (p-values d'un test de Wilcoxon pour échantillons appariés supérieures à 0,1). Une même métrique peut prendre en compte plusieurs critères demandés par la DCE (abondances, diversité, polluo-sensibilité). Voir le texte pour plus de détails.

I ₂ M ₂ candidats	Nombre de métriques	Stabilité	Robustesse	Nombre de métriques prenant en compte :		
				Abondances	Diversité	Polluo-sensibilité
#1	3	0,2057	0,7467	1	2	2
#2	5	0,1617	0,4874	3	3	3
#9	3	0,1145	0,2842	1	2	3
#25	3	0,2051	0,4586	1	0	3
#30	4	0,2479	0,4038	1	3	4

② Gain d'efficacité de discrimination (DE) de l'I₂M₂ sur l'IBGN détaillé par catégorie de pression. Les pressions « hydromorphologiques » sont indiquées en italique. Voir le tableau ① pour les intitulés complets des catégories de pression.



③ Évolution de l'évaluation de l'état écologique correspondant au compartiment des macroinvertébrés benthiques en passant de l'utilisation de l'IBGN à celle de l'I₂M₂. Les mêmes données ont été utilisées pour calculer les deux indices. Le nombre de stations allouées à chaque classe d'état (« Très bon » : bleu, à « Mauvais » : rouge) est indiqué dans la colonne représentant chaque indice. La largeur des flux est proportionnelle au nombre de stations conservant (même couleur que la colonne I₂M₂) ou changeant (couleur différente) de classe d'état.



• **L'indice de diversité de Shannon-Weaver.** Cette métrique prend en compte à la fois la richesse taxonomique et la distribution des abondances relatives des différents taxons de l'assemblage faunistique. En cas de pression anthropique croissante, une baisse de la valeur de l'indice est attendue ;

• **L'indice ASPT.** Cet indice mesure le niveau de polluosensibilité moyen de l'assemblage des macroinvertébrés. En cas de pression anthropique croissante, une baisse du niveau moyen de polluosensibilité, et donc de la valeur de l'ASPT, est attendue ;

• **la fréquence relative des organismes polyvoltins** (*i.e.* capables d'accomplir au moins deux générations successives au cours d'une année) dans la communauté. En cas de pression anthropique croissante, une augmentation de la fréquence relative des organismes polyvoltins est attendue ;

• **la fréquence relative des organismes ovovivipares** (*i.e.* dont l'incubation des œufs est réalisée dans l'abdomen de la femelle, l'éclosion suivant immédiatement l'expulsion des œufs dans le milieu aquatique) dans la communauté. En cas de pression anthropique croissante, une augmentation de la fréquence relative des organismes ovovivipares est attendue ;

• **la richesse taxonomique**, il s'agit du nombre de taxons identifiés au niveau systématique préconisé par la norme AFNOR NF T90-388 (2020). En cas de pression anthropique croissante, une réduction de la richesse taxonomique est attendue.

Sur un jeu de données complété par rapport à celui utilisé pour sa construction (plus de 10000 opérations de contrôle réalisées entre 2004 et 2013), l'I₂M₂ présente une efficacité moyenne de discrimination robuste et supérieure à 80 % pour les catégories de pression prises en compte (68-97 % suivant la catégorie). Sur le même jeu de données, l'IBGN affiche des performances significativement plus faibles avec une efficacité moyenne de discrimination de seulement 65 % (53-90 % suivant la catégorie de pression ; figure ②)².

Conclusion

L'I₂M₂ a été développé pour répondre aux exigences de la DCE et pour tenter d'améliorer les performances des méthodes existantes. Ce nouvel indice permet ainsi une amélioration de la détection des catégories de pression les moins bien détectées par l'IBGN (e.g. micropolluants et certaines pressions « hydromorphologiques »).

L'I₂M₂ s'interprète en termes de classes d'état écologique (cinq classes de « très bon » à « mauvais ») dont les limites sont définies pour chaque type de cours d'eau (rang xHER). Afin de garantir la comparabilité des évaluations rendues par l'I₂M₂ avec celles rendues par les indices « macroinvertébrés » utilisés dans les autres États membres de l'Union européenne, les limites de classe utilisées pour l'I₂M₂ ont été définies au cours d'un exercice d'intercalibration. L'I₂M₂ et ses limites de classes harmonisées au niveau européen sont donc désormais

2. L'I₂M₂ (version 1.0.6) et l'IBGN (IBG-DCE version 1.0.6) ont été calculés en utilisant le Système d'évaluation de l'état des eaux (SEEE) : <https://seee.eaufrance.fr/>

utilisés pour évaluer l'état de l'élément de qualité biologique « macroinvertébrés benthiques » pour les cours d'eau peu profonds en France métropolitaine. La transition de l'IBGN (arrêté « Évaluation » du 27 juillet 2015) à l'I₂M₂ (arrêté « Évaluation » du 27 juillet 2018)³ se traduit par une évaluation plus rigoureuse de l'état des communautés d'invertébrés benthiques avec une réduction de 12 % du nombre de stations classées au moins en « Bon » état. Cette réduction est en particulier liée au nombre plus réduit de stations classées en « Très bon » état (- 31 %) et au nombre plus important de stations classées en « Mauvais » ou « Très mauvais » état (210 vs. 44) avec l'I₂M₂ par rapport à l'IBGN (figure 3).

3. L'état biologique a été calculé selon les deux arrêtés évaluations (indicateurs EBio_CE_2015 et EBio_CE_2018, tous les deux en version 1.0.1) en utilisant le Système d'évaluation de l'état des eaux (SEEE) : <https://see.eaufrance.fr/>

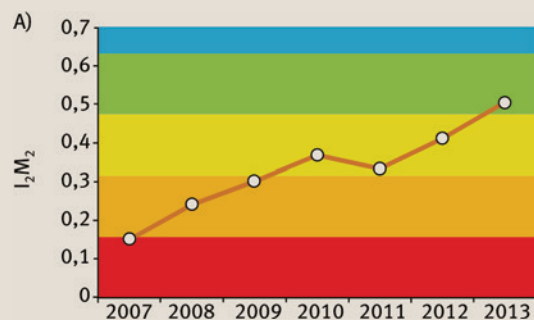
1 ILLUSTRATION DE L'APPROCHE INTERPRÉTATIVE DE L'I₂M₂ À PARTIR DES RÉSULTATS OBTENUS SUR UNE STATION SITUÉE SUR UN TRÈS PETIT COURS D'EAU (TP) DE L'HER 6 « MÉDITERRANÉEN » SUR LA CHRONIQUE 2007-2013.

L'évolution du score I₂M₂ (partie A) montre une amélioration progressive de la valeur de l'indice biotique qui traduit une restauration importante de l'état écologique à hauteur du point de prélèvement. En effet un gain de trois classes de qualité est observé, du « mauvais » état écologique en 2007 au « bon » état écologique en 2013.

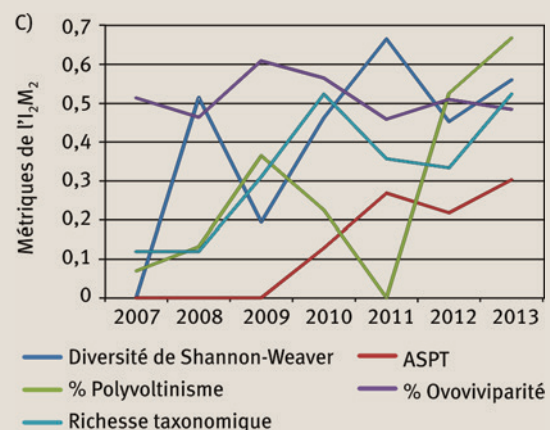
Cette restauration de l'état écologique est confirmée par l'évolution des pressions anthropiques (partie B), puisqu'une amélioration progressive de l'état chimique est observée, d'abord pour les composés phosphorés (MP dès 2008), puis les composés azotés hors nitrates (MN), les matières organiques et certains micropolluants organiques (HAP) dès 2010. Le niveau modéré de contamination du site par les nitrates (NO₃) varie peu au cours de la période.

L'examen des métriques constitutives de l'I₂M₂ (partie C) montre une augmentation différée (à partir de 2010 seulement) de l'ASPT qui mesure le niveau de pollu-sensibilité moyen de la communauté. Elle reste cependant relativement limitée. Parallèlement le taux de taxons à cycle de développement court (*i.e.* polyvoltins), d'autant plus élevé que le milieu subit un régime sévère de perturbations, diminue car celui-ci se rapproche des conditions de référence au cours de la période d'étude, avec cependant une rechute sévère en 2011. La diversité taxonomique (Shannon) et la richesse taxonomique, indicateurs respectifs de la stabilité et de la complexité de l'habitat, s'améliorent progressivement au cours du temps.

MO = matières organiques.
PES = particules en suspension.
COMM = voies de communication.
RIPI = altération de la ripisylve.
URBA = urbanisation dans le corridor.
COLM = risque de colmatage.
INSTA = instabilité hydrologique.
ANTHRO = anthropisation dans le bassin-versant.



	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
MO							
MN							
NO ₃							
MP							
PES	NA						
HAP	NA						
COMM							
RIPI							
URBA							
COLM							
INSTA							
ANTHRO							



► Une méthode d'évaluation est d'autant plus intéressante que le degré d'incertitude associé à l'évaluation réalisée est connu. Une étude spécifique a permis de montrer que la source principale d'incertitude autour de la valeur de l'I₂M₂ était liée à la variabilité inter-opérateurs au cours des phases de terrain et de laboratoire, qui, bien que nettement supérieure aux sources d'incertitude liées à la construction de l'indice (sur les valeurs de DE, BEST, WORST), n'entraînait qu'un risque faible de mauvaise allocation d'une classe d'état écologique, sauf lorsque la valeur d'indice obtenue était proche d'une valeur limite entre deux classes.

Afin d'assurer une meilleure homogénéité dans l'effort et la stratégie d'échantillonnage le long du profil longitudinal des cours d'eau, un nouveau protocole d'échantillonnage (norme XP T90-337 ; AFNOR, 2019) et un nouvel indice adapté aux grands cours d'eau profonds (GCE) ont été proposés. Cet indice multimétrique (I₂M₂-GCEC) a été construit selon une démarche très similaire à celle présentée ici. ■

Les auteurs

Cédric MONDY

Office français de la biodiversité,
Direction régionale d'Ile-de-France,
12 cours Lumière, F-94300 Vincennes, France.
✉ cedric.mondy@ofb.gouv.fr

Bertrand VILLENEUVE

INRAE, UR EABX, 50 avenue de Verdun,
F-33612 Cestas Cedex, France.
✉ bertrand.villeneuve@inrae.fr

Virginie ARCHAIBAUT

Université Paris-Saclay, INRAE, UR HYCAR,
F-92761 Antony Cedex, France.
✉ virginie.archambault@inrae.fr

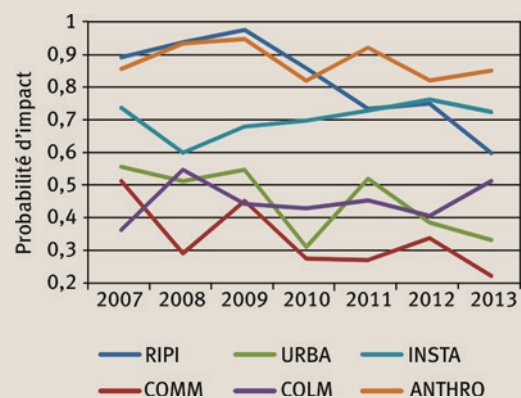
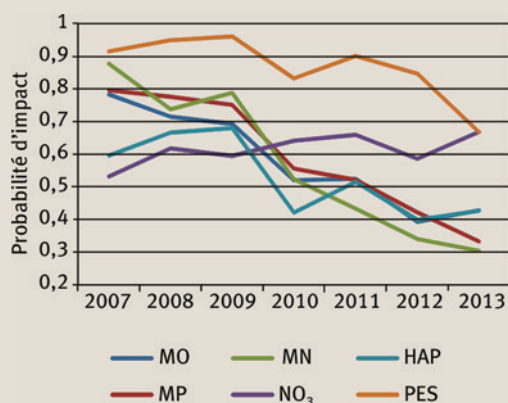
Philippe USSEGLIO-POLATERA

Laboratoire interdisciplinaire
des environnements continentaux,
UMR 7360 CNRS-Université de Lorraine,
Campus Bridoux, Bât. IBISE,
8 rue du Général Delestraint, F-57070 Metz, France.
✉ philippe.usseglio-polatera@univ-lorraine.fr

2 L'« OUTIL DIAGNOSTIQUE INVERTÉBRÉS »

Le calcul de l'I₂M₂ peut être complété par les informations apportées par l'« Outil diagnostique invertébrés » (ODI; Mondy et Usseglio-Polatera, 2013). En examinant simultanément les valeurs de 216 métriques biologiques décrivant l'histoire de vie et les principales préférences écologiques des invertébrés benthiques, sur l'échantillon faunistique utilisé pour le calcul de l'I₂M₂ (norme AFNOR NF T90-333), les modèles de l'ODI (un par catégorie de pression) évaluent la probabilité que la communauté d'invertébrés soit significativement impactée par différentes catégories de pression liées à la qualité de l'eau (partie A), l'altération hydromorphologique du cours d'eau ou l'occupation de l'espace dans le bassin versant (partie B). Ainsi sur le site TP6 étudié dans l'encadré 1, les probabilités d'impact restituées par les assemblages d'invertébrés sur la chronique d'étude confirment la levée de pression chimique, avec une baisse progressive des probabilités d'impact, particulièrement nette pour les composés azotés hors nitrates (MN) et les composés phosphorés (MP). Il est à noter que la probabilité d'impact par les nitrates (NO₃) est peu modifiée, voire augmente légèrement au cours de la chronique, ce qui est confirmé par le peu d'évolution de la concentration en nitrates dans l'eau (encadré 1B). De manière similaire, les probabilités d'impact significatif restituées par les modèles liés à l'habitat varient peu, exceptée une réduction progressive de la probabilité d'impact liée à une dégradation de la ripisylve (RIPI).

MO = matières organiques, PES = particules en suspension, URBA = urbanisation dans le corridor, INSTA = instabilité hydrologique, COMM = voies de communication, COLM = risque de colmatage, ANTHRO = anthropisation dans le bassin versant.



EN SAVOIR PLUS...

- 📖 **AFNOR**, 2004, Qualité de l'eau – Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN), Association française de normalisation, norme homologuée NF T 90-350, p. 1-16.
- 📖 **AFNOR**, 2016, Qualité de l'eau – Prélèvement des macroinvertébrés aquatiques en rivière peu profondes, Association française de normalisation, norme homologuée NF T 90-333, p. 1-39.
- 📖 **AFNOR**, 2019, Qualité de l'eau – Prélèvements des macro-invertébrés aquatiques en rivières profondes et canaux, Association française de normalisation, norme homologuée XP T 90-337, p. 1-56.
- 📖 **AFNOR**, 2020, Qualité de l'eau – Analyse d'échantillons contenant des macro-invertébrés de cours d'eau, canaux et plans d'eau, Association française de normalisation, norme homologuée NF T 90-388, p. 1-34.
- 📖 **CHANDESRIS, A., WASSON, J.-G., PELLA, H., SAUQUET, E., MENGIN, N.**, 2006, Appui scientifique à la mise en œuvre de la Directive Européenne Cadre sur l'Eau. Typologie des cours d'eau de France métropolitaine, Publication Cemagref, p. 1-64, [🔗 https://hal.inrae.fr/hal-02588807](https://hal.inrae.fr/hal-02588807)
- 📖 **MONDY, C.P., VILLENEUVE, B., ARCHAIMBAULT, V., USSEGLIO-POLATERA, P.**, 2012, A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach, *Ecological Indicators*, n° 18, p. 452-467, [🔗 https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.013](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.013)
- 📖 **MONDY, C.P., USSEGLIO-POLATERA, P.**, 2013, Using conditional tree forests and life history traits to assess specific risks of stream degradation under multiple pressure scenario, *Science of the Total Environment*, 461/462, p. 750-760, [🔗 https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.072](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.072)
- 📖 **OFENBÖCK, T., MOOG, O., GERRITSEN, J., BARBOUR, M.**, 2004, A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macroinvertebrates, *Hydrobiologia*, 516, p. 251-268, [🔗 https://doi.org/10.1007/978-94-007-0993-5_15](https://doi.org/10.1007/978-94-007-0993-5_15)

Les peuplements de macroinvertébrés benthiques intègrent dans leur structure toute modification, même temporaire, de leur environnement.

Réponse des indicateurs biotiques de cours d'eau aux pressions et extrapolation de l'état biologique aux masses d'eau non suivies

Pour des raisons techniques et économiques, toutes les masses d'eau européennes ne bénéficient pas d'un suivi direct de leur qualité établi à partir d'une collecte régulière de données biologiques. En France, cela représente environ dix mille sites. Pour combler ces lacunes, des chercheurs d'INRAE ont mis au point un ensemble de modèles capables de prédire avec un bon taux de réussite l'état écologique de ces masses d'eau à partir d'un jeu de données de pressions. Si ce type d'outil prédictif est d'un intérêt majeur pour les gestionnaires, il ne doit cependant pas être considéré comme une approche antagoniste à l'amélioration du réseau de surveillance mais plutôt comme un moyen de fournir un cadre général pour aider les politiques de l'eau.



Une forte ambition sociétale et politique est apparue ces dernières décennies et s'est focalisée sur l'état des eaux depuis le *Clean Water Act* aux États-Unis en 1972 jusqu'à la directive cadre européenne sur l'eau (DCE) en 2000. Cette directive a fixé pour objectif l'atteinte du bon état écologique pour toutes les masses d'eau et mis les organismes aquatiques au cœur de l'évaluation de cet état écologique. Les États européens ont mis en place des programmes de surveillance pour évaluer de manière cohérente et transparente l'état des eaux continentales. Pour répondre aux objectifs de la DCE, des organismes de recherche ont accompagné cette démarche. Ils ont développé une nouvelle génération de bioindicateurs (macroinvertébrés, macrophytes, algues, poissons) répondant aux nouvelles exigences réglementaires et prenant en compte l'ensemble des pressions s'exerçant sur les cours d'eau. Ces bioindicateurs permettent de faire une évaluation de l'état des sites échantillonnés (Bonada *et al.*, 2006; Furse *et al.*, 2006; Hering *et al.*, 2004; Marzin *et al.*, 2012; Mondy *et al.*,

2012; Pont *et al.*, 2006). L'évaluation concomitante des éléments de qualité physico-chimiques et hydromorphologiques a permis de mieux comprendre et étalonner la sensibilité de ces indicateurs aux pressions majeures aux échelles locales et régionales. Ainsi, une évaluation robuste et complète a pu être mise en œuvre à l'échelle des sites du réseau de contrôle de surveillance et par extension de leurs masses d'eau. Mais aucune des réglementations existantes n'impose un suivi systématique de chaque masse d'eau dans le cadre des réseaux de surveillance. Par exemple, le réseau de contrôle et de surveillance de la France couvre l'ensemble du territoire avec seulement 1 500 sites. Il laisse par conséquent près de 10 000 masses d'eau pour lesquelles la classification de l'état écologique doit se faire sans données de suivi direct (ou en utilisant des données du réseau de contrôle opérationnel ou encore au cas par cas par des études locales). Et cette situation n'est pas unique en Europe car les limitations techniques ainsi que les raisons économiques font que les États membres ont choisi de ne pas suivre directement l'ensemble de leurs masses d'eau.

Pour faire face à ces limites, il s'est avéré nécessaire, lors de la mise en place des règles d'évaluation DCE, de s'appuyer sur des méthodes fiables et reproductibles afin d'évaluer de manière homogène l'état écologique des masses d'eau ne bénéficiant pas de données biologiques. Ceci impliquait (i) de s'appuyer sur des outils existants comme des modèles mécanistes capables de modéliser les éléments de qualité physico-chimiques, (ii) d'utiliser les informations connues sur les pressions s'exerçant au sein des bassins versants, notamment celles recensées pour la construction des SDAGE¹, ou impactant le fonctionnement hydromorphologique des cours d'eau et évaluées par le système d'audit hydromorphologique développé par Irstea² (Valette *et al.*, 2012), ou (iii) de simplement regrouper des masses d'eaux similaires afin d'étendre la représentativité d'un site de suivi à plusieurs masses d'eau. La majorité des masses d'eau auraient ainsi été évaluées sans connaissance directe de l'état de leurs compartiments biologiques. Une solution pertinente a été de développer des modèles capables d'évaluer l'état des compartiments biologiques à partir de la seule connaissance des pressions.

Cependant, très peu de travaux de recherche ont tenté de développer ce type d'outils prédictifs pour une évaluation biologique des masses d'eau non suivies. Dans la littérature, quelques études relient les pressions et le fonctionnement biologique (Donohue *et al.*, 2006; Kristensen *et al.*, 2012; Marzin *et al.*, 2013; Wasson *et al.*, 2010). Les modèles développés permettent d'extrapoler l'évaluation de l'état réalisée au niveau des stations à l'ensemble du réseau hydrographique. Ces premiers outils prédictifs ont montré qu'il était possible de prédire efficacement l'état biologique à partir de variables de pression. Nous avons donc construit un corpus de modèles capables d'expliquer d'une part la variabilité des indices biologiques utilisés dans les réseaux et de prédire d'autre part l'état écologique des masses d'eau françaises non suivies par le réseau de contrôle de surveillance (RCS). Notre méthode a été développée avec succès pour les macroinvertébrés, les diatomées et les poissons (Villeneuve *et al.*, 2015). Toutefois, nous l'illustrerons uniquement avec l'indice basé sur les macroinvertébrés, dans sa capacité à prédire la composante biologique de l'état écologique à partir des pressions d'occupation du sol, des pressions sur l'hydromorphologie et des pressions physico-chimiques.

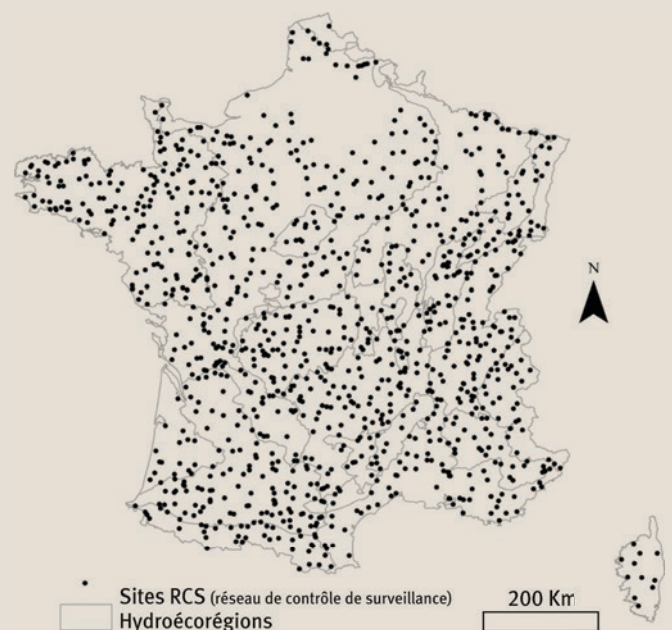
Matériel et méthodes

Nous avons utilisé des données sur 1 200 sites du réseau de surveillance métropolitain, suivis sur la période 2008-2009. Ces sites (figure 1) sont répartis dans 22 hydroécorégions et couvrent toutes les tailles de cours d'eau. Les données sur les macroinvertébrés benthiques ont été recueillies selon un protocole commun normalisé (AFNOR, 2009). L'indice I2M2 (Mondy *et al.*, 2012) a ensuite été calculé et exprimé en EQR (écart à la valeur de référence de l'indice dans le type du site où il est mesuré). Ceci a permis de s'affranchir des différences typologiques entre sites. La moyenne des valeurs d'indice des années 2008 et 2009 a ensuite été calculée et transformée en classe d'état « Bon » ou « Mauvais » en utilisant les valeurs de limites de bon état recommandées par l'arrêté du 25 janvier 2010².

Concernant les données de pression, nous avons utilisé des données d'occupation du sol issues de CORINE Land Cover (CLC) 2006 (Büttner et Kosztra, 2007). À partir de l'enveloppe du bassin versant préalablement délimitée avec un modèle numérique de terrain, nous avons calculé pour chaque site le pourcentage de surface des différentes catégories d'occupation du sol : espaces urbanisés, agriculture fort impact, agriculture faible impact et espaces naturels. Pour représenter les pressions exercées sur le fonctionnement hydromorphologique des cours d'eau, nous avons utilisé deux types principaux de descripteurs. À l'échelle du bassin versant (zone hydrographique), nous avons utilisé des données de drainage, d'irrigation et d'érosion afin de caractériser une éventuelle perturbation des flux solides et liquides naturels. À l'échelle du tronçon hydromorphologique, nous avons utilisé les descripteurs de pressions sur l'hydromorphologie suivants : le taux de voies de communication à proximité du lit mineur et dans le lit majeur, le taux de digues dans le lit mineur et dans le lit majeur, la densité de seuils, le taux de boisement des berges dans un corridor de 10 mètres, de 30 mètres et dans le lit majeur, le taux d'urbanisation à proximité du lit mineur, le taux de tracé rectiligne, le taux de plans d'eau dans le lit majeur et le taux de surlargeur (proxy pour déceler les tronçons ayant généralement fait l'objet d'interventions hydrauliques passées). Ces descripteurs permettent de qualifier la pression exercée sur les processus hydromorphologiques entraînant une modification de régime hydrologique, une augmentation/réduction de fréquence des crues, une

1. Schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux.
2. Cet arrêté relève des des méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement.

1 Carte des 1 200 sites du réseau de contrôle de surveillance sélectionnés.



réduction de sinuosité, une altération du corridor rivulaire et une altération de la dynamique latérale (Valette *et al.*, 2012). Ces descripteurs ont ensuite été rattachés à chacun des sites de suivi. Enfin, nous avons utilisé les paramètres physico-chimiques mesurés dans le cadre du réseau national de contrôle de surveillance pour caractériser la pression physico-chimique. Nous avons retenu la valeur moyenne des concentrations mesurées durant la période 2008-2009 des paramètres suivants : matières en suspension, oxygène dissous, DBO5 à 20 °C, ammonium, nitrites, nitrates et phosphore total. Ces paramètres avaient été mesurés avec une fréquence mensuelle.

Un premier modèle explicatif a été développé en utilisant la méthode de régression PLS (Wold *et al.*, 2001) qui associe l'ensemble des pressions sélectionnées comme prédicteur de l'indice biologique macroinvertébrés (I2M2). Ce modèle a permis de quantifier l'effet de l'ensemble de ces prédicteurs ainsi que l'effet relatif de chaque prédicteur sur l'indice. Les prédicteurs significatifs ainsi sélectionnés ont été ensuite utilisés comme variables d'entrées d'un deuxième modèle visant à prédire l'état écologique. Ce modèle prédictif a été développé en utilisant la méthode des arbres d'inférence conditionnelle (Hothorn *et al.*, 2006) pour prédire de manière efficace l'état écologique (bon ou mauvais). À partir d'un jeu de pressions évaluées pour des masses d'eau non suivies, ce modèle prédictif permet d'extrapoler un état écologique probable de ces masses d'eau.

Résultats

Les résultats des modèles PLS (figure 2) montrent que le jeu de variables de pression explique 41 % de la variabilité de l'I2M2. En termes d'intensité de réponse, ce sont les variables physico-chimiques qui ont les coefficients

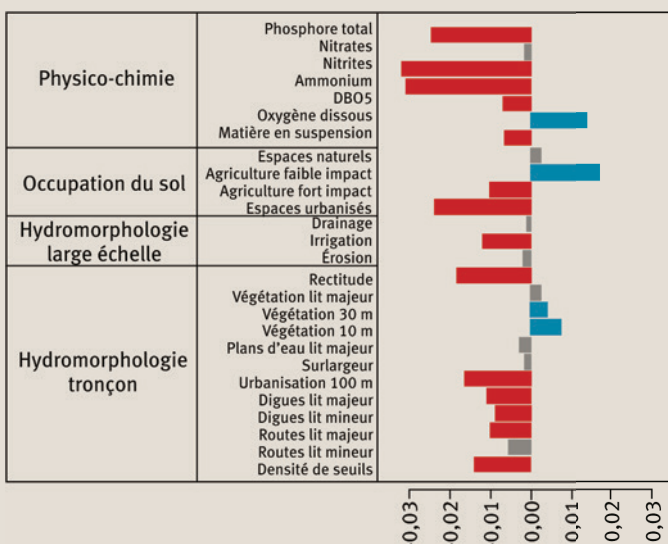
les plus forts, suivies des variables d'occupation du sol et enfin des variables hydromorphologiques. Les variables ayant un effet négatif significatif sont : les concentrations en nutriments, en matière organique et en matières en suspension, le niveau d'urbanisation dans le corridor rivulaire (100 m), la proportion d'agriculture intensive dans le bassin versant, la rectitude du tracé du cours d'eau, l'irrigation, la densité de seuils, la présence de digues à la fois dans le lit mineur et dans le lit majeur et la présence de routes dans le lit majeur. Les variables ayant un effet positif significatif sont : la concentration en oxygène dissous, l'agriculture faible impact et la proportion de végétation à 10 et 30 m de la rivière. De manière synthétique, on peut donc dire que l'indice répond aux variables caractérisant les nutriments, la matière organique, l'occupation du sol du bassin versant et aux pressions sur l'hydromorphologie.

Nous avons ensuite utilisé ces variables significatives pour la construction du modèle prédictif. L'arbre de décision validé prédisant l'état déterminé à partir de l'indice I2M2 (figure 3) sélectionne les variables suivantes : nitrites, artificialisation des sols du bassin versant, irrigation, phosphore total, oxygène dissous et densité de seuils. Ce modèle montre un taux d'erreur de classement faible (19 % pour le jeu de données d'apprentissage et 26 % pour le jeu de données de test). Il a une bonne capacité prédictive et permet de prédire de manière satisfaisante les situations de bon état. Sa capacité à prédire les situations de mauvais état est moins bonne.

Discussion

Le modèle explicatif a montré une importance majeure des paramètres physico-chimiques dans l'explication de l'état déterminé à partir de l'indice I2M2, avec un effet prépondérant du phosphore total, des nitrites, de l'ammonium et dans une moindre mesure de la DBO5. Ces résultats concordent avec les études réalisées ailleurs en Europe qui montrent que la concentration en nutriments est un facteur influençant négativement les indices biotiques qu'ils soient basés sur les macroinvertébrés benthiques, les diatomées ou les poissons (Dahm *et al.*, 2013 ; Donohue *et al.*, 2006 ; Johnson et Hering, 2009). Les variables hydromorphologiques utilisées dans ce travail avaient pour but de rendre compte des altérations d'origine anthropique pouvant clairement être corrélées à une dégradation de l'état écologique. Ainsi ont été pris en compte différents aménagements et usages au niveau du lit majeur (agriculture, urbanisation, transport) et du lit mineur (transport, énergie, tourisme) dont les effets se traduisent par une altération des structures et des processus hydromorphologiques naturels. À large échelle, l'indice I2M2 est influencé négativement par les effets de l'irrigation qui se traduit par des étiages plus sévères. Au niveau de l'altération des processus morphologiques, l'I2M2 est influencé négativement par les variables reflétant l'altération de la dynamique latérale, le ralentissement de l'écoulement et la modification directe du lit mineur (rectification, urbanisation 100 m, digues et routes dans les lits mineur et majeur, densité de seuils). Ceci est cohérent dans la mesure où ces facteurs vont agir soit sur la diversité des habitats, soit sur les processus de dissémination (altération des successions de faciès, alté-

2 Résultats du modèle de régression PLS pour l'indice I2M2. Les coefficients de régression normalisés sont présentés pour chaque modèle : en rouge, les variables qui ont un effet négatif sur l'indice biologique, en bleu, les variables qui ont un effet positif sur l'indice biologique et en gris, les variables dont l'effet n'est pas significatif (Villeneuve *et al.*, 2015).



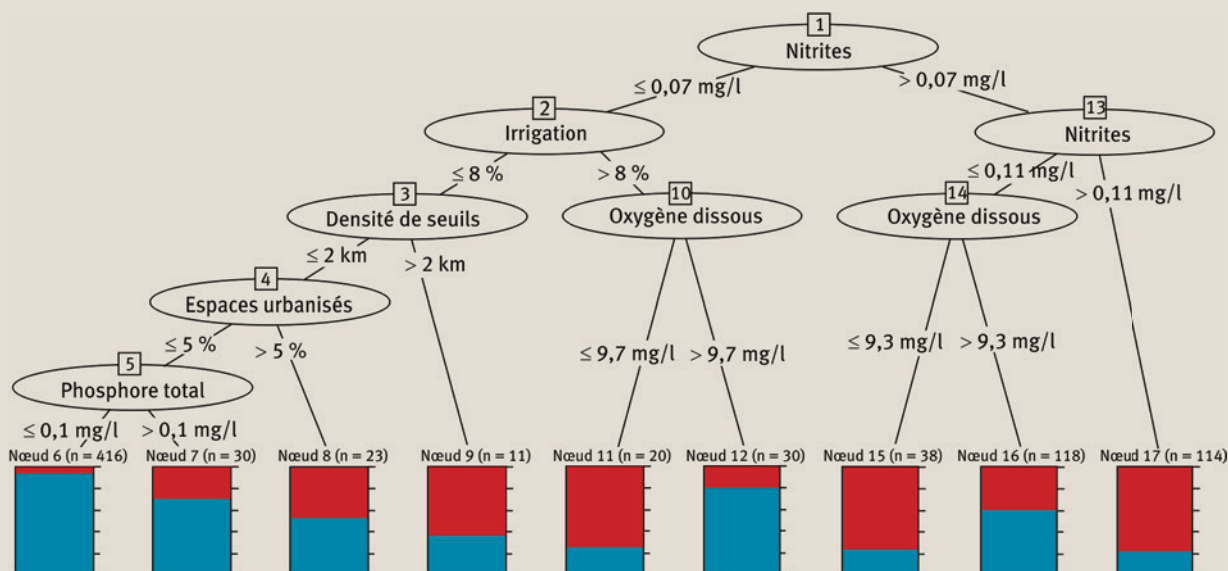
ration de la dynamique latérale). Enfin, l'I2M2 montre une réponse positive à la présence de ripisylve dans le corridor rivulaire. Si la ripisylve joue un rôle complexe (ombrage, apport de matière organique, habitat mais aussi stabilisation des berges, et rôle sur la dynamique latérale) (Naiman *et al.*, 2010; Shields *et al.*, 2003), elle témoigne surtout d'un certain niveau de naturalité des rives. De manière synthétique, les facteurs d'altération hydromorphologiques interviennent en troisième position après les facteurs physico-chimiques et l'occupation du sol, dans l'explication de l'état écologique. On retrouve cette hiérarchie d'impacts dans d'autres études (Dahm *et al.*, 2013) montrant que l'effet de l'altération hydromorphologique est mesurable mais que son impact est relativement faible sur les indices biologiques. Cela plaide pour l'utilisation d'indicateurs modernes et performants comme l'I2M2 (Mondy *et al.*, 2012) pour rendre compte plus finement de l'impact des différents facteurs de stress hydromorphologiques.

Le modèle prédictif a montré des performances prédictives intéressantes avec un taux de bonne classification de l'état écologique de 81%. Il faut souligner que ce modèle est capable de prédire de manière performante le bon état mais ses performances sont moins bonnes lorsqu'il s'agit de prédire le mauvais état. Ceci est la résultante de la forte proportion de sites en bon état dans notre jeu de données (un site sur trois environ est classé en bon état). Le modèle ne peut s'adapter à des situations non rencontrées dans le jeu de données d'apprentissage et atteint les limites de sa capacité prédictive. La méthode des arbres d'inférence conditionnelle utilisée ici est un atout pour le transfert aux gestionnaires. La littérature décrit des méthodes plus performantes comme les « *random forests* » (Liaw et Wiener, 2002) ou leur pendant conditionnel les « *conditional random forests* » (Hothorn

et al., 2006; Maloney *et al.*, 2009) capables d'améliorer les capacités prédictives des modèles. Mais nous avons fait le choix d'utiliser ici une méthode plus simple dans le but précis de fournir aux gestionnaires un outil facile à intégrer dans un algorithme décisionnel de la chaîne réglementaire d'évaluation de l'état écologique. La méthode choisie nous permet en effet de communiquer directement aux gestionnaires le schéma de l'arbre de décision qu'ils peuvent ensuite utiliser directement sans compétence experte en modélisation.

À l'échelle de l'Europe, la première solution envisagée a été d'utiliser le jugement d'experts ou le regroupement de masses d'eau (Kristensen et Christiansen, 2012). Mais en suivant cette option, l'évaluation des masses d'eau réalisée par les gestionnaires risquait d'être hétérogène à l'échelle du territoire national. Elle l'était encore plus lorsqu'il s'agissait de regarder ces évaluations à l'échelle européenne. C'est pourquoi il a été recommandé (Reyjol *et al.*, 2014) d'associer étroitement des modèles prédictifs de l'état écologique à ce jugement d'expert afin d'accroître la robustesse du processus d'évaluation. Ainsi, les masses d'eau non surveillées ont pu être classées en utilisant une double approche. D'une part, l'expertise pouvait être faite à partir des pressions exercées sur les masses d'eau afin de capitaliser les connaissances des gestionnaires. D'autre part, des modèles pouvaient être utilisés pour assurer une évaluation plus homogène et objective. Ces deux approches gagnaient ensuite à être confrontées afin d'optimiser le processus d'évaluation. Si l'utilisation d'un modèle est une approche objective, elle peut être biaisée et inadaptée à des conditions locales spécifiques non prises en compte dans les données d'apprentissage utilisées pour construire le modèle. Au contraire, l'expert aura la capacité de reconnaître des situations exceptionnelles que le modèle d'extrapolation

⑤ Arbre d'inférence conditionnelle de l'indice I2M2. Ce schéma décrit l'arbre de décision qui permet à partir d'une succession de valeurs seuils pour les variables sélectionnées de déterminer la proportion de stations en bon et en mauvais état. Cette valeur est traduite en probabilité d'être en bon ou en mauvais état (Villeneuve *et al.*, 2015).



ne reconnaîtra pas forcément. Par contre, l'approche que nous proposons doit se baser sur un ensemble de données complet et homogène à l'échelle nationale. Et pour cela, il est nécessaire de produire des données homogènes de pression (hydromorphologiques, physico-chimiques et toxiques) supportant les éléments de qualité biologique.

En pratique, les modèles sont peu utilisés, en partie pour les raisons exposées ci-avant mais aussi parce que le processus de l'élaboration des SDAGE comprend une première étape indispensable : celle de l'identification des pressions anthropiques les plus importantes qui s'exercent sur les masses d'eau. Par exemple, dans le bassin Rhône-Méditerranée, cette étape utilise dans un premier temps les jeux de données de la surveillance pour une pré-identification des pressions importantes. Une consultation technique des acteurs régionaux et locaux permet ensuite de valider ou d'ajuster la liste des pressions importantes considérées comme telles non pas à l'échelle d'un site de surveillance mais à l'échelle de la masse d'eau. L'état écologique qui est attribué aux masses d'eau non surveillées résulte de l'utilisation d'un outil qui associe l'état écologique le plus fréquemment observé au diagnostic sur les pressions ainsi établi. Cet outil est construit à partir des jeux de données d'état et de pressions expertisées, disponibles sur les masses d'eau surveillées par le RCS. L'état écologique est apprécié globalement et non pas directement pour chacun de ses éléments. L'état est utilisé comme un indicateur général de l'effet des pressions. L'essentiel de la démarche est concentrée sur un partage du diagnostic sur les pressions, étape essentielle pour une bonne appropriation des mesures à mettre en œuvre, et à décliner en actions, pour restaurer l'état écologique. La production d'un ensemble de données prédictives pour alimenter les modèles d'extrapolation devra donc aussi prendre en compte l'expertise des pressions.

Conclusion

Ce type d'outil prédictif est d'un intérêt majeur pour les gestionnaires. Il permet en effet à partir d'un jeu de données de pressions de prédire avec un bon taux de réussite l'état des masses d'eau pour lesquelles il n'existe pas de données de suivi biologique. Il est d'ailleurs toujours recommandé depuis 2010 par le guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (MTE, 2019) d'utiliser ces outils d'extrapolation.

Ils mériteraient cependant d'être réactualisés maintenant que les indicateurs de qualité ainsi que leurs limites d'état sont stabilisés. Une mise à jour de ces modèles prenant en compte les dernières règles d'évaluation apportera un

soutien indiscutable au processus d'évaluation de l'état des masses d'eau. La production de jeux de données homogènes sur les pressions anthropiques constitue un enjeu fort pour un large recours à ces modèles. Mais leur utilisation également homogène et largement partagée pour l'élaboration des plans de gestion (en particulier l'état des lieux des pressions), au-delà de la seule évaluation de l'état écologique des masses d'eau non surveillées est aussi nécessaire.

Pour conclure, il est très important d'encourager la construction de modèles pression-impact basés sur des ensembles de données de pression robustes et complets afin de soutenir la classification des masses d'eau conformément à la demande de la DCE. Mais ce développement ne doit pas être considéré comme une approche antagoniste à l'amélioration du réseau de surveillance, mais plutôt comme un moyen de fournir un cadre général pour aider les politiques de l'eau dans, au moins, trois domaines principaux : l'amélioration de la surveillance (pour des évaluations plus robustes de l'état écologique et une meilleure caractérisation des relations entre pressions et état qui peut largement contribuer aussi à l'amélioration des modèles), la caractérisation des pressions humaines et l'identification des pressions les plus significatives, pour aider à la définition de stratégies de restauration efficaces afin de répondre aux exigences environnementales de la DCE. ■

Les auteurs

Bertrand VILLENEUVE

INRAE, UR EABX, 50 avenue de Verdun,
F-33612 Cestas Cedex, France.

✉ bertrand.villeneuve@inrae.fr

Laurent VALETTE, Martial FERRÉOL et Yves SOUCHON

INRAE, UR RiverLy,
5 rue de la Doua, CS 20244,
F-69625 Villeurbanne, France.

✉ laurent.valette@inrae.fr

✉ martial.ferreol@inrae.fr

✉ yves.souchon@inrae.fr

Philippe USSEGLIO-POLATERA

Laboratoire interdisciplinaire
des environnements continentaux,
UMR 7360 CNRS-Université de Lorraine,
Campus Bridoux, Bât. IBISE,
8 rue du Général Delestraint, F-57070 Metz, France.

✉ philippe.usseglio-polatera@univ-lorraine.fr

Stéphane STROFFEK

Agence de l'eau Rhône, Méditerranée Corse,
2-4 allée de Lodz, F-69363 Lyon, France.

✉ stephane.stroffek@eaumc.fr

EN SAVOIR PLUS...

📖 VILLENEUVE, B., SOUCHON, Y., USSEGLIO-POLATERA, P., FERRÉOL, M., VALETTE, L., 2015, Can we predict biological condition of stream ecosystems? A multi-stressors approach linking three biological indices to physico-chemistry, hydromorphology and land use, *Ecological Indicators*, n° 48, p. 88-98,
✉ <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.07.016>

📖 MTE, 2019, *Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau)*, Ministère de la transition écologique, La Défense, 123 p.,
✉ <https://www.eaufrance.fr/sites/default/files/2019-05/guide-reee-esc-2019-cycle3.pdf>

BIBLIOGRAPHIE COMPLÈTE

- AFNOR, 2009, Qualité de l'eau – Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes. XP T90-333, Association française de normalisation.
- BONADA, N., PRAT, N., RESH, V.H., STATZNER, B., 2006, Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches, *Annual Review of Entomology*, n° 51, p. 495-523, <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>
- BÜTTNER, G., KOSZTRA, B., 2007, *CLC2006 technical guidelines*, European Environment Agency, Technical Report, 70 p., https://www.eea.europa.eu/publications/technical_report_2007_17
- DAHM, V., HERING, D., NEMITZ, D., GRAF, W., SCHMIDT-KLOIBER, A., LEITNER, P., MELCHER, A., FELD, C.K., 2013, Effects of physico-chemistry, land use and hydromorphology on three riverine organism groups: a comparative analysis with monitoring data from Germany and Austria, *Hydrobiologia*, n° 704, p. 389-415, <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1431-3>
- DONOHUE, I., MCGARRIGLE, M.L., MILLS, P., 2006, Linking catchment characteristics and water chemistry with the ecological status of Irish rivers, *Water Research*, n° 40, p. 91-98, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.10.027>
- FURSE, M.T., HERING, D., BRABEC, K., BUFFAGNI, A., SANDIN, L., VERDONSCHOT, P.F.M., 2006, The ecological status of European rivers: Evaluation and intercalibration of assessment methods, *Hydrobiologia*, n° 566, p. 1-2, https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5493-8_1
- HERING, D., MEIER, C., RAWER-JOST, C., FELD, C. K., BISS, R., ZENKER, A., 2004, Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: Selection of candidate metrics, *Limnologica*, n° 34, p. 398-415, [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(04\)80009-4](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(04)80009-4)
- HOTHORN, T., HORNIK, K., ZEILEIS, A., 2006, Unbiased recursive partitioning: A conditional inference framework, *Journal of Computational and Graphical Statistics*, n° 15, p. 651-674, <https://doi.org/10.1198/106186006X133933>
- JOHNSON, R.K., HERING, D., 2009, Response of taxonomic groups in streams to gradients in resource and habitat characteristics, *Journal of Applied Ecology*, n° 46, p. 175-186, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01583.x>
- KRISTENSEN, E.A., BAATTRUP-PEDERSEN, A., ANDERSEN, H.E., 2012, Prediction of stream fish assemblages from land use characteristics: implications for cost-effective design of monitoring programmes, *Environmental Monitoring and Assessment*, n° 184, p. 1435-1448, <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2052-4>
- KRISTENSEN, P., CHRISTIANSEN, T., 2012, *EEA Water 2012 Report, Thematic assessment on Ecological and chemical status and pressures*, European Environmental Agency, <https://www.eea.europa.eu/publications/european-waters-assessment-2012>
- LIAW, A., WIENER, M., 2002, Classification and Regression by randomForest, *R news*, n° 2, p. 18-22, <https://cogms.northwestern.edu/cbmg/LiawAndWiener2002.pdf>
- MALONEY, K.O., WELLER, D.E., RUSSELL, M.J., HOTHORN, T., 2009, Classifying the biological condition of small streams: an example using benthic macroinvertebrates, *Journal of the North American Benthological Society*, n° 28, p. 869-884, <https://doi.org/10.1899/08-142.1>
- MARZIN, A., ARCHAIMBAULT, V., BELLIARD, J., CHAUVIN, C., DELMAS, F., PONT, D., 2012, Ecological assessment of running waters: Do macrophytes, macroinvertebrates, diatoms and fish show similar responses to human pressures?, *Ecological Indicators*, n° 23, p. 56-65, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.010>
- MARZIN, A., VERDONSCHOT, P.F.M., PONT, D., 2013, The relative influence of catchment, riparian corridor, and reach-scale anthropogenic pressures on fish and macroinvertebrate assemblages in French rivers, *Hydrobiologia*, n° 704, p. 375-388, <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1254-2>
- MONDY, C.P., VILLENEUVE, B., ARCHAIMBAULT, V., USSEGLIO-POLATERA, P., 2012, A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French Wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach, *Ecological Indicators*, n° 18, p. 452-467, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.013>
- MTE, 2019, *Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau)*, Ministère de la transition écologique, La Défense, 123 p., <https://www.eaufrance.fr/sites/default/files/2019-05/guide-reee-esc-2019-cycle3.pdf>
- NAIMAN, R.J., DECAMPS, H., MCCLAIN, M.E., 2010, *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*, Academic Press.
- PONT, D., HUGUENY, B., BEIER, B., GOFFAUX, D., MELCHER, A., NOBLE, R., ROGERS, C., ROSET, N., SCHMUTZ, S., 2006, Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages, *Journal of Applied Ecology*, n° 73, p. 70-80, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01126.x>
- REYJOL, Y., ARGILLIER, C., BONNE, W., BORJA, A., BUIJSE, A. D., CARDOSO, A. C., DAUFRESNE, M., KERNAN, M., FERREIRA, M.T., POIKANE, S., NARCÍS, P., SOLHEIM, A.-L., STROFFEK, S., USSEGLIO-POLATERA, P., VILLENEUVE, B., VAN DE BUND, W., 2014, Assessing the ecological status in the context of the European Water Framework Directive: Where do we go now?, *Science of the Total Environment*, n° 497, p. 332-344, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.119>
- SHIELDS, F.D., COOPER JR, C.M., KNIGHT, S.S., MOORE, M.T., 2003, Stream corridor restoration research: a long and winding road, *Ecological engineering*, n° 20, p. 441-454, https://www.ars.usda.gov/ARSUserFiles/5120/stream_corridor.pdf
- VALETTE, L., PIFFADY, J., CHANDESRI, A., SOUCHON, Y., 2012, SYRAH-CE : description des données et modélisation du risque d'altération de l'hydromorphologie des cours d'eau pour l'État des lieux DCE, Pôle Hydroécologie des cours d'eau Onema-Irstea Lyon, MALY-LHQ, 104 p., http://oai.afbiodiversite.fr/cindocoai/download/PUBLI/1185/1/2012_108.pdf_4080k
- VILLENEUVE, B., SOUCHON, Y., USSEGLIO-POLATERA, P., FERRÉOL, M., VALETTE, L., 2015, Can we predict biological condition of stream ecosystems? A multi-stressors approach linking three biological indices to physico-chemistry, hydromorphology and land use, *Ecological Indicators*, n° 48, p. 88-98, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.07.016>
- WASSON, J.G., VILLENEUVE, B., IITAL, A., MURRAY-BLIGH, J., DOBIASOVA, M., BACIKOVA, S., TIMM, H., PELLA, H., MENGIN, N., CHANDESRI, A., 2010, Large-scale relationships between basin and riparian land cover and the ecological status of European rivers, *Freshwater Biology*, n° 55, p. 1465-1482, <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00538245>
- WOLD, S., SJOSTROM, M., ERIKSSON, L., 2001, PLS-regression: a basic tool of chemometrics, *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, n° 58, p. 109-130, https://www.libpls.net/publication/PLS_basic_2001.pdf

Point de vue

État écologique des lacs et estuaires, défis et perspectives

Malgré les nombreux usages dont ils font l'objet et leur rôle avéré pour la biodiversité aquatique et terrestre, les plans d'eau et les estuaires français ont été historiquement peu étudiés, et leur état écologique peu renseigné. L'évaluation et le suivi de leur qualité écologique dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau ont relevé d'un véritable challenge dans les années 2000. Aujourd'hui, l'acquisition de données de qualité au cours des deux dernières décennies et l'arrivée de nouvelles méthodes de surveillance, comme la télédétection spatiale ou le recours à l'ADN environnemental, laissent présager de nouvelles perspectives de suivi de ces précieux écosystèmes.

Les plans d'eau et les estuaires sont des masses d'eau continentales soumises aux mêmes exigences réglementaires que les cours d'eau en terme d'atteinte du bon état écologique pour répondre aux exigences de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE, 2000/60/CE). Ils hébergent une forte diversité biologique et constituent des milieux à forts enjeux en termes de fonctions et de services écosystémiques (photo 1). Ils contribuent au bien-être humain par leur approvisionnement en eau potable, mais aussi pour l'irrigation ou la production d'énergie, par la pêche (récréative ou professionnelle), par le tourisme et les activités de loisirs, mais aussi par des processus de dépollution (dénitrification ou de filtration des eaux par exemple). En France, les masses d'eau de type plans d'eau et estuaires concernées par le bilan régulier de leur état écologique transmis à Commission européenne (dénommé « rapportage ») sont peu nombreuses : seulement soixante-sept masses d'eau de transition, soixante-neuf lacs naturels et environ trois cents lacs de réservoir (retenues). On compte néanmoins des milliers de petits plans d'eau (ex. : étangs) sur lesquels aucune mesure n'est actuellement réalisée bien qu'ils soient également concernés par l'atteinte du bon état écologique.

Une méconnaissance des écosystèmes lacustres et estuariens

La mise en œuvre de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE) sur les plans d'eau et les estuaires a posé des défis majeurs et en premier lieu en terme de connaissance de ces écosystèmes. À titre d'exemple, avant la publication de la DCE en 2000, un simple inventaire exhaustif des plans d'eau de plus de cinquante hectares n'existait pas ; il a été disponible à l'échelon national seulement au début de l'année 2004. Bien que certaines agences de bassins aient consenti des efforts significatifs

dans la réalisation d'études et de diagnostics écologiques bien avant la publication de cette directive, à cette date, les principales caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques d'un grand nombre de plans d'eau et estuaires restaient indéterminées. Cette relative méconnaissance a représenté une contrainte majeure lorsque le classement de ces masses d'eau dans des types définis par les critères fixés par l'annexe II de la DCE a été demandé. Plusieurs critères requis, comme par exemple la profondeur moyenne et l'alcalinité des lacs, étaient indéterminés. Ce classement a dû mobiliser une forte expertise et n'a pas permis de répondre parfaitement aux exigences réglementaires¹. Par la suite, la connaissance très partielle des données environnementales a rendu difficile l'évaluation de la variabilité naturelle des bio-indicateurs. De même, la mauvaise caractérisation de certaines de ces pressions, comme par exemple les pressions hydromorphologiques des plans d'eau, a limité (et limite encore actuellement) le pouvoir de diagnostic des indicateurs de l'état écologique.

Si, au début des années 2000, les facteurs abiotiques des masses d'eau lacustres et de transition étaient mal connus, il en était de même des communautés aquatiques qu'hébergeaient ces milieux. De nombreuses études sur une espèce, voire parfois un stade de développement d'une espèce d'intérêt (ex. : la civelle en estuaire) étaient disponibles, mais rares étaient les études portant sur l'ensemble d'une communauté dans une ou plusieurs masses d'eau ; de plus, les données existantes étaient souvent peu comparables. Il a donc été nécessaire de mettre en place des stratégies d'échantillonnage standardisé pour acquérir les données biologiques indispensables au développement des bioindicateurs.

1. Le critère obligatoire de taille n'a pas été intégré dans la classification nationale des plans d'eau. Certaines données sont encore manquantes aujourd'hui et une classification conforme aux exigences de la DCE n'est donc toujours pas possible pour une vingtaine de retenues.

1 Les lacs et les estuaires hébergent une forte diversité biologique et constituent des milieux à forts enjeux en termes de fonctions et de services écosystémiques.



© V. Pagneux - INRAE

Une très forte diversité d'écosystèmes et une typologie « peu opérationnelle »

Le territoire national se trouve dans des écorégions contrastées d'un point de vue géologique, climatique et de relief. Si l'on ajoute à cela les caractéristiques pédoclimatiques des territoires d'outre-mer, la France présente la plus forte diversité environnementale des pays de l'Union européenne. Ainsi, un autre défi à relever a été lié à la grande diversité hydrologique, morphologique et environnementale des lacs naturels et des estuaires. Cette diversité est également exacerbée par des facteurs historiques et géologiques (volcanisme et érosion glaciaire, par exemple qui conditionnent la forme et la profondeur). Les enjeux économiques et sociaux (irrigation, alimentation en eau potable, production hydroélectrique...) à l'origine de ces écosystèmes expliquent aussi une partie de leur diversité morphologique (profondeur, forme, présence ou absence de zone littorale...). Cette hétérogénéité du territoire et diversité d'origine se traduisent par un grand nombre de types de plans d'eau, la plupart d'entre eux ne regroupant que très peu d'écosystèmes comparables. La typologie nationale des lacs naturels et dans une moindre mesure des plans d'eau d'origine anthropique, s'est ainsi avérée complètement inappropriée pour définir les conditions de référence des indicateurs par type de masses d'eau. Il a été aussi complexe de construire des seuils de classes d'état adaptés à chaque type de masse d'eau du fait du manque de données sur les gradients de pressions au sein des types. Par exemple, les lacs d'altitude s'avèrent tous peu impactés par les pressions d'origine anthropique et inversement pour les lacs naturels de plaine méditerranéens peu nombreux et fortement anthropisés.

Les estuaires présentent aussi une forte diversité, allant du très petit cours d'eau quasiment en assec à marée basse aux très grands estuaires comme celui de la Seine, de la Loire et de la Gironde, présentant de fortes connectivités et des débits élevés. Leur nombre également réduit

a posé des problèmes comparables à ceux rencontrés sur les plans d'eau. Fort heureusement, quand les données biologiques de surveillance sont arrivées, il a été possible de réduire le nombre de critères choisis *a priori* pour établir leur typologie à partir de l'analyse d'influence de ces facteurs sur la structure et le fonctionnement des communautés de poissons. Il est apparu beaucoup plus tard que les critères pertinents pour établir la typologie physique pouvait être simplifiée pour un groupe d'organisme (les poissons), et que ces critères pouvaient être différents pour un autre groupe (les invertébrés ou le phytoplancton), ce qui montrait les limites de l'approche globale d'une même typologie pour tous les groupes considérés.

Des états de référence difficiles à définir

La définition des états de référence pour l'ensemble des éléments de qualité biologique à inclure dans l'évaluation de l'état écologique s'est heurtée à d'autres difficultés, indépendantes du caractère peu opérationnel de la typologie. Les conditions nécessaires à la classification des plans d'eau en « état de référence » ont été définies en annexe III de la circulaire ministérielle DCE 2004/08. Néanmoins, en l'absence de données précises sur les pressions exercées à l'échelle des bassins versants ou directement sur la cuvette lacustre, la réalisation d'un tel exercice était difficile et a dans une large mesure fait appel à l'expertise. Il a conduit à l'identification de quatorze plans d'eau mais, outre le fait qu'ils n'étaient pas représentatifs de la diversité des écosystèmes, certains se sont avérés, *a posteriori*, ne pas être tout à fait exempts de pressions (De Bortoli *et al.*, 2007). Pour les estuaires, il a été impossible de trouver des sites ou masses d'eau de référence car, situés à l'exutoire des bassins versants, ils subissent un cumul de pressions héritées en plus des pressions locales. Le choix s'est donc porté sur l'établissement de gradient de pressions pour établir les conditions de référence du « moins perturbé » vers le « plus perturbé ».

► La définition des conditions de référence est aussi particulièrement compliquée à appréhender pour les plans d'eau d'origine anthropique. Bien qu'il soit établi que cette référence est à rechercher dans les milieux naturels typologiquement les plus proches, il est avéré que les retenues ne sont ni des lacs naturels, ni des cours d'eau et présentent des caractéristiques propres (Wetzel, 1990). Cette idée a dû être vivement défendue auprès des instances européennes pour que cette spécificité soit bien intégrée dans les textes européens en lien avec la définition du « bon potentiel écologique ». Il se définit comme un état proche du « potentiel écologique maximum » que pourrait atteindre ces masses d'eau, une fois mises en œuvre l'ensemble des mesures possibles de mitigations pour contrer les effets des contraintes techniques obligatoires (ex. : marnage pour la production d'hydroélectricité) (Commission européenne, 2003).

Pour le développement des indicateurs de l'état écologique, les difficultés de définition des conditions de référence ont été contournées par un recours quasi systématique à la modélisation. Des modèles statistiques (ex. : modèle linéaire généralisé) prenant en compte les conditions environnementales naturelles connues pour contrôler la structure des communautés (la surface des écosystèmes influence par exemple leur richesse spécifique) et les pressions ont été développés. Pour les plans d'eau, la nature des données disponibles nous a conduit à nous focaliser sur les facteurs de stress liés à l'eutrophisation (ex. : concentration en phosphore total), ce qui limite la portée du diagnostic. Pour les estuaires, trois grands types de pressions ont été pris en compte : les pressions de pollution, les pressions sur l'habitat et le vivant et les pressions d'occupation des sols dans une bande rivulaire de 500 mètres. Ceci a permis de mettre en relation les observations biologiques et les niveaux de pression partielle (par catégorie) et totale (somme des trois catégories). La modélisation statistique a permis de sélectionner les caractéristiques biologiques à retenir pour la bioindication (conservation des métriques répondant significativement aux pressions) et de prédire les valeurs de références attendues pour les caractéristiques biologiques en absence de pression.

Les modèles pressions/impacts ont été construits avec des jeux de données obtenus par regroupement de types nationaux voire européens dans certains cas (cas de l'indice poisson pour les lacs naturels). Cette stratégie a permis de pallier au moins partiellement le manque de données et la diversité des écosystèmes en regard de leur faible effectif.

Peu de suivis pluriannuels et une forte variabilité de certains facteurs

Bien que la DCE propose des méthodes assez précises pour atteindre les objectifs environnementaux, la fréquence de surveillance des différentes composantes des écosystèmes utilisées pour rendre compte de leur état a été laissée, dans une certaine mesure, à la discrétion des États membres. Les écosystèmes lacustres étant considérés beaucoup plus stables que les cours d'eau, et les coûts de leur surveillance étant jugés plus importants, c'est à quelques exceptions près, un pas de temps de six ans qui a été adopté pour la réalisation des échan-

teillonnages biologiques. Il peut être considéré suffisant pour mesurer une évolution de certaines communautés dont les dynamiques sont relativement lentes (ichtyofaune, par exemple), mais ce n'est pas le cas de certains groupes taxonomiques (phytoplancton notamment). De plus, cela ne permet pas de détecter des points de basculement potentiel (apparition d'une espèce nuisible, par exemple). L'absence de suivi plus fin est telle que la variabilité interannuelle liée notamment aux conditions météorologiques survenues aux différents stades de vie des organismes n'est pas connue pour la plupart d'entre eux, ce qui complexifie l'interprétation des diagnostics. Les tendances n'étant observables qu'à partir d'un nombre important de points, il faudra bien des années pour les mesurer et cette fréquence relativement faible hypothèque toute intervention rapide en cas de dysfonctionnement. Pour les écosystèmes estuariens, la fréquence de surveillance retenue est de trois années consécutives par plan de gestion avec des échantillonnages deux fois par an de façon à tenir compte de la variabilité saisonnière et interannuelle.

Et maintenant...

Les nombreuses données acquises depuis les débuts de la DCE dans les années 2000 permettent d'envisager l'amélioration de la performance des modèles pressions/impacts à la base du développement des bio-indicateurs. Grâce à la mise en place des réseaux de surveillance et de contrôle opérationnel, les données biologiques sont aujourd'hui plus nombreuses et homogènes. Les variables environnementales naturelles sont également mieux connues. Quant aux facteurs de stress notamment hydromorphologiques, ils sont mieux décrits et mieux caractérisés d'un point de vue spatial et temporel. Cela permet d'envisager une amélioration du diagnostic produit par de nouveaux indicateurs plus sensibles à un nombre plus important de pressions, et de mieux discriminer ainsi les pressions à l'origine d'une potentielle altération des milieux. Les données disponibles aujourd'hui permettent aussi de compléter la palette d'outil d'évaluation de l'état écologique des plans d'eau (ajout d'un indicateur de l'état hydromorphologique (voir l'article de Argillier *et al.*, p. 54-55 dans ce même numéro) et d'un indicateur macro-invertébrés) et des estuaires (développement d'un indicateur invertébrés benthiques).

Nous devons néanmoins rester vigilants sur la mesure des effets des pressions anthropiques et plus particulièrement du changement climatique, sur les communautés, pour le cas échéant, adapter les valeurs de référence pour que les indicateurs conservent leur pertinence. En estuaire, les effets du changement climatique sont déjà visibles avec des arrivées d'espèces normalement plus sudistes, et des déplacements vers le nord d'espèces qui étaient en limite sud de leur aire de distribution. Ainsi, l'éperlan encore abondant en Gironde dans les années 1980, ne se trouve plus qu'au nord de la Loire. Pour le maigre, on observe plutôt une extension vers le nord de son aire de répartition. Cette espèce est aujourd'hui présente en Bretagne alors qu'elle ne dépassait pas le nord de la Gironde. Pour les estuaires, les conditions de référence actuelles ont été définies avec des données obtenues entre 2006 et 2008. Il serait donc raisonnable

de revoir ces conditions pour le prochain rapportage en 2024. À l'avenir, il sera potentiellement nécessaire de développer de nouveaux indicateurs qui intègrent l'importance des effets du changement climatique sur les communautés et d'améliorer nos connaissances sur l'effet des différents stress sur les masses d'eau.

Par ailleurs, de nouvelles méthodes de surveillance sont sinon opérationnelles, déjà très prometteuses pour une mise en œuvre dans un cadre DCE. C'est par exemple le cas de l'ADN environnemental (ADNe) dont l'échantillonnage présente l'avantage de ne pas impacter la biodiversité (contrairement à certaines méthodes traditionnelles), de fournir un inventaire plus complet et plus précis que par les techniques actuelles. Bien que des développements soient encore nécessaires, la méthode s'avère déjà opérationnelle pour inventorier les diatomées des cours d'eau et plans d'eau (Riveira *et al.*, 2018; Vasselon *et al.*, 2019) et les poissons en rivière et en lac (Lawson Handley *et al.*, 2019; Pont *et al.*, 2021). Il n'est pas encore possible d'évaluer l'abondance des espèces avec l'ADNe et nous savons que les abondances commencent par diminuer fortement avant que les espèces ne disparaissent. La surveillance des abondances est en cela un signal plus précoce que la perte d'espèces. Les techniques progressent rapidement et on peut espérer que des notions d'abondance seront accessibles également via l'ADNe à moyen terme. L'utilisation des données de la télédétection est également en plein essor. Ces techniques sont à même de donner de l'information spatiale sur un grand nombre de masses d'eau à moindre coût. Leur application permet d'envisager la surveillance d'un grand nombre de plans d'eau incluant ceux qui sont hors des réseaux de suivi actuels, notamment les plus petits qui hébergent souvent une très forte biodiversité. L'utilisation pour la surveillance de ces nouvelles méthodes fait actuellement l'objet de nombreuses discussions.

Enfin, les estuaires, de nombreux plans d'eau et probablement toutes les retenues, sont en connexion avec les cours d'eau ou avec la nappe souterraine. À l'échelle des bassins hydrographiques, une meilleure compréhension des impacts réciproques de l'état des différentes masses d'eau sur les masses d'eau connectées devient cruciale notamment dans la perspective d'une définition des mesures de restauration écologique pertinentes. ■

EN SAVOIR PLUS...

- **DE BORTOLI, J., DAUFRESNE, M., ARGILLIER, C.,** 2007, *Définition des conditions de référence sur les plans d'eau – Paramètre chlorophylle-a*, Cemagref Aix-en-Provence, 20 p.
- **COMMISSION EUROPÉENNE,** 2003, Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document n° 4. Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies. Working Group 2.2 – HMWB, 109 p.
- **LAWSON HANDLEY, L., READ, D.S., WINFIELD, I.J., KIMBELL, H., JOHNSON, H., LI, J., HAHN, C., BLACKMAN, R., WILCOX, R., DONNELLY, R., SZITENBERG, A., HÄNFLING, B.,** 2019, Temporal and spatial variation in distribution of fish environmental DNA in England's largest lake, *Environmental DNA*, vol. 1, n° 1, p. 26-39, <https://doi.org/10.1002/edn3.5>
- **PONT, D., VALENTINI, A., ROCLE, M., MAIRE, A., DELAIGUE, O., JEAN, P., DEJEAN, T.,** 2021, The future of fish-based ecological assessment of European rivers: from traditional EU Water Framework Directive compliant methods to eDNA metabarcoding-based approaches, *Journal of Fish Biology*, vol. 98, n° 2, p. 354-366, <https://doi.org/10.1111/jfb.14176>
- **RIVEIRA, S.F., VASSELON, V., JACQUET, S., BOUCHEZ, A., ARIZTEGUI, D., RIMET, F.,** 2018, Metabarcoding of lake benthic diatoms: from structure assemblages to ecological assessment, *Hydrobiologia*, 807, p. 37-51, <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3381-2>
- **VASSELON, V., RIMET, F., DOMAIZON, I., MONNIER, O., REYJOL, Y., BOUCHEZ, A.,** 2019, *Assessing pollution of aquatic environments with diatoms' DNA metabarcoding: experience and developments from France Water Framework Directive networks, Metabarcoding and Metagenomics 3: e39646*, <https://doi.org/10.3897/mbmg.3.39646>
- **WETZEL, R.G.,** 1990, «Reservoir ecosystems: conclusions and speculations», in: *Reservoir limnology: ecological perspective*, ed. by K.W. THORNTON, B.L. KIMMEL & F.E. PAYNE, p. 227-238, John Wiley & Sons, Inc., New York.

Les auteurs

Christine ARGILLIER

INRAE, Aix Marseille Univ, UMR RECOVER,
F-13182, Aix-en-Provence, France.

[✉ christine.argillier@inrae.fr](mailto:christine.argillier@inrae.fr)

Maxime LOGEZ

INRAE, UR RiverLy, 5 rue de la Doua, CS 20244,
F-69625 Villeurbanne, France.

[✉ maxime.logez@inrae.fr](mailto:maxime.logez@inrae.fr)

Mario LEPAGE

INRAE, UR EABX, 50 avenue de Verdun,
F-33612 Cestas Cedex, France.

[✉ mario.lepage@inrae.fr](mailto:mario.lepage@inrae.fr)

Vers une évaluation physico-chimique en cohérence avec la biologie des milieux aquatiques continentaux

La directive cadre européenne sur l'eau exige des États membres la production d'indicateurs physico-chimiques devant traduire le fonctionnement des écosystèmes et la production de valeurs seuils correspondant à différents niveaux de leur dégradation. Or, en France, ces données manquent en raison notamment de la diversité des écosystèmes et de la faible connaissance des conditions physico-chimiques réelles et de leurs interactions avec les multiples pressions anthropiques. C'est dans ce contexte que trois équipes de recherche de INRAE et de l'OFB ont mis au point des méthodes statistiques innovantes pour déterminer des valeurs seuils physico-chimiques calées sur les indicateurs biologiques, plus réalistes et plus protectrices des milieux aquatiques.

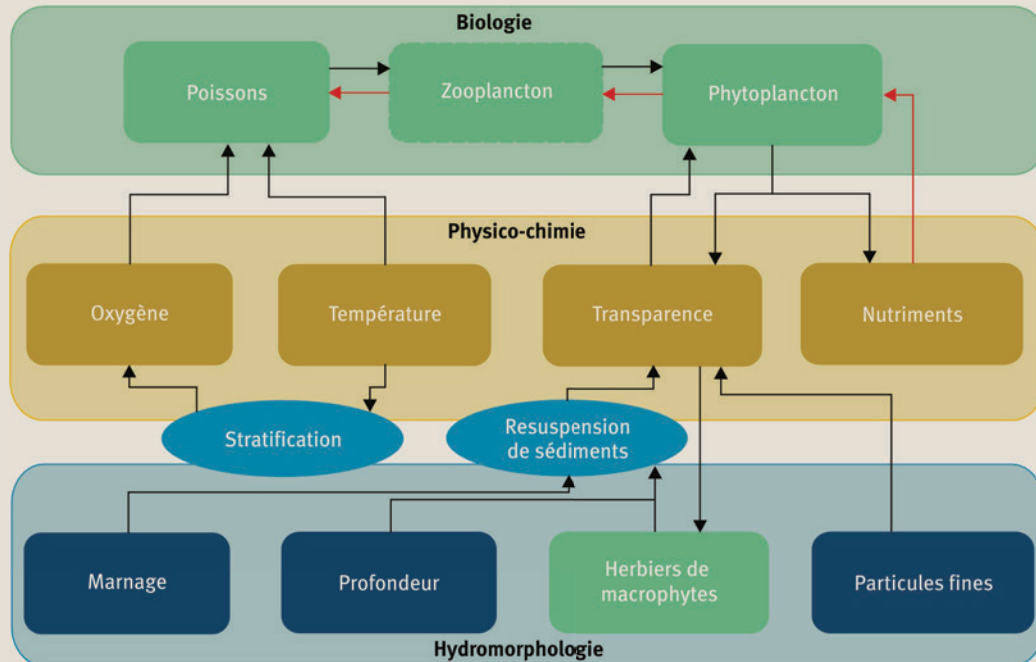


La qualité physico-chimique d'une eau naturelle résulte d'un ensemble de processus dépendant des contextes géologiques, hydro-climatiques et biologiques et conditionne la vie des organismes inféodés. Les pressions physiques et chimiques liées aux activités anthropiques viennent modifier la qualité des milieux aquatiques. L'évaluation de cette qualité passe par la comparaison des mesures de certains paramètres à des valeurs de « référence » correspondant à un état naturel quasi-indemne d'effet anthropique. Elle permet de rendre compte du degré de modification des milieux aquatiques, et guide la recherche des causes de l'altération.

Dès les années 1960, les législateurs prescrivent l'utilisation des paramètres physico-chimiques (via la « grille 71 ») pour évaluer l'état des cours d'eau et leurs usages (loi 64-1245 du 16 décembre 1964 sur la lutte contre la détérioration de la qualité des eaux en France). La loi du 3 janvier 1992, dite « loi sur l'eau », vient apporter les modifications à ce cadre législatif pour

appliquer les directives européennes définissant des normes de qualité auxquelles doivent satisfaire les eaux pour certains usages (eau potable, eaux de baignade, eaux piscicoles, eaux conchylicoles). Elle contribue au développement du nouveau système d'évaluation dont la composante « Eau » est appréhendée via sa qualité physico-chimique et son aptitude aux fonctions naturelles des milieux aquatiques et aux usages. En 2000, la directive cadre européenne sur l'eau (DCE) apporte une approche nouvelle. En définissant l'objectif de « bon état des eaux », elle s'intéresse à l'état du milieu en tant que tel et non uniquement pour les usages que l'homme en fait. Elle place les indicateurs biologiques au cœur de l'évaluation de l'état écologique des eaux de surface. Les paramètres physico-chimiques interviennent en soutien à la biologie, comme un élément complémentaire de l'évaluation et en tant que « proxies » des pressions anthropiques. Ils évitent de passer à côté de certaines dégradations de l'écosystème dont les indices biologiques ne pourraient rendre compte, notamment dans le contexte multi-pressions (figure 1). Ils sont aussi mobi-

❶ Schéma relationnel montrant certaines interactions entre éléments de qualité dans un plan d'eau, impliquant notamment le paramètre transparence. Il illustre les relations et la complémentarité entre les différents types d'indicateurs. Les flèches en rouge indiquent la voie trophique.



lisables lorsque les indices biologiques sont difficiles à mesurer ou en limite de leur domaine d'application. Pour la physico-chimie, la DCE exige des États membres :

- la production d'indicateurs (jeu de paramètres) traduisant « le fonctionnement de l'écosystème caractéristique » ;
- la production de valeurs seuils correspondant à différents niveaux de dégradation de ces écosystèmes par type de masses d'eau (les plans d'eau, les cours d'eau et les eaux côtières et de transition).

Chaque type de masses d'eau ou d'écosystèmes, caractérisé par des habitats spécifiques pour la faune et la flore aquatiques, dispose ainsi de ses propres valeurs seuils et indicateurs mobilisés. Les rapports de la Commission européenne (EEA/ETC-ICM, 2019 ; Teixeira *et al.* 2021) montrent d'ailleurs une grande variabilité de paramètres et valeurs seuils adoptées par les États membres, qui ne sont pas toujours calibrées en complète cohérence avec les éléments biologiques de chaque type de masses d'eau. Pour le compte du ministère français chargé de l'environnement et des gestionnaires des bassins hydrographiques, trois équipes de recherche INRAE/OFB¹ ont proposé des méthodes innovantes pour les trois types de masses d'eau (i.e. Danis et Roubeix, 2014a ; Ferréol et Bougon, 2017 ; Lepage *et al.*, 2014). Ces méthodes ont un double objectif :

- s'assurer que les seuils de qualité physico-chimique en cours sont en accord avec les exigences de la DCE ;
- établir des seuils lorsque ceux-ci sont manquants ou doivent être revus.

Ces travaux ont été réalisés à partir des données acquises dans les réseaux de suivi mis en place depuis 2007 pour évaluer l'état des masses d'eau. Or, les données mobilisées sont parfois lacunaires : la majorité des suivis sont pauvres et assez peu représentatifs des caractéristiques physico-chimiques des masses d'eau à forte hétérogénéité spatiale et variabilité temporelle (notamment pour les plans d'eau et les estuaires). Par ailleurs, pour l'ensemble des masses d'eau (les cours d'eau y compris), le gradient de pressions n'est pas toujours très marqué et/ou incomplet pour établir les relations statistiques robustes. Des difficultés pour établir les relations biologie-physico-chimie (paramètre par paramètre) sont mises en évidence, notamment pour les masses d'eau de types cours d'eau, eaux côtières et de transition. En effet, les organismes aquatiques étant soumis à de multiples pressions (physiques et chimiques) (figure ❷), il est parfois difficile d'attribuer la cause de déclassement des indices biologiques à la dégradation physico-chimique et encore plus à un paramètre en particulier. Nous proposons par cet article des pistes d'améliorations pour pallier les difficultés rencontrées, mais également pour aller vers des seuils physico-chimiques qui soient plus réalistes et protecteurs de l'ensemble des milieux aquatiques.

1. INRAE : Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement ; OFB : Office français de la biodiversité.

Vers des seuils plus réalistes et protecteurs des milieux aquatiques

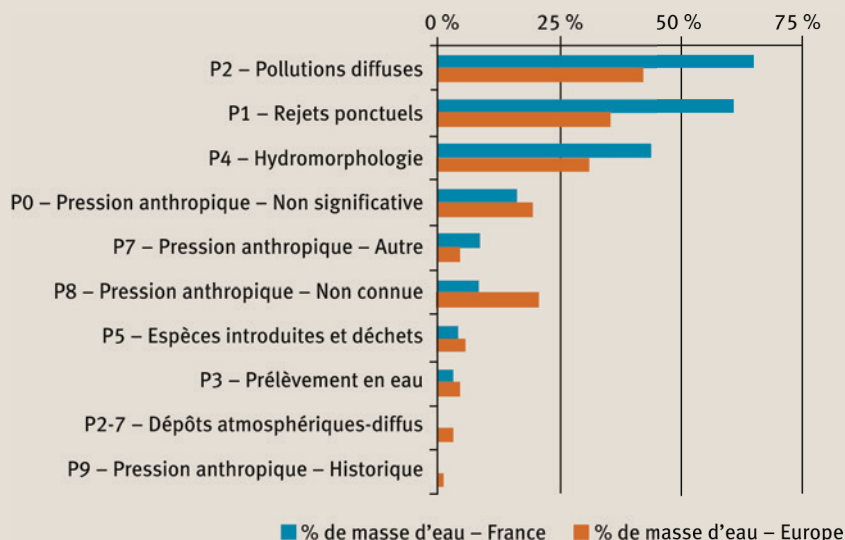
Le concept de « seuil écologique » est défini comme le point à partir duquel un changement « abrupt » se produit dans un écosystème ; c'est-à-dire un point critique où un petit changement dans un gradient environnemental entraîne une réponse importante de certaines variables écologiques (Groffman *et al.*, 2006) (figures 3a et 3b). La détection de ces points critiques pour les paramètres physico-chimiques est réalisée par rapport à des variables biologiques de l'écosystème (notion de soutien à la biologie, ex. : Roubeix *et al.*, 2016). En 2019, un groupe de travail de la Commission européenne sur l'évaluation de l'état écologique (Ecostat) a proposé des méthodes statistiques pour définir des seuils, basées sur la mise en relation d'indicateurs biologiques et de concentrations en nutriments. Les États membres ont été invités à tester ces méthodes sur les paramètres constitutifs de l'élément de qualité « Nutriments ». Les tests réalisés par la France se sont avérés non satisfaisants pour les masses d'eau cours d'eau et littorales (estuaires, lagunes, zone côtière). Outre le contexte multi-pression, ces résultats s'expliquent pour les estuaires à marée, milieux particulièrement dynamiques et fluctuants à forts gradients environnementaux (liée essentiellement à la salinité et à la turbidité), par la « sélection » d'espèces et de communautés biologiques très tolérantes et peu diversifiées. Ce fait contraint la recherche des relations entre les organismes et les pressions anthropiques, entraînant l'enrichissement en nutriments, la désoxygénation de l'eau ou autres perturbations. Par ailleurs, il a été souligné l'existence de nombreux facteurs confondants plus ou moins

faciles à identifier (Phillips *et al.*, 2019). Un exemple est fourni par l'étude de Hickey *et al.* (2013) qui a mis en évidence l'influence de la composition ionique des eaux sur la toxicité du nitrate, cette dernière s'aggravant avec l'augmentation de la dureté de l'eau. Il apparaît ainsi essentiel de tenir compte des caractéristiques abiotiques naturelles des masses d'eau et des interactions avec d'autres facteurs de contrôle pour définir des valeurs seuils permettant une interprétation écologique, comme cela existe pour les plans d'eau et les estuaires (ex. : Teichert *et al.*, 2016 pour les communautés des poissons en estuaires). L'approche actuelle visant à utiliser un seul et unique seuil au niveau national, comme c'est le cas pour les cours d'eau, peut être considérée comme trop simplificatrice vu la diversité des écosystèmes aquatiques et mériterait d'être revue.

Par ailleurs, les seuils actuels sont définis pour évaluer l'état à la masse d'eau et peuvent ne pas être assez protecteurs pour préserver l'ensemble du continuum aquatique. Les masses d'eau aval « récepteurs » des flux (ex. : plans d'eau alimentés par les tributaires ou les eaux littorales affectées par les apports des fleuves) en sont un exemple typique. La qualité des eaux de ces masses d'eau peut être altérée, certes, par les pressions résultantes des activités humaines locales, mais également par des pressions originaires du bassin versant amont. Des modèles, capables de simuler les processus biogéochimiques à l'échelle de l'ensemble du bassin hydrographique incluant la zone côtière et tenant compte des caractéristiques hydrologiques du bassin ainsi que de l'utilisation des terres et des activités humaines, sont désormais nécessaires pour une gestion intégrée

② Pressions impactant l'état écologique des eaux de transition (estuaires, lagunes, deltas) rapportées par la France et autres États membres au dernier rapportage au titre de la directive cadre sur l'eau. Les pollutions diffuses d'origine agricole (« diffuse sources ») et rejets ponctuels (« point sources ») concernent les nutriments.

Source : European waters — Assessment of status and pressures 2018, <https://www.eea.europa.eu/themes/water/european-waters/water-quality-and-water-assessment/water-assessments/pressures-and-impacts-of-water-bodies>



de l'eau. Le projet nuts-STeauRY² porté par Sorbonne Université et lauréat d'un appel à manifestation d'intérêt de l'OFB vise à proposer un outil opérationnel sur le continuum terre-mer permettant d'intégrer les objectifs environnementaux fixés en mer, au travers d'une gestion des territoires fluviaux contributifs.

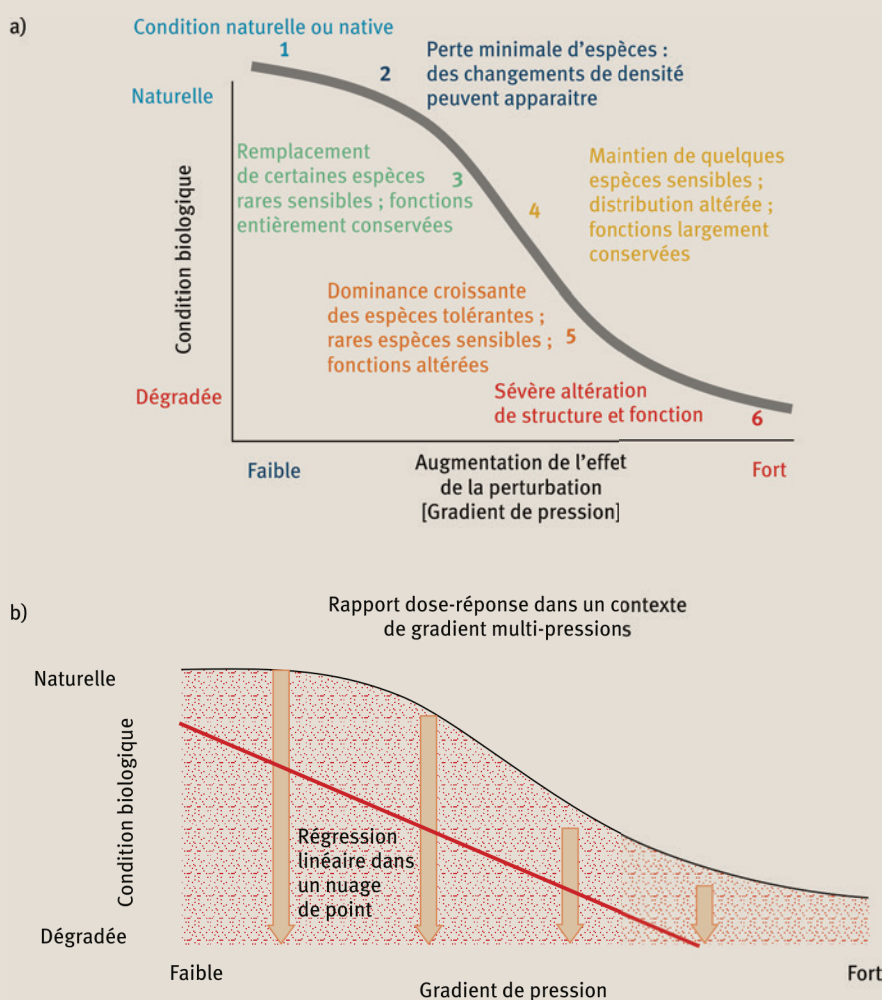
La définition de seuils plus réalistes et protecteurs exige de disposer de données représentatives des caractéristiques physico-chimiques des différentes masses d'eau. Des suivis physico-chimiques doivent être ainsi adaptés pour tenir compte de la saisonnalité des processus biogéochimiques. Outre les données haute fréquence, il faudrait mobiliser des outils de modélisation déterministe permettant d'intégrer les forçages météorologiques et hydrologiques pour « isoler » la part du naturel, de la part liée aux pressions anthropiques. Les données satellitaires ou aéroportées (mesures de température et de turbidité de surface, de chlorophylle a et certains autres pigments) peuvent également être utilisées pour compléter les mesures *in situ*. Les travaux sont lancés sur ces axes spécifiques pour les plans d'eau (pôle étude et recherche

OFB-INRAE-USMB Écla) et pour les eaux littorales en métropole et dans les départements d'outremer.

Les seuils physico-chimiques actuels ne considèrent pas les variations de l'état des milieux dans le contexte des changements globaux. Le changement climatique, les besoins croissants en ressources en eau, les évolutions d'utilisation des terres, les pertes de la continuité écologique, la rupture des barrières biogéographiques et les échanges biotiques entraînent un stress important affectant la biodiversité des écosystèmes d'eau douce, estuariens et marins à l'échelle mondiale, soulignant la nécessité des efforts politiques visant à les minimiser. Ces changements sont susceptibles d'impacter le maintien d'un bon état écologique au sens de la DCE (Hering *et al.*, 2010). Des changements sont déjà visibles comme

2. Apports d'une modélisation intégrée terre-mer dans la co-construction de scénarii territorialisés pour limiter l'eutrophisation sur le littoral français (2021-2024): <https://www.metis.upmc.fr/fr/node/698>

5 a) Schéma conceptuel décrivant les différents stades de changement des conditions biologiques face à l'augmentation du gradient d'un stress environnemental (d'après Davies et Jackson, 2006) ; b) déclinaison du même modèle théorique en contexte multi-stress (en supposant des effets additifs forcément plus ou moins néfastes) ; la droite en rouge représentant une régression linéaire simple.



► la modification des débits des cours d'eau et de la distribution de la salinité sur le littoral. Un effet de l'augmentation de la température et modification des flux a également été démontré sur l'eutrophisation et la production primaire des milieux aquatiques (e.g. le projet REFRESH de l'Union européenne qui apporte de nouvelles preuves sur les lacs ou le projet TELECHLOR porté par Argans, Ifremer et soutenu par l'OFB qui reconstitue les longues chroniques des données satellitaires en zone côtière)... Tenant compte de cela, des limites de charge en nutriments plus strictes sont probablement nécessaires dans un futur climat plus chaud pour atteindre un bon état écologique des lacs, des cours d'eau et du littoral.

Conclusion

Les différents travaux menés ces dernières années par INRAE, l'OFB et leurs partenaires montrent les difficultés méthodologiques à établir des valeurs seuils physico-chimiques qui soient calées sur les indicateurs biologiques en s'appuyant sur des données issues de réseaux de surveillance des masses d'eau. Néanmoins, les pistes pour perfectionner les outils d'évaluation de la qualité des écosystèmes existent et ouvrent des nouvelles perspectives pour une expertise plus réaliste. Cependant, tout changement des réseaux de surveillance ou d'outils de mesure et d'évaluation de l'état des milieux peut entraîner potentiellement des ruptures dans les chroniques de données et des investissements complémentaires pour les gestionnaires des milieux. En vue de garantir un fonctionnement écologique cohérent de l'ensemble du bassin versant (son littoral inclus) et ainsi d'atteindre les objectifs visés par le plan de la Commission européenne « zéro pollution pour l'air, l'eau et le sol » annoncé par le *Green Deal* et la Stratégie Biodiversité, nous recommandons d'orienter les futurs travaux vers la définition de nouveaux seuils. Ceux-ci auraient pour objectif d'aider

à décider des mesures de gestion, mieux sélectionner et prioriser les actions de réduction des pressions dans le temps. Cela nécessitera de revoir et moderniser les méthodes de surveillance pour disposer de données plus régulières et représentatives à l'échelle nationale. Il sera nécessaire de s'appuyer sur des alternatives comme les indicateurs de fonctionnement (ex. : production primaire) pour compenser certaines limites identifiées avec les indicateurs biotiques basés sur la structure des communautés. Enfin, il faudra prendre en compte la connectivité entre les différentes masses d'eau pour définir des seuils protégeant l'ensemble du continuum aquatique et de tenir compte des effets du changement climatique. ■

Les auteurs

Nolwenn BOUGON et Maia AKOPIAN

Office français de la biodiversité,
Direction de la recherche et de l'appui scientifique,
12 cours Lumière, F-94300 Vincennes, France.

✉ nolwenn.bougon@ofb.gouv.fr

✉ maia.akopian@ofb.gouv.fr

Vincent ROUBEIX

Ifremer, BE, F-44000 Nantes, France.

✉ vincent.roubeix@ifremer.fr

Mario LEPAGE

INRAE, UR EABX, 50 avenue de Verdun,
F-33612 Cestas Cedex, France.

✉ mario.lepage@inrae.fr

Martial FERRÉOL

INRAE, UR RiverLy, 5 rue de la Doua, CS 20244,
F-69625 Villeurbanne, France.

✉ martial.ferreol@inrae.fr

Pierre-Alain DANIS

Pôle R&D OFB-INRAE-USMB « ECLA »,
F-13182 Aix-en-Provence, France.

✉ pierre-alain.danis@ofb.gouv.fr

EN SAVOIR PLUS...

- ✉ **DANIS, P.-A., ROUBEIX, V.**, 2014a, *Physico-chimie soutenant la biologie des plans d'eau nationaux : Principes et méthodes de définition des valeurs-seuils & Amélioration des connaissances par la télédétection*, Pôle Onema-Irstea « Hydroécologie des Plans d'eau », Aix-en-Provence, 81 p.
- ✉ **DAVIES, S.P., JACKSON, S.K.**, 2006, The biological condition gradient: a descriptive model for interpreting change in aquatic ecosystems, *Ecological Applications*, n° 16, p.1251-1266, ✉ [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1251:TBCGAD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1251:TBCGAD]2.0.CO;2)
- ✉ **FERRÉOL, M., BOUGON, N.**, 2017, *Physico-chimie soutenant la biologie – Identification des seuils physico-chimiques en soutien au bon état écologique des cours d'eau*, AFB-IRTSEA Lyon MAEP-LHQ, 100 p.
- ✉ **GROFFMAN, P., BARON, J., BLETT, T., GOLD, A., GOODMAN, I., GUNDERSON, L., LEVINSON, B., PALMER, M., PAERL, H., PETERSON, G., POFF, N., REJESKI, D., REYNOLDS, J., TURNER, M., WEATHERS, K., WIENS, J.**, 2006, Ecological Thresholds: The Key to Successful Environmental Management or an Important Concept with No Practical Application?, *Ecosystems*, n° 9, p. 1-13, ✉ <http://www.jstor.org/stable/25470313>
- ✉ **HERING, D., HAIDEKKER, A., SCHMIDT-KLOIBER, A., BARKER, T., BUISSON, L., GRAF, W., GRENOUILLET, G., LORENZ, A., SANDIN, L., STENDERA, S.**, 2010, « Monitoring the Responses of Freshwater Ecosystems to Climate Change », in: KERNAN, M., BATTARBEE, R., MOSS, B. (eds), *Climate change impacts on freshwater ecosystems*, Wiley-Blackwell, Chichester.
- ✉ **HICKEY, C.W.**, 2013, *Updating nitrate toxicity effects on freshwater aquatic species*, n° ELF13207, HAM2013-009, NIWA report prepared for the Ministry of Building, Innovation and Employment, Funded by Envirolink, Wellington, 39 p., ✉ <https://envirolink.govt.nz/assets/Envirolink/1207-ESRC255-Updating-nitrate-toxicity-effects-on-freshwater-aquatic-species-pdf>
- ✉ **LEPAGE, M., LANOUX, A., FOUSSARD, V.**, 2014, *Expérimentations sur la tolérance des organismes aux hypoxies*, Inrae/ mission inter-estuariers, Rapport Irstea-Onema.
- ✉ **MINIER, C.**, 2019, *Seuil de tolérance de la faune estuarienne à la concentration en oxygène dissous : apport à la définition des valeurs-seuils*, Université du Havre, Rapport, 23 p.
- ✉ **PHILLIPS, G., TEIXEIRA, H., POIKANE, S., SALAS HERRERO, F., KELLY, M.G.**, 2019, Establishing nutrient thresholds in the face of uncertainty and multiple stressors: A comparison of approaches using simulated datasets, *Science of the Total Environment*, n° 684, p. 425-433, ✉ <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.343>
- ✉ **ROUBEIX, V., DANIS, P.-A., FERET, T., BAUDOIN, J.-M.**, 2016, Identification of ecological thresholds from variations in phytoplankton communities among lakes: contribution to the definition of environmental standards, *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 188, art. 246, ✉ <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5238-y>
- ✉ **TEICHERT, N., BORJA, A., CHUST, G., URIARTE, A., LEPAGE, M.**, 2016, Restoring fish ecological quality in estuaries: Implication of interactive and cumulative effects among anthropogenic stressors, *Science of the Total Environment*, n° 542, p. 383-393, ✉ <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.068>
- ✉ **TEIXEIRA, H., SALAS-HERRERO, F., KELLY, M., PHILLIPS, G., LYCHE SOLHEIM, A., POIKANE, S.**, 2021, *Physico-chemical supporting elements: transitional and coastal waters: A review of national standards to support good ecological status*, EU report.



Les paramètres physico-chimiques interviennent en soutien à la biologie, comme un élément complémentaire de l'évaluation des masses d'eau.

Focus

De nouveaux protocoles pour caractériser l'hydromorphologie lacustre

En mettant en avant l'hydromorphologie comme un critère clé de la qualité écologique des masses d'eau, la directive cadre européenne sur l'eau s'est révélée être un moteur important de nouveaux travaux en Europe. Pour les plans d'eau, plusieurs méthodes ont été développées en France pour répondre à ce nouveau contexte réglementaire, par le biais d'une approche multi-échelles spatiales couplant informations numériques géolocalisées et mesures de terrain.

Il existe en France métropolitaine plus de 550 000 plans d'eau de superficie supérieure à un are qui représenteraient une surface totale de l'ordre de 500 000 hectares (Bartout et Touchart, 2013). Paradoxalement, malgré leur importance numérique et volumique, malgré les nombreux usages dont ils font l'objet ou qui ont motivé leur création, et leur rôle avéré pour la biodiversité aquatique et terrestre, les plans d'eau français sont historiquement peu étudiés à l'exception de quelques lacs emblématiques comme les grands lacs alpins. Ce constat s'applique notamment à leur caractéristiques hydromorphologiques dont certains éléments de base tels que la profondeur moyenne ou le volume restent encore mal connus voir inconnus pour beaucoup d'entre eux, en particulier les petits systèmes ne faisant pas l'objet d'un suivi réglementaire.

La directive cadre européenne sur l'eau (DCE) fixe les objectifs d'atteinte du bon état écologique des eaux de surface sur la base d'une évaluation des communautés biologiques, et de paramètres physico-chimiques et hydromorphologiques considérés comme « supports » de la qualité biologique. L'hydromorphologie des lacs y est décrite par des éléments relatifs à leur régime hydrologique que sont (i) les débits et leurs dynamiques, (ii) le temps de résidence et (iii) la connexion aux eaux souterraines, ainsi qu'à leurs caractéristiques morphologiques au travers de (i) la variation de la profondeur, (ii) la quantité et la structure du substrat (socle, sédiments) et (iii) la structure et l'état des zones riveraines. L'attribution d'un bon état suppose que les éléments précités correspondent à des conditions naturelles ou s'en écartent très faiblement, ce qui nécessite, non seulement une caractérisation de l'hydromorphologie des écosystèmes, mais aussi une évaluation de son niveau d'altération. Par ailleurs, la mise en place de mesure de restauration pour les lacs dégradés requiert aussi une connaissance préalable des relations existantes entre les caractéristiques hydromorphologiques et les compartiments biologiques. Les actions visant à améliorer l'hydromorphologie des lacs d'origine anthropique (retenues, étangs, gravières, etc.),

qui représentent plus de 80 % des plans d'eau de plus de 50 hectares en France, sont également déterminantes pour l'atteinte du bon potentiel écologique.

En mettant en avant l'hydromorphologie comme un compartiment clé, la DCE s'est révélée être un moteur important de nouveaux travaux en Europe. Sous l'impulsion de l'Onema (désormais OFB)¹, plusieurs méthodes ont été développées en France pour répondre à ce nouveau contexte réglementaire, en adoptant une approche multi-échelles spatiales, couplant informations numériques géolocalisées et mesures de terrain.

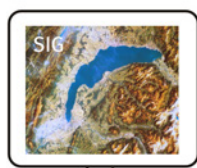
Pour décrire la cuvette lacustre, un protocole d'acquisition de mesures bathymétriques par hydroacoustique a été proposé et complété par des méthodes d'interpolation et d'extraction de métriques par traitements géomatiques (Alleaume *et al.*, 2010). Un second protocole, utilisant la technologie d'échosondage RoxAnn®, permet de décrire la nature du substrat des fonds lacustres (Mouget *et al.*, 2017). En s'inspirant des travaux de Rowan *et al.* (2006) et des normes européennes, deux méthodes complémentaires reposant sur une prospection visuelle des zones littorales et riveraines des plans d'eau ont été développées pour, d'une part cartographier et caractériser les habitats littoraux et d'autre part identifier et mesurer les altérations présentes en berge (Reynaud *et al.*, 2020). D'autres méthodes, basées sur l'extraction et le traitement d'informations numériques spatialisées, sont utilisées pour déterminer le contexte environnemental et le niveau d'anthropisation des corridors rivulaires (Alleaume et Argillier 2012) et des bassins versants lacustres (Heyd *et al.*, 2012). Ces différentes méthodes permettent de renseigner et d'apprécier les caractéristiques physiques, tant morphologiques qu'hydrologiques, des plans d'eau et de leur environnement, ainsi que leurs altérations et les pressions s'exerçant à différentes échelles de fonctionnement hydromorphologique (cuvette, berges, corridor et bassin versant).

Pour produire une mesure de l'état hydromorphologique des plans d'eau conforme aux contraintes réglementaires, les informations acquises par ces différentes méthodes doivent être combinées en une valeur unique

1. Onema : Office national de l'eau et des milieux aquatiques, désormais OFB, Office français de la biodiversité.

① Des outils pour la caractérisation et l'évaluation de l'hydromorphologie.

SIG - Système d'information géographique



Pressions dans les bassins versants Bavela

Pressions et altérations des corridors Corila : corridors rivulaires lacustres

Caractéristiques et altérations des berges et du littoral

AlBer : altération des berges

Charli : caractérisation des habitats des rives et du littoral



Terrain

Variations de profondeur et structure du lit

Bathymétrie

SEDILAC : caractérisation des sédiments

reflétant leur niveau de qualité. Ce travail d'agrégation est en cours ; un outil d'évaluation quantitative, regroupant seize composantes de l'altération hydromorphologique, est en phase de test. L'une des originalités de la démarche adoptée réside dans la définition de l'état de référence de chaque composante : leur degré d'altération est mesuré au regard des conditions naturelles liées à l'environnement propre au plan d'eau évalué, telles qu'elles seraient attendues en l'absence de perturbations. L'outil d'évaluation de l'état hydromorphologique tient compte également des contraintes techniques obligatoires liées à l'usage, dans le cas des masses d'eaux artificielles ou fortement modifiées. Bien que très gourmand en données environnementales, cet outil s'appuie sur des jeux de données de référence nationaux et se veut donc applicable à tous les plans d'eau français ; son principe est transférable dans un périmètre plus large.

L'ensemble des méthodes et protocoles décrits ici contribue depuis plusieurs années à combler le déficit de connaissance sur les caractéristiques hydrologiques et morphologiques des plans d'eau par l'acquisition d'informations homogènes à l'échelle du territoire national. Leur application conjointe contribue à répondre aux exigences réglementaires et opérationnelles liées à la mise

en œuvre de la DCE sur les 430 plans d'eau (dont 80 % d'origine non naturelle) sur lesquels la France doit rendre compte de l'état écologique. De plus, en permettant la prise en compte des pressions hydromorphologiques dans la construction de modèles pressions/impacts, ces méthodes permettent d'améliorer la sensibilité des indicateurs biologiques. Plus globalement, ces informations peuvent s'avérer essentielles pour enrayer le déclin de la biodiversité lacustre, en permettant d'identifier les leviers d'amélioration ou de préservation des habitats physiques des espèces. ■

Les auteurs

Christine ARGILLIER et Nathalie REYNAUD

INRAE, Aix Marseille Univ, UMR RECOVER / Pôle R&D « ECLA », F-13182, Aix-en-Provence, France.

✉ christine.argillier@inrae.fr✉ nathalie.reynaud@inrae.fr**Jean-Marc BAUDOIN**

Office français de la biodiversité, Direction de la recherche et de l'appui scientifique Pôle R&D « ECLA »,

510, rue René Descartes, CS 10458, F-13592 Aix-en-Provence Cedex 3, France.

✉ jean-marc.baudoin@ofb.gouv.fr

EN SAVOIR PLUS...

- 📄 ALLEAUME, S., ARGILLIER, C., 2012, *Corila : Corridors Rivulaires Lacustres*, Rapport Irstea Aix-en-Provence, 22 p., <https://hal.inrae.fr/hal-02598294/>
- 📄 ALLEAUME, S., LANOISELEE, C., ARGILLIER, C., 2010, *Bathymétrie des plans d'eau Protocole d'échantillonnage et descripteurs morphologiques*, Rapport Cemagref Aix-en-Provence, 24 p., <https://hal.inrae.fr/hal-02594276/>
- 📄 BARTOUT, P., TOUCHART, L., 2013, L'inventaire des plans d'eau français : outil d'une meilleure gestion des eaux de surface, *Annales de Géographie*, 691(3), p. 266-289, <https://hal-univ-orleans.archives-ouvertes.fr/hal-02082774>
- 📄 HEYD, C., ALLEAUME, S., ARGILLIER, C., 2012, BAVELA, *BAssin VErSant LAcustre: Méthode de délimitation et extraction de données spatiales*, Rapport Irstea Aix-en-Provence, 23 p., <https://hal.inrae.fr/hal-02598293/>
- 📄 MOUGET, A., GUILLARD, J., BAUDOIN, J.-M., ARGILLIER, C., 2017, Caractérisation des fonds lacustres par hydroacoustique Une nouvelle méthode opérationnelle pour la surveillance environnementale, *Le Cahier des Techniques de l'INRA*, 92, <https://hal.inrae.fr/hal-02607278>
- 📄 REYNAUD, N., SAINT-OLYMPHE, L., ARGILLIER, C., ALLEAUME, S., LANOISELEE, C., HEYD, C., BAUDOIN, J.-M., 2020, *Protocoles de recueil de données hydromorphologiques en plan d'eau. Caractérisation des habitats des rives et du littoral (Charli) – Caractérisation de l'altération des berges (Alber)*, Office français de la biodiversité, collection Guides et protocoles, 38 p., <https://hal.inrae.fr/hal-03011482>
- 📄 ROWAN, J., CARWARDINE, J., DUCK, R.W., BRAGG, O.M., BLACK, A.R., CUTLER, M.E.J., SOUTAR, I., BOON, P.J., 2006, Development of a technique for Lake Habitat Survey (LHS) with applications for the European Union Water Framework Directive, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater ecosystems*, vol. 16, p. 637-657, <https://doi.org/10.1002/aqc.786>

Réalisation d'un système national d'évaluation géospatiale du risque d'altération de l'hydromorphologie des cours d'eau : Syrah_CE

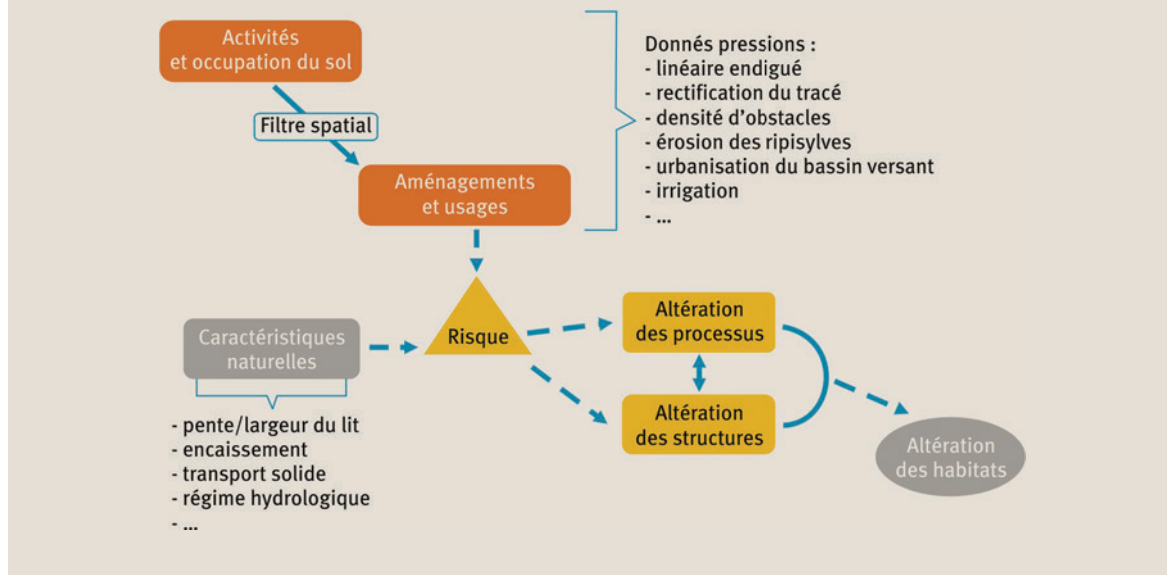
L'hydromorphologie, c'est-à-dire la composante physique des masses d'eau, influence fortement l'état écologique des cours d'eau. C'est aussi un des principaux leviers d'action de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE) pour améliorer la qualité écologique d'un cours d'eau. Depuis 2012, en France, la démarche SYRAH CE, pour système relationnel d'audit de l'hydromorphologie cours d'eau, fait partie intégrante des méthodes déployées à chaque cycle d'évaluation de la DCE. Deux cent trente mille kilomètres de cours d'eau sont renseignés, et des cartes de zones à risques produites. Elle est aussi utilisée comme aide à la hiérarchisation des actions de restauration physique des cours d'eau.



Les réseaux de surveillance des milieux aquatiques ont historiquement été construits sur une logique d'évaluation de la qualité chimique des eaux. Il s'agissait notamment de voir en quoi les efforts de dépollution se traduisaient par une amélioration de cette qualité. À l'instar de réseaux mis en place par exemple aux États-Unis (Carlisle et Hawkins, 2008 ; Paulsen *et al.*, 2008) ou en Australie (Norris *et al.*, 2007), l'Europe a décidé en 2000 de renforcer son dispositif en donnant plus de place à l'évaluation par la bioindication portée par les communautés aquatiques, au pouvoir intégrateur de différentes pressions cumulées et en ajoutant un nouveau pilier, l'hydromorphologie, néologisme agrégeant l'hydrologie et la géomorphologie. Ces deux compartiments physiques déterminent le cadre général de l'habitat des communautés (Southwood, 1977 ; Poff et Ward, 1990), tant pour leurs répartitions géographiques, leurs mouvements et la réalisation de leurs différentes fonctions vitales (reproduction, repos, alimentation). Ils régissent également plusieurs dynamiques, celle des sédiments (érosion, transport, dépôt), de la matière organique (transport, accumulation, métabolisation) et de la physico-chimie des eaux (oxygénation, thermie, nutriments, contaminants...). La structure d'organisation des bassins versants, l'occupation de leurs sols, la conformation de l'espace riverain des cours d'eau et notamment

la couverture ou non par la ripisylve, influencent ces dynamiques, ce que rappellent les publications relatives au concept de *Riverine Landscape* ou *Riverscape* des années 2000 (Fausch *et al.*, 2002 ; Wiens, 2002 ; Steel *et al.*, 2010). Cette intrication intime entre le cours d'eau et son bassin versant avait auparavant fait l'objet d'un texte avant-gardiste de Hynes en 1975 : « *in every respect, the valley rules the stream* ». À l'échelle du cours d'eau, ce sont ses profils en long et en travers, la forme, la composition et la nature du substrat sédimentaire, les communications avec la nappe phréatique, sa configuration en successions de faciès, et bien sûr la dynamique des débits qui définissent la structure et les propriétés de l'espace physique et *in fine* de l'habitat. Différentes pressions et usages présents et passés qui émaillent les paysages ou le cours d'eau en modifient la structure physique et le fonctionnement (Wasson *et al.*, 1998), soit au droit de leur implantation, soit à distance (ex. : de grands barrages situés à l'amont qui peuvent influencer une rivière sur tout son parcours, Ward, 1976 ; Graf, 2006). Comment alors rendre compte de cette complexité à l'échelle de tout un pays ? Et cela de façon homogène, cohérente et pertinente, au sens de l'utilité de l'information produite, de façon à aider à la hiérarchisation des impacts à corriger. Parmi les méthodes en cours au début de ces années 2000, beaucoup consistaient à appliquer un protocole standard de recueil d'informa-

❶ Schéma général d'analyse du système d'audit Syrah_CE, combinant caractéristiques naturelles et pressions influençant la structure et la dynamique de la morphologie des cours d'eau à différentes échelles spatiales. La notion de risque (triangle jaune) s'entend ici comme une notion probabiliste.



tions à l'échelle d'une station de moins d'un kilomètre de longueur, considérée comme un élément représentatif d'un tronçon de quelques kilomètres (la placette d'une parcelle des agronomes pour en donner une analogie). L'objectif était le plus souvent d'en estimer le taux de naturalité (ex. : protocole Sercon, Boon *et al.*, 1997 puis *River Habitat Survey* des Anglais et Écossais, Raven *et al.*, 2000 et 2002) auquel s'ajoutait le degré de conservation de la ripisylve (ex. : protocole QUALPHY de l'Agence de l'eau Rhin Meuse, 2004). Ces protocoles n'étaient pas entièrement satisfaisants pour les tenants de la géomorphologie fluviale (Newson et Large, 2006), car ils se basaient trop sur des états types fixes de cours d'eau et n'incluaient pas assez des principes de dynamique fluviale (voir à ce propos les controverses nourries à propos de la méthodologie de Rosgen, 1998 ; Simon *et al.*, 2008 ; et réponse de Rosgen, 2008). À l'opposé, à l'échelle des paysages, les tentatives étaient encore peu nombreuses pour relier structure et fonctionnement des bassins versants, géomorphologie et réponses des communautés aquatiques, avec des données réduites à quelques bassins versants seulement (Roth *et al.*, 1996 ; Lammert et Allan, 1999 ; Allan, 2004). Au démarrage des travaux en 2007 pour le compte du ministère en charge de l'écologie, nous avons une petite expérience, ayant réfléchi à une préfiguration de l'annexe 5 de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE) (Souchon, 1998) et réalisé une étude collective sur l'ensemble du bassin de la Loire (Souchon *et al.*, 2000). De nombreux défis subsistaient :

- concevoir la structure générale d'analyse ;
- documenter les variables pertinentes à mobiliser en utilisant les derniers développements de la numérisation nationale de différentes couches géographiques ;
- proposer un système opérationnel pour le deuxième cycle d'évaluation de la DCE, soit un temps de développement de cinq ans,

- organiser l'animation continue partagée de ce travail et mettre en place les formations pour garantir cette opérationnalité.

Nous présentons ci-après une synthèse de ces différentes phases et terminons sur une discussion qui porte un regard sur le retour d'expérience de cette démarche de recherche action et sur sa réappropriation effective.

Structure générale d'analyse

Il était essentiel de construire toute la structure d'analyse en respectant les lois fondamentales de la dynamique fluviale, à savoir que le fonctionnement hydromorphologique d'un cours d'eau est un équilibre dynamique de processus (liés aux flux liquides et solides) interagissant avec des structures (formes, profils, sédiments...) (Petts *et al.*, 1992 ; Amoros et Petts, 1993 ; Bravard et Petit, 1997).

Ce fonctionnement peut être décrit par des variables de contrôle (nature géologique, pente et largeur de la vallée, hydrologie, débit solide...), qui représentent le cadre imposé qui dicte l'évolution physique et des variables de réponse (pente du lit, sédiments, tracé, largeur, profondeur, faciès...), qui caractérisent l'ajustement de la rivière à ces contraintes.

Différents travaux et infrastructures hydrauliques ont modifié au cours du temps ce fonctionnement (Brookes, 1988). Toute la difficulté était par conséquent de rendre compte de l'ensemble des paysages de rivière organisés en échelles emboîtées (Frissel *et al.*, 1986), en réseaux dendritiques (Brown et Swan, 2010), sièges de processus de contrôle/réponse en cascades spatiales (Burcher *et al.*, 2007 ; Fryirs et Brierley, 2013), en les couplant avec leurs modifications significatives.

Le schéma d'analyse proposé respecte ces propriétés (figure ❶).

► Pour bien comprendre la logique d'analyse, nous précisons sur la figure 2 quelles sont les altérations généralement rencontrées et prises en considération. Dans les réalités de terrain observées, il est difficile d'en isoler une seule, différents éléments étant modifiés, tant de structure que de processus. Par exemple, une situation fréquemment rencontrée concerne les travaux d'hydraulique en rivière : le cours d'eau a été ajusté mécaniquement à un gabarit généralement supérieur à celui d'origine, ses profils en long et en travers et ses berges ont été modifiés, la sinuosité a souvent été réduite avec des conséquences sur les alternances de faciès, la nature et l'agencement des substrats...

Le principe général retenu a été de combiner les pressions déjà renseignées et celles calculables par géomatique (ex. : nature et occupation des sols) avec les « traces » d'altération lisibles sur cartes (ex. : rectification de forme, présence d'ouvrages en travers...).

Il restait à sélectionner et à renseigner les variables au niveau de toute la France métropolitaine.

Documentation des variables et construction d'une plateforme de données opérables sous système d'information géographique

Développer un système d'analyse à l'échelle de tout un pays suppose que les données et leur traitement soient homogènes sur tout le territoire. À cette exigence, s'ajoutait l'obligation de réaliser le système en un temps court. D'où le choix qui a été privilégié de recourir essentiellement à des données déjà disponibles dans des bases de données nationales et à favoriser l'exploitation de données géographiques numérisées, de façon à les traiter avec des algorithmes géomatiques et à les mobiliser sous système d'information géographique (SIG). Rappelons qu'en 2007, ni Google Earth ni Geoportail n'offraient encore toutes leurs fonctionnalités actuelles et que la mise à disposition des couches en cours de numérisation par l'Institut national de l'information géographique et forestière étaient alors proposées à un coût

exorbitant. Cette dernière difficulté financière a été levée par le Directeur de l'eau (P. Berteaud) au ministère en charge de l'écologie, à la suite d'un argumentaire que nous avons préparé : les données numériques BD Topo ont été ouvertes aux Agences de l'eau et nous pouvions les utiliser gracieusement pour le projet Syrah_CE. L'extraction initiale en masse des données numériques a été réalisée par le bureau d'études Strategis, sur la base d'un cahier des charges élaboré par notre équipe en collaboration avec les six Agences de l'Eau.

Le premier travail a consisté à construire l'enveloppe géographique de l'analyse, en essayant de gérer les notions d'échelles emboîtées, pour combiner des informations globales relevant des surfaces des bassins versants ou des structures hydrauliques à effets distants notamment sur l'hydrologie et le transport solide (i.e. grands barrages avec stockage saisonnier) et des informations de niveau plus local rapportées au niveau des tronçons de rivière ou de sous-ensembles de ces tronçons. Ainsi a été construit un réseau coulant, à partir d'un premier réseau physique (Pella *et al.*, 2006) entièrement révisé et enrichi, notamment par une sectorisation morphologique semi-automatique, en considérant les confluences, les ruptures géologiques et les changements de forme et de sinuosité du lit et de largeur du fond de vallée. Au total, 69 500 tronçons ont été identifiés pour représenter les 230 000 km de cours d'eau du réseau DCE ; leur longueur n'est pas fixe et varie de 1 km pour les cours d'eau de tête de bassin à 10 km pour les parties aval des plus grands cours d'eau, la moyenne se situant à 3,2 km. À ce découpage linéaire, ont été ajoutés des tampons spatiaux, définis par des largeurs de part et d'autre du cours d'eau de 10, 30 et 100 m, notamment pour analyser la couverture des berges par la ripisylve.

Pour chaque espace élémentaire ainsi délimité, toutes les données brutes de caractéristiques des tronçons et de leurs différentes pressions ont été renseignées.

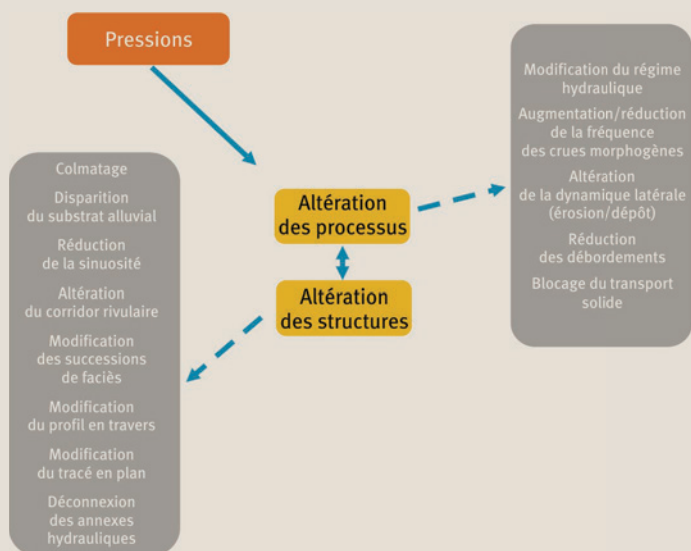
Présentation de Syrah_CE, système relationnel d'audit de l'hydromorphologie

Le système Syrah_CE se compose d'une sélection des différentes variables associées aux différentes échelles, soit 15 variables à large échelle et 15 variables de niveau tronçon (Valette *et al.*, 2012) non détaillées dans la présente synthèse. Elles peuvent être analysées variable par variable, thématique par thématique au moyen de cartographies synthétiques (figure 3) mais peuvent aussi être combinées, par exemple pour rendre plus pertinente l'information vis-à-vis des processus significatifs pour l'état physique des cours d'eau (figure 4).

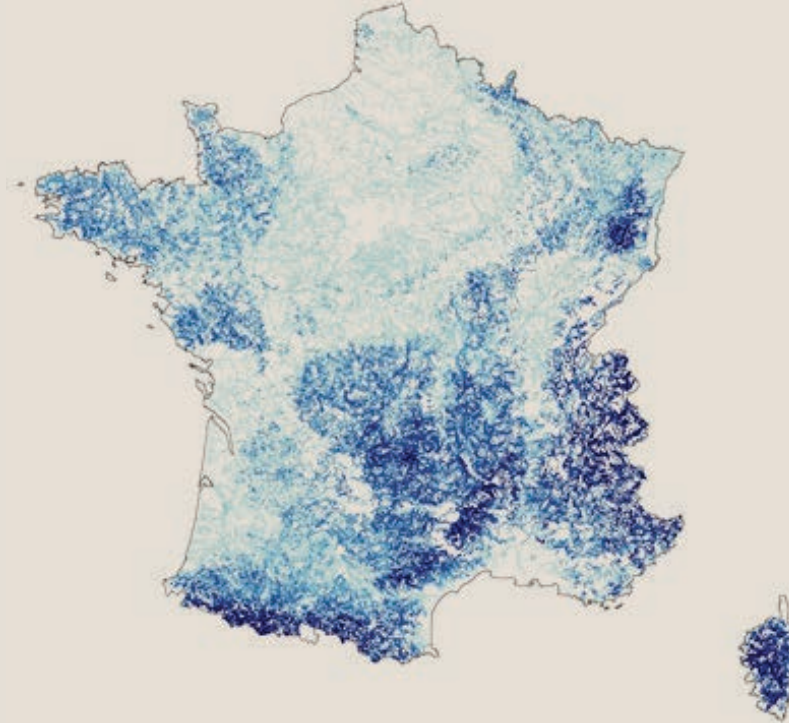
Grâce à une gestion des données sous SIG, il est possible de balayer les différentes échelles d'analyse et de bien cerner à la fois la signature des paysages et leurs pressions dominantes et d'en voir la traduction au niveau des tronçons (figure 5).

En présentant régulièrement l'avancée de nos travaux aux futurs utilisateurs et au ministère en charge de l'écologie et ses services, il nous est apparu que la grande souplesse permise par le système Syrah_CE satisfaisait les experts en géomorphologie, mais que sa complexité perturbait beaucoup d'opérateurs. C'est pourquoi nous avons formalisé et en quelque sorte standardisé la démarche

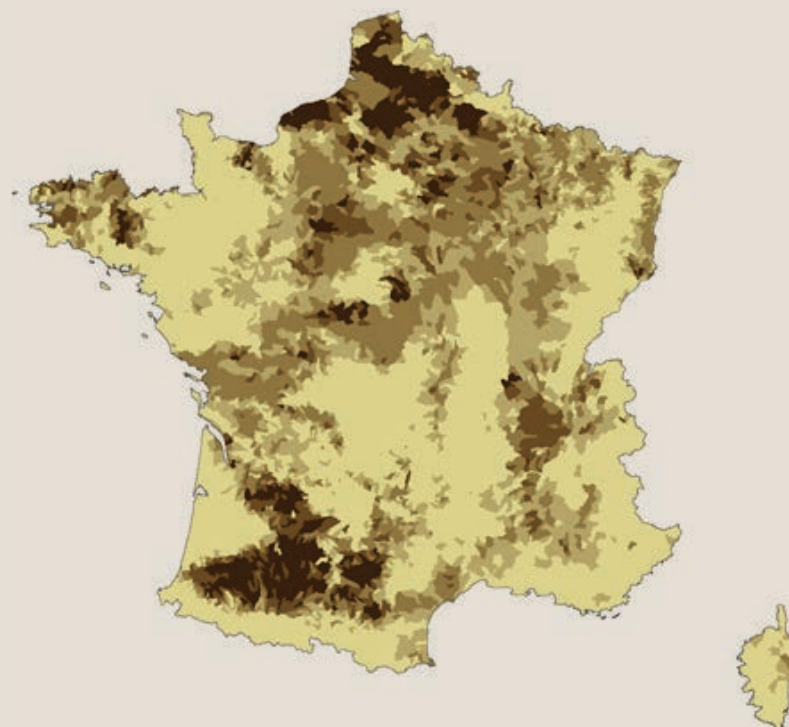
2 Exemples d'altération des processus et structures.



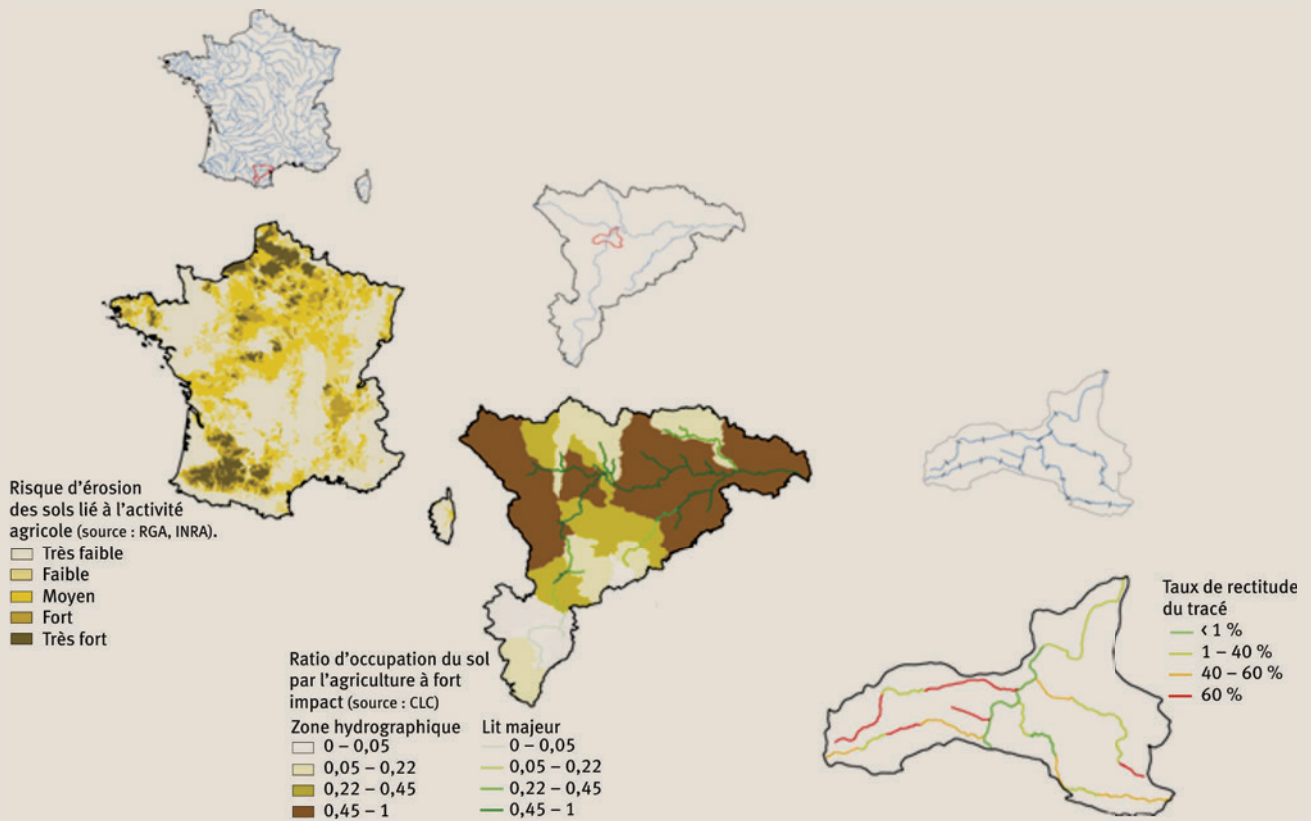
③ Caractéristiques naturelles des cours d'eau de la France métropolitaine : exemple de représentation de la puissance spécifique maximale (largeur du fond de vallée x pente). La puissance est un indicateur utile en géomorphologie pour apprécier la capacité des cours d'eau à s'auto-réajuster à condition que les flux sédimentaires subsistent.



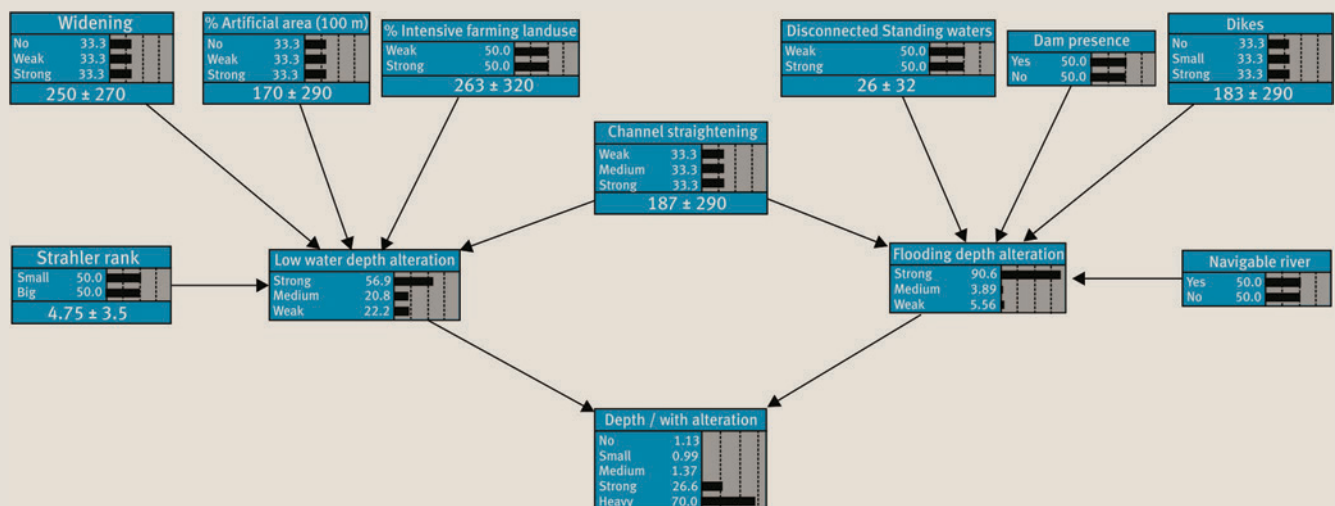
④ Risque d'excès de sédiments fins lié aux usages agricoles à large échelle, représenté à l'échelle des zones hydrographiques. La métrique risque d'érosion diffuse d'origine agricole est représentée en 5 classes, selon des couleurs d'autant plus sombres que le risque est fort. Il s'agit d'une combinaison de variables à large échelle, obtenues en croisant le risque aléa érosion des sols (Montier et al., 1998) avec les orientations technico-économiques des exploitations agricoles dominantes par communes (OTEX, RGA 2000). Le premier décrit à large échelle le risque d'érosion, sur la base d'une combinaison d'informations : battance et érodibilité des sols, pente des terrains, occupation des sols, hauteur et intensité des précipitations, le résultat obtenu combine l'érosion d'origine naturelle avec celle d'origine anthropique. Le croisement avec le deuxième document permet de mieux faire la part des altérations liées à l'usage agricole des sols, en particulier pour les cultures sollicitant les couches superficielles du sol (permanentes ou terres labourées).



⑤ Exemple d'analyse effectuée à trois échelles, le territoire national (reprise de la carte d'érosion de la figure ④), la zone hydrographique (occupation du sol par une agriculture intensive), et les tronçons (taux de rectitude du tracé du cours d'eau, témoin d'intervention hydraulique passée). Exemple concernant le bassin du Lez (750 km², département Hérault).



⑥ Analyse du risque de modification de la largeur et de la profondeur des cours d'eau. BBN Syrah_CE (d'après Van Looy et al., 2015).



Le réseau est construit à partir de variables de pressions anthropiques préalablement discrétisées en fonction de leur degré d'impact sur le fonctionnement des cours d'eau. Ces variables sont croisées par le biais de tables de probabilités conditionnelles pour former des variables latentes. Ces tables, construites par expertise et validées dans des bassins versants tests, décrivent la distribution des probabilités dans les différentes classes d'altération pour chaque combinaison de valeurs des variables de pressions. Deux variables latentes, la profondeur à l'étiage (réduction souvent associée à un élargissement du lit en raison de recalibrages urbains ou agricoles) et la profondeur en crue (augmentation de la hauteur liée à la présence d'ouvrages dans le lit ou aux conséquences d'extractions de granulats) sont ainsi construites. Elles sont ensuite croisées à leur tour pour obtenir le risque, c'est-à-dire la classe d'altération la plus probable et l'incertitude associée, de modification de la profondeur et la largeur du lit. Il s'agit bien, dans ce cas, d'identifier les altérations de la géométrie hydraulique d'origine anthropique, sans tenir compte des variations naturelles en fonction des variables de contrôle de la géomorphologie fluviale.

experte en réalisant un travail complémentaire construit sur une logique d'analyse de risque et reposant sur un réseau bayésien ou *Bayesian Belief Network* (BBN), décrit par Van Looy *et al.* (2015).

Le risque d'altération a ainsi été calculé pour les 10 items des critères DCE qualifiant l'hydromorphologie. Les éléments de qualité et leurs paramètres élémentaires sont :

- régime hydrologique : hydrologie, quantité et dynamique, connexion aux masses d'eau souterraines ;
- continuité longitudinale de la rivière : continuité biologique échelle locale et échelle large (migrateurs) et continuité sédimentaire ;
- continuité latérale (connexion lit mineur/lit majeur) ;
- conditions morphologiques : variation de la profondeur et de la largeur de la rivière, structure et substrat du lit, structure de la rive.

On remarque d'emblée que ces paramètres mélangent des notions physiques de géomorphologie et d'hydrologie avec des notions plus biologiques, comme la connectivité entre habitats et qu'une agrégation de ces 10 paramètres n'aurait pas grand sens ; c'est pourquoi, nous avons traité séparément chacun d'entre eux.

Nous illustrons ici un de ces 10 items, le risque de modification de largeur et profondeur, paramètres à forte signification en géomorphologie, puisqu'il s'agit de variables de réponse aux modifications de flux liquides ou de flux solides dans les bassins versants (figures 6 et 7).

La démarche complète de risque concernant les 10 items a été proposée aux opérateurs de la DCE, lors du processus d'établissement du risque de non-atteinte des objectifs environnementaux en 2012 et 2013 (DCE, 2^e cycle). Elle a été adoptée et validée par eux. Ils ont pu comparer des situations bien connues par les experts locaux et les résultats du calcul BBN : ces résultats concordent dans 80 % des cas (bilan national établi par le ministère en charge de l'écologie) ; les discordances étaient majoritairement liées à des disparités d'informations entre les bases nationales, notamment celle recensant les ouvrages et la connaissance locale plus fine de la donnée.

L'accompagnement de la démarche Syrah_CE

Tout le développement de la démarche a été réalisé en interaction quasi permanente avec les opérationnels. Un point d'avancée du travail était régulièrement fait au sein du groupe national hydromorphologie auprès du ministère en charge de l'écologie (Direction de l'eau), qui comptait dans ses membres les représentants du dit ministère, des six Agences de l'eau, des Dreal¹ de bassin, du Conseil supérieur de la pêche (devenu Onema, puis AFB et OFB²). Le travail de mise au point s'est basé sur des tests en vraie grandeur dans six bassins géographiquement contrastés, ce qui a également permis de nombreux échanges.

1. Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement.

2. Onema : Office national de l'eau et des milieux aquatiques ; AFB : Agence française de la biodiversité ; OFB : Office français de la biodiversité.

Une fois le système avancé et stabilisé, une présentation a été faite à un large public dans chacune des six Agences de l'eau.

Enfin, deux types de formation ont été assurés, l'une s'adressant dans un premier temps à un premier cercle d'opérateurs, l'autre dans un deuxième temps à de futurs formateurs.

Le système a également été présenté dans différentes formations initiales, notamment les écoles formant les futurs ingénieurs : ENTPE (Vaulx-en-Velin), Agro Paris Tech (spécialisation Eau Montpellier), Pont Paris Tech, Master Cogeval'Eau (Lyon 2).

Discussion

Le système Syrah_CE apporte une information simultanée sur les différents niveaux de complexité nécessaires pour analyser la structure et le fonctionnement physiques des cours d'eau, aux échelles terrestres des bassins versants, celles des écotones constitués par les espaces ripariens et enfin celles des cours d'eau et de leurs tronçons morphologiques.

Il permet une utilisation « à la carte » de 30 variables élémentaires pour l'expert géomorphologue. Il propose aussi une analyse probabiliste plus « guidée » du risque d'altération de l'hydromorphologie des cours d'eau au

- 7 Risque de modification de la largeur ou de la profondeur des cours d'eau. Probabilité établie par le réseau bayésien BBN présenté figure 6. Le risque de modification de largeur et profondeur fait apparaître des situations à risque fort à très fort dans les principales vallées fluviales, dans des régions urbanisées à forte densité humaine (région parisienne) ou dans des régions à activité agricole soutenue (sud-ouest coteaux aquitains ; ouest, sud Bretagne et Vendée et est Alsace), ce qui est cohérent géographiquement avec les structures spatiales existantes et avec les activités qui s'y exercent. Par ailleurs, il faut également retenir que 50,4 % du linéaire total de cours d'eau sont à risque très faible à faible ; le risque très fort concerne 19 % du linéaire.



► sein d'un réseau bayésien. C'est un système opérationnel réapproprié et utilisé dans le processus DCE, maintenant depuis deux cycles d'évaluation (2013 et 2019, méthode de référence pour le socle commun dévaluation, <https://professionnels.ofb.fr/node/368>)³.

À notre connaissance, il n'existe pas de système complet équivalent à cette échelle. S'il y a un large consensus pour pousser à prendre en considération simultanément les échelles des bassins et celles des cours d'eau dans leurs caractéristiques naturelles et avec les pressions anthropiques qui s'y exercent (Vörösmarty *et al.*, 2010; Bellard *et al.*, 2015; Gurnell *et al.*, 2016 et 2020; Kuemmerlen *et al.*, 2019), les expériences diffèrent quant à l'envergure des projets, aux grains élémentaires de constitution de la donnée, au choix des variables et à la façon dont elles sont exprimées, agrégées et interprétées. Ainsi plusieurs auteurs compilent les variables de stress et cartographient des indices agrégés de menace ou de condition pour différents écosystèmes :

- le bassin aval du fleuve Colorado (États-Unis, 350 000 km², Paukert *et al.*, 2011), variables générales telles que les espaces dominés par l'agriculture ou l'urbain, les barrages et canaux, les infrastructures routières, exprimées en présence/absence ou en intensité ;
- la région des Grands Lacs Laurentiens (États-Unis, Canada, 245 000 km², Smith *et al.*, 2015), 50 variables de stress regroupées en familles telles que pompages et dérivations, contaminants toxiques, polluants diffus, espèces invasives, pêcheries, développement côtier, changement climatique, altérations de l'habitat aquatique, exprimées selon leur emprise spatiale, leur occurrence temporelle, leur impact écologique potentiel, l'amplitude induite de la modification du système et le temps de récupération ;
- l'Europe des 27 pays sous juridiction DCE (4,2 M km², Grizzetti *et al.*, 2019), avec une analyse à gros grain de 180 km² des relations entre la condition des écosystèmes, incluant l'hydromorphologie la soutenant et les services écosystémiques (fourniture d'eau, purification de l'eau, prévention contre les érosions, protection contre les crues, protection côtière et récréation).

Les différentes publications de cette nature aident à prendre conscience des nombreuses pressions cumulées existantes au sein des hydrosystèmes avec leur spatialisation géographique (Ormerod *et al.*, 2010; Hering *et al.*, 2015). C'est une étape importante pour des échelons de décision nationaux pour visualiser et identifier la nature des actions potentielles de remédiation à entreprendre.

Centré sur le fonctionnement géomorphologique des cours d'eau, le système Syrah_CE est construit à un grain élémentaire plus fin. Par ailleurs, il renseigne les réseaux hydrographiques de façon continue, ce qui présente l'avantage d'éviter le prisme de stations de mesures disjointes spatialement à partir desquelles il est difficile d'extrapoler. En cela, en plus de son objet

premier, à savoir l'analyse de l'état des lieux DCE, le système construit peut s'avérer être d'une aide précieuse pour l'accompagnement des actions de restauration, en identifiant les causes locales et distantes de dégradation physique et d'une certaine façon en anticipant sur les chances de succès d'une action de restauration. Kail et Wolter (2013) insistent beaucoup sur cette contrainte forte des pressions du bassin qui peuvent contrecarrer voire annihiler toute tentative de restauration physique locale, notamment dans nombre de cours d'eau des plaines européennes sujettes à forte anthropisation.

Disposer d'un système comme Syrah_CE ne signifie pas se passer d'une analyse de terrain (descriptions de type Carhyce, Gob *et al.*, 2014 ou Aurhace, Valette *et al.*, 2013) et d'expertises locales pour préciser l'analyse ou pour dimensionner finement des actions de restauration à réaliser ; il faut bien comprendre la complémentarité des approches et leur enrichissement mutuel. Syrah_CE n'est pas fermé et pourra s'enrichir de variables et de relations nouvelles, notamment celles dont les mesures de terrain auront pu montrer la pertinence.

Par la suite, depuis sa réalisation, le système Syrah_CE a permis de nouvelles explorations scientifiques, qu'il s'agisse d'un cadre pour une meilleure interprétation des réponses écologiques (prise en compte dans l'indice multimétrique macroinvertébrés, I2M2, Mondy *et al.*, 2012), des données de pressions pour enrichir des modèles pressions impacts (Villeneuve *et al.*, 2015) ou des couplages toxicologie/écologie (Sarkis *et al.*, 2020), en encore pour contextualiser et renseigner des approches sur les effets de la fragmentation (Van Looy *et al.*, 2013; Floury *et al.*, 2020).

Pour finir, la conception et la construction de Syrah_CE n'ont été possibles que parce que dans un temps limité, nous avons pu travailler de façon vraiment pluridisciplinaire en rassemblant au sein d'un pôle Cemagref/Irstea-Onema/AFB, deux géomorphologues, deux écologues terrestres (forestier), un écologue aquatique, deux modélisateurs dont un spécialiste des approches bayésiennes, un géomaticien, un gestionnaire de bases de données nationales. Cette expérience passionnante a relevé le challenge de construire un système opérationnel appliqué par les praticiens. Un contre-exemple pour Bruno Latour dont les propos en 1994 qualifiaient les recherches appliquées, en particulier à l'INRA, de RANA (« recherche appliquée non applicable »). ■

3. « Dans le cadre de l'actualisation des états des lieux 2013 et 2019 pour les cours d'eau, la démarche Syrah-ce a été positionnée comme socle commun national pour l'évaluation harmonisée des pressions hydromorphologiques et des risques d'altération des cours d'eau qui en découlent. Elle répond en cela à la recommandation 5 sur le suivi de la morphologie des cours d'eau du rapport de l'Inspection générale de l'environnement de 2006 « Évaluation des états des lieux des bassins métropolitains, 1^{re} phase de la mise en œuvre de la DCE ». Le système peut également être utilisé pour diverses études, pour instruire des dossiers réglementaires, ou encore pour élaborer des pré-diagnostic territoriaux et ainsi aider à définir le ou les scénarii les plus efficaces pour la conciliation des différents usages et l'atteinte des objectifs environnementaux. »

EN SAVOIR PLUS...

- 📖 Pour une définition de l'hydromorphologie, 🌐 <https://hydroeco.cemagref.fr/hydromorphologie>, Hydroeco, site internet Irstea-Onema.
- 📖 VALETTE, L., PIFFADY, J., CHANDESRIS, A., SOUCHON, Y., 2012, SYRAH-CE : description des données et modélisation du risque d'altération de l'hydromorphologie des cours d'eau pour l'état des lieux DCE, Pôle Hydroécologie des cours d'eau Onema-Irstea Lyon, MALY-LHQ, 104 p., 🌐 http://oai.afbiodiversite.fr/cindocoai/download/PUBLI/1185/1/2012_108.pdf_4080Ko
- 📖 VALETTE, L., CHANDESRIS, A., SOUCHON, Y., 2013, Protocole AURAH-CE Audit RAPIDE de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau. Méthode de recueil d'informations complémentaires à SYRAH-CE sur le terrain V2, Pôle Hydroécologie des cours d'eau Onema-Cemagref Lyon MAEP-LHQ, 46 p + outils de mise en œuvre (fiche terrain, base de donnée préformatée...), 🌐 https://professionnels.ofb.fr/sites/default/files/protocole_aurahce_v2_vfc.pdf
- 📖 « SYRAH : un outil pour guider la restauration de la morphologie des cours d'eau », 🌐 <https://www.graie.org/ISRivers/docs/papers/1P08-49508GAU.pdf>
- 📖 Données Syrah_CE, données de base pour le développement d'un indicateur (créé par le Cerema) de potentiel de naturalité des cours d'eau, 🌐 <https://naturefrance.fr/indicateurs/naturalite-estimee-des-cours-deau>

Les auteurs

Laurent VALETTE, André CHANDESRIS, Jérémie PIFFADY, Martial FERRÉOL et Yves SOUCHON

INRAE, UR RiverLy,
5 rue de la Doua, CS 20244,
F-69625 Villeurbanne, France.

🌐 laurent.valette@inrae.fr
🌐 andre.chandesris@inrae.fr
🌐 jeremy.piffady@inrae.fr
🌐 martial.ferreol@inrae.fr
🌐 yves.souchon@inrae.fr

Bertrand VILLENEUVE

INRAE, UR EABX,
50 avenue de Verdun,
F-33612 Cestas Cedex, France.

🌐 bertrand.villeneuve@inrae.fr

Thierry TORMOS

Office français de la biodiversité,
510 rue René Descartes, CS 10458,
F-13592 Aix-en-Provence Cedex 3, France.

🌐 thierry.tormos@ofb.gouv.fr

Kris VAN LOOY

OVAM, Mechelen, Belgique.

🌐 kris.van.looy@ovam.be

Jean René MALAVOI

EDF, HYDRO Pôle énergies renouvelables,
CIH Mission technique,
F-73373 Le Bourget du Lac Cedex, France.

🌐 jean-rene.malavoi@edf.fr

BIBLIOGRAPHIE COMPLÈTE

- ALLAN, J.D., 2004, Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems, *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 35, p. 257-284, <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- AMOROS, C., PETTS, G.E., 1993, *Hydrosystèmes fluviaux*, Masson, Paris, Collection Écologie n° 24, 300 p.
- BELLARD, C., LECLERC, C., COURCHAMP, F., 2015, Combined impacts of global changes on biodiversity across the USA, *Scientific reports*, 5(1): 1-11, <https://doi.org/10.1038/srep11828>
- BOON, P.J., HOLMES, N.T.H., MAITLAND, P.S., ROWELL, T.A., DAVIS, J., 1997, A system for evaluating rivers for conservation (SERCON): development, structure and function, in: *Freshwater Quality : Defining the Indefinable ?* BOON, P.J., HOWELL, D.L. (Eds.), The Stationery Office, Edinburgh, 26: p.299-326.
- BRAVARD, J.-P., PETIT, F., 1997, *Les cours d'eau. Dynamique du système fluvial*, Masson & Armand Colin Éditeurs, 221 p.
- BROOKES, A., 1988, *Channelized rivers. Perspectives for environmental management*, Wiley Interscience, 326 p.
- BROWN, B., SWAN, C., 2010, Dendritic network structure constrains metacommunity properties in riverine ecosystems, *Journal of Animal Ecology*, 79(3): 571-580, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01668.x>
- BURCHER, C.L., VALETT, H.M., BENFIELD, E.F., 2007, The land-cover cascade: Relationships coupling land and water, *Ecology*, 88(1), p. 228-242, https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/ja/ja_burcher002.pdf.
- CARLISLE, D.M., HAWKINS, C.P., 2008, Land use and the structure of western US stream invertebrate assemblages: predictive models and ecological traits, *Journal of the North American Benthological Society*, 27(4), p. 986-999, <https://doi.org/10.1899/07-176.1>
- FAUSCH, K.D., TORGERSEN, C.E., BAXTER, C.V., LI, H.W., 2002, Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes, *BioScience*, 52(6), [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0483:LTRBTG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0483:LTRBTG]2.0.CO;2)
- FLOURY, M., CHANDESRIS, A., SOUCHON, Y., 2020, *Réservoirs Biologiques du bassin Rhône Méditerranée. Analyse de contexte et perspectives*, INRAE, Lyon Villeurbanne, 106 p.
- FRISSELL, C.A., LISS, W.J., WARREN, C.E., HURLEY, M.D., 1986, A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context, *Environmental Management*, 10(2): 199-214, <https://doi.org/10.1007/BF01867358>
- FRYIRS, K.A., BRIERLEY, G.J., 2013, *Geomorphic Analysis of River Systems. An approach to Reading Landscape*, Wiley-Blackwell, 368 p.
- GOB, F., BILODEAU, C., THOMMERET, N., BELLIARD, J., ALBERT, M.-B., TAMISIER, V., BAUDOIN, J.-M., KREUTZENBERGER, K., 2014, Un outil de caractérisation hydromorphologique des cours d'eau pour l'application de la DCE en France (CARHYCE), *Géomorphologie*, (1): 57-72, <https://doi.org/10.4000/geomorphologie.10497>
- GORDON, N.D., MCMAHON, T.A., FINLAYSON, B.L., 1992, *Stream hydrology: an introduction for ecologists*, John Wiley & Sons, Chichester, 526 p.
- GRAF, W., 2006, Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers, *Geomorphology*, 79: 336-360, <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.022>
- GURNELL, A., RINALDI, M., BELLETTI, B., BIZZI, S., BLAMAUER, B., BRACA, G., BUIJSE, A., BUSSETTINI, M., CAMENEN, B., COMITI, F., 2016, A multi-scale hierarchical framework for developing understanding of river behaviour to support river management, *Aquatic sciences*, 78(1): 1-16, <https://hal.inrae.fr/hal-02605446>.
- GURNELL, A.M., SCOTT, S.J., ENGLAND, J., GURNELL, D., JEFFRIES, R., SHUKER, L., WHARTON, G., 2020, Assessing river condition: A multiscale approach designed for operational application in the context of biodiversity net gain, *River Research and Applications*, 36(8): 1559-1578, <https://doi.org/10.1002/rra.3673>
- HERING, D., CARVALHO, L., ARGILLIER, C., BEKLIÖGLU, M., BORJA, A., CARDOSO, A.C., DUEL, H., FERREIRA, T., GLOBEVNIK, L., HANGANU, J., HELLSTEN, S., JEPPESEN, E., KODEŠ, V., SOLHEIM, A.L., NÖGES, T., ORMEROD, S., PANAGOPOULOS, Y., SCHMUTZ, S., VENOHR, M., BIRK, S., 2015, Managing aquatic ecosystems and water resources under multiple stress — An introduction to the MARS project, *Science of The Total Environment*, 503-504: 10-21, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.106>
- HYNES, H.B.N., 1975, The stream and its valley, *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 19: 1-15, <https://doi.org/10.1080/03680770.1974.11896033>
- KAIL, J., WOLTER, C., 2013, Pressures at larger spatial scales strongly influence the ecological status of heavily modified river water bodies in Germany, *Science of The Total Environment*, 454-455: 40-50, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.096>
- KUEMMERLEN, M., REICHERT, P., SIBER, R. AND SCHUWIRTH, N., 2019, Ecological assessment of river networks: from reach to catchment scale, *Science of the Total Environment*, 650: 1613-1627, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.019>
- LAMMERT, M., ALLAN, J.D., 1999, Assessing biotic integrity of streams: Effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates, *Environmental Management*, 23(2): 257-270, <https://doi.org/10.1007/s002679900184>
- LATOUR, B., 1994, *Le métier de chercheur, regard d'un anthropologue*, INRA Éditions.
- MONDY, C.P., VILLENEUVE, B., ARCHAIMBAULT, V., USSEGLIO-POLATERA, P., 2012, A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach, *Ecological Indicators*, n° 18, p. 452-467, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.013>
- MONTIER, C., LE BISSONNAIS, Y., DAROUSSIN, J., KING, D., 1998, *Cartographie de l'aléa « Érosion des sols » en France*, INRA, Orléans, Ministère de l'Agriculture, de la Pêche et de l'Alimentation, Ministère de l'Environnement : DPPR - Sous-Direction de la Prévention des risques majeurs, Centre national de la recherche scientifique : Laboratoire de géographie physique. 56 p. + cartes.
- NEWSON, M.D., LARGE, A.R.G., 2006, 'Natural' rivers, 'hydromorphological quality' and river restoration: a challenging new agenda for applied fluvial geomorphology, *Earth Surface Processes and Landforms*, 31(13): 1606-1624, <https://doi.org/10.1002/esp.1430>
- NORRIS, R.H., LINKE, S., PROSSER, I., YOUNG, W.J., LISTON, P., BAUER, N., SLOANE, N., DYER, F., THOMS, M., 2007, Very-broad-scale assessment of human impacts on river condition, *Freshwater Biology*, 52(5): 959-976, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01701.x>

- ORMEROD, S.J., DOBSON, M., HILDREW, A.G., TOWNSEND, C.R., 2010, Multiple stressors in freshwater ecosystems, *Freshwater Biology*, 55: 1-4, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02395.x>
- PAUKERT, C.P., PITTS, K.L., WHITTIER, J.B., OLDEN, J.D., 2011, Development and assessment of a landscape-scale ecological threat index for the Lower Colorado River Basin, *Ecological Indicators*, 11(2): 304-310, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.05.008>
- PAULSEN, S.G., HAWKINS, C.P., VAN SICKLE, J., YUAN, L.L., HOLDSWORTH, S.M., 2008, An invitation to apply national survey data to ecological research, *Journal of the North American Benthological Society*, 27(4): 1017-1018, <https://doi.org/10.1899/08-123.1>
- PELLA, H., SAUQUET, E., CHANDESRI, A., 2006, Construction d'un réseau hydrographique simplifié à partir de la BD Carthage®, *Ingénieries-EAT*, n° 46, p. 3-14, <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00601215>
- PETTS, G.E., LARGE, A.R.G., GREENWOOD, M.T., BICKERTON, M.A., 1992, Floodplain assessment for restoration and conservation : linking hydrogeomorphology and ecology, in: *Lowland Floodplain Rivers*, CARLING, P.A. AND PETTS, G.E. (Eds.). John Wiley & Sons, p. 217-234.
- POFF, N.L. AND WARD, J.V., 1990, Physical habitat template of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity, *Environmental Management*, 14(5): 629-645, <https://doi.org/10.1007/BF02394714>
- RAVEN, P.J., HOLMES, N.T.H., NAURA, M., DAWSON, F.H., 2000, Using river habitat survey for environmental assessment and catchment planning in the U.K., *Hydrobiologia*, 422-423: 359-367, https://doi.org/10.1007/978-94-011-4164-2_29
- RAVEN, P.J., HOLMES, N.T.H., CHARRIER, P., DAWSON, F.H., NAURA, M., BOON, P.J., 2002, Towards a harmonized approach for hydromorphological assessment of rivers in Europe: A qualitative comparison of three survey methods, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 12(4): 405-424, <https://doi.org/10.1002/aqc.536>
- ROSGEN, D., 1998, The reference reach - A blueprint for design, in: *Proceedings: Engineering Approaches to Ecosystem Restoration*, HAYES, D.F. (Ed.), ASCE, Denver, CO, p. 22-27.
- ROSGEN, D.L., 2008, Discussion: "Critical Evaluation of How the Rosgen Classification and Associated 'Natural Channel Design' Methods Fail to Integrate and Quantify Fluvial Processes and Channel Responses" by A. Simon, M. Doyle, M. Kondolf, FD Shields Jr., B. Rhoads, and M. McPhillips, *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 44(3): 782-792.
- ROTH, N.E., ALLAN, J.D., ERICKSON, D.L., 1996, Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales, *Landscape Ecology*, 11(3): 141-156, <https://doi.org/10.1007/BF02447513>
- SARKIS, N., GEFFARD, O., SOUCHON, Y., CHANDESRI, A., FÉRRÉOL, M., VALETTE, L., ALRIC, B., FRANÇOIS, A., PIFFADY, J. AND CHAUMOT, A., 2020, How to quantify the links between bioavailable contamination in watercourses and pressures of anthropogenic land cover, contamination sources and hydromorphology at multiple scales? *Science of The Total Environment*, 735: 139492, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139492>
- SIMON, A., DOYLE, M., KONDOLF, M., SHIELDS, F.D., RHOADS, B., MCPHILLIPS, M., 2007, Critical evaluation of how the Rosgen classification and associated "natural channel design" methods fail to integrate and quantify fluvial processes and channel response, *Journal of the American Water Resources Association*, 43(5): 1117-1131, <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00091.x>
- SMITH, S.D.P., MCINTYRE, P.B., HALPERN, B.S., COOKE, R.M., MARINO, A.L., BOYER, G.L., BUCHSBAUM, A., BURTON, G.A., CAMPBELL, L.M., CIBOROWSKI, J.J.H., DORAN, P.J., INFANTE, D.M., JOHNSON, L.B., READ, J.G., ROSE, J.B., RUTHERFORD, E.S., STEINMAN, A.D., ALLAN, J.D., 2015, Rating impacts in a multi-stressor world: a quantitative assessment of 50 stressors affecting the Great Lakes, *Ecological Applications*, 25(3): 717-728, <https://doi.org/10.1890/14-0366.1>
- SOUCHON, Y., 1998, *Étude de la commission européenne (CE-DGXI) coordonnée par le Centre thématique européen sur les eaux continentales. Spécifications techniques de la Directive Cadre sur l'eau. Tâche 3. La qualité de l'habitat*, OIEAU/Agence de l'Eau RMC/Cemagref LHQ/BEA, 127 p.
- SOUCHON, Y., ANDRIAMAHÉFA, H., COHEN, P., BREIL, P., PELLA, H., LAMOUREUX, N., MALAVOI, J.R., WASSON, J.-G., NAPPEY, E., 2000, *Régionalisation de l'habitat aquatique dans le bassin de la Loire. Synthèse*, Agence de l'eau Loire Bretagne, Cemagref Bely/LHQ, mai 2000, 291 p.
- SOUTHWOOD, T.R.E., 1977, Habitat, the templet for ecological strategies?, *Journal of Animal Ecology*, 46(16): 337-365, <https://www.jstor.org/stable/3817>
- STEEL, E.A., HUGHES, R.M., FULLERTON, A.H., SCHMUTZ, S., YOUNG, J.A., FUKUSHIMA, M., MUHAR, S., POPPE, M., FEIST, B.E., TRAUTWEIN, C., 2010, Are we meeting the challenges of landscape-scale riverine research? A review, *Living Reviews in Landscape Research*, 4(1): 1-60, <https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/46187>
- VAN LOOY, K., CAVILLON, C., TORMOS, T., PIFFADY, J., LANDRY, P., SOUCHON, Y., 2013, A scale-sensitive connectivity analysis to identify ecological networks and conservation value in river networks, *Landscape Ecology*, 28(7): 1239-1249, <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01073015>
- VAN LOOY, K., PIFFADY, J., TORMOS, T., VILLENEUVE, B., VALETTE, L., CHANDESRI, A., SOUCHON, Y., 2015, Unravelling River System Impairments in Stream Networks with an Integrated Risk Approach, *Environmental Management*, 55(6): 1343-1353, <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0477-1>
- VILLENEUVE, B., PIFFADY, J., VALETTE, L., SOUCHON, Y., USSEGLIO-POLATERA, P., 2018, Direct and indirect effects of multiple stressors on stream invertebrates across watershed, reach and site scales: A structural equation modelling better informing on hydromorphological impacts, *Science of The Total Environment*, 612: 660-671, <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01871023>
- VÖRÖSMARTY, C.J., MCINTYRE, P.B., GESSNER, M.O., DUDGEON, D., PRUSEVICH, A., GREEN, P., GLIDDEN, S., BUNN, S.E., SULLIVAN, C.A., LIERMANN, C.R., DAVIES, P.M., 2010, Global threats to human water security and river biodiversity, *Nature*, 467(7315): 555-561, <https://doi.org/10.1038/nature09440>
- WARD, J.V., 1976, Effects of flow patterns below large dams on stream benthos: a review, in: *Instream flow needs symposium*, ORSBORNE, J.F. AND ALLMAN, C.H. (Eds.), *American Fisheries Society*, p.235-253.
- WASSON, J.G., MALAVOI, J.R., MARIDET, L., SOUCHON, Y. AND PAULIN, L., 1998, *Impacts écologiques de la chenalisation des rivières*, Cemagref Éditions, 14, 158 p.
- WIENS, J.A., 2002, Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water, *Freshwater Biology*, 47(4): 501-515, <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00887.x>

Focus

Les travaux européens en soutien à la mise en œuvre de la directive cadre européenne sur l'eau et de la directive Inondations

Dans l'Union européenne, la directive cadre sur l'eau et la directive Inondations fixent un cadre commun pour une gestion intégrée des ressources en eau et pour la protection des écosystèmes qui leur sont associés. L'application de ces directives nécessite des actions conjointes et coordonnées de tous les États membres. C'est dans cet objectif que dès 2003, une stratégie commune de mise en œuvre de la directive cadre européenne sur l'eau a été adoptée. Elle est basée sur l'existence de plusieurs groupes de travail, techniques et stratégiques, dont le groupe ECOSTAT chargé des questions relatives à l'état écologique des eaux de surface. Dans ce focus, l'auteure fait le point des activités de ce groupe et des principaux défis à relever sur l'état écologique des eaux superficielles à l'échelle européenne dans les années à venir.

A

fin d'aider à la mise en œuvre de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE, 2000/60/CE) et de favoriser le partage d'expérience en Europe, une « stratégie commune de mise en œuvre » (également appelée « *Common Implementation Strategy* ») a été mise en place en 2001. Il s'agit d'un cadre de coopération informel entre les États membres, la Commission européenne, ainsi que les pays de l'Association européenne de libre échange (AELE) et les parties prenantes¹. Ce cadre de coopération est organisé sous forme de groupes de travail stratégiques et techniques, ces derniers incluant notamment un groupe technique sur l'état écologique (ECOSTAT), un groupe technique sur les polluants chimiques (groupe de travail « État chimique » ou « *working group chemicals* »),

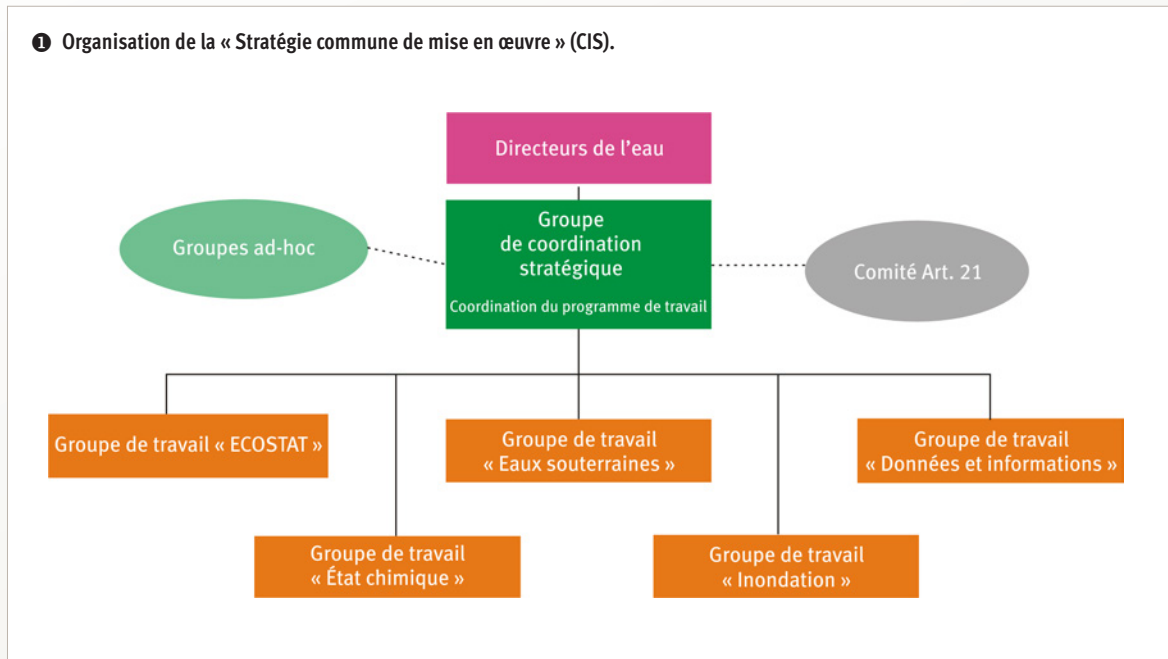
sur les eaux souterraines (groupe de travail « Eaux souterraines » ou « *working group Groundwater* »), sur les données (groupe de travail « Données et informations » ou « *working group Data and Information Sharing* »), sur les inondations (groupe de travail « Inondation » ou « *working group Floods* ») (figure 1), ainsi que des groupes « ad-hoc » pouvant être mis en place sur des sujets spécifiques (réutilisation des eaux usées, par exemple). Les travaux de ces groupes ont conduit à la publication de nombreux guides européens et documents techniques, ainsi qu'à l'organisation de nombreux workshops permettant d'échanger sur des thématiques spécifiques. L'ensemble des guides et documents techniques sont publiés sur le site internet de la Commission européenne² et sur la plateforme de partage de documents CIRCABC³.

1. Acteurs activement ou passivement concernés par les politiques ou stratégies concernées. Incluent par exemple les organisations non gouvernementales, organisations représentant les différents secteurs, organisations publiques, etc.

2. https://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/facts_figures/guidance_docs_en.htm

3. <https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d>

1 Organisation de la « Stratégie commune de mise en œuvre » (CIS).



Les travaux du groupe de travail ECOSTAT sur l'évaluation et le suivi de l'état écologique des eaux

Les travaux du groupe de travail « ECOSTAT » portent sur l'évaluation et le suivi de l'état écologique des eaux de surface. Ce groupe, actif depuis 2003, a permis d'aider les États membres à développer des indicateurs d'évaluation de l'état écologique pour les différents types d'eaux, comparables au niveau européen. Pour assurer la comparabilité de ces indicateurs à l'échelle européenne, le groupe ECOSTAT a joué un rôle important dans la coordination du processus appelé « intercalibration ». Ce processus constitue une des obligations de la DCE, et vise à valider les indicateurs biologiques et les valeurs seuil utilisées pour la classification en bon état sur la base de leur conformité avec la DCE (annexe V). Aujourd'hui, les indicateurs de suivi ont été validés au niveau européen pour la majorité des typologies de masses d'eaux. Les travaux visent désormais à finaliser le processus, en particulier sur certaines masses d'eau dont la classification a pris du retard du fait notamment d'un déficit de connaissance sur les bio-indicateurs potentiels à utiliser. C'est par exemple le cas pour les grands cours d'eau.

Par ailleurs, des travaux spécifiques ont été engagés afin d'élaborer une approche commune pour la définition du bon potentiel écologique dans les masses d'eaux fortement modifiées. Pour répondre à cette obligation un processus appelé « intercomparaison » a été engagé pour comparer les méthodes utilisées par les États membres sur la base d'une méthodologie commune définie au niveau européen. Les résultats montrent que les méthodes employées par les États membres pour définir le bon potentiel écologique ne sont pour l'instant pas comparables et sont souvent incomplètes. Les travaux devront donc se poursuivre dans les années à venir pour assurer un niveau de protection équivalent dans l'ensemble des États membres.

Les travaux d'ECOSTAT portent également sur les paramètres physicochimiques d'état et en particulier sur les nutriments. Face au constat d'importantes disparités dans les seuils et valeurs définies par les États membres pour le bon état, un travail a été lancé depuis plusieurs années ; il a conduit à la publication de plusieurs rapports comparant les seuils de bon état pour les paramètres nutriments ainsi que les méthodes utilisées par les États membres pour les définir (Phillips et Pitt, 2016 ; Dworak *et al.*, 2016). Les travaux ont également permis de mieux comprendre et prédire les relations entre paramètres biologiques et teneurs en nutriments. Pour cela, des analyses statistiques ont été réalisées sur l'ensemble des données disponibles en Europe afin d'analyser les corrélations entre les concentrations en nutriments et les paramètres biologiques sensibles à la pression d'eutrophisation. Ces travaux ont conduit à la publication d'un guide européen de bonnes pratiques proposant méthodologies et recommandations pour définir des seuils de nutriments en soutien aux paramètres biologiques (CIS Best practice document, 2019), ainsi qu'à plusieurs publications scientifiques sur le sujet (Poikane *et al.*, 2021). Les travaux se poursuivent désormais pour affiner les analyses sur les seuils de nutriments et étendre ce travail à l'ensemble des paramètres physicochimiques définis par la DCE. Un rapport sera publié d'ici la fin de l'année 2021 sur ces travaux.

Depuis quelques années, la thématique de l'hydromorphologie a pris une importance croissante dans le groupe ECOSTAT. Le dernier rapportage européen (processus de transmission des données de mise en œuvre des États membres à la Commission tous les six ans) portant sur les seconds plans de gestion hydrographique de bassin, qui correspondent en France aux schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE), a en effet montré que les pressions hydromorphologiques affectent environ 40% des eaux superficielles. Or, celles-ci sont

insuffisamment prises en compte dans l'évaluation de l'état des eaux et dans les mesures mises en œuvre. En effet, l'état hydro-morphologique a été rapporté comme « inconnu » pour plus de la moitié des masses d'eaux lors du rapportage européen des seconds plans de gestion hydrographique (Commission européenne, 2019).

De nombreux travaux sont en cours afin d'analyser les méthodes existantes et d'apporter un appui aux États membres pour élaborer des méthodes de suivi et d'évaluation de l'état hydromorphologique des cours d'eau, plans d'eau et eaux de transition et côtières et pour définir des mesures adaptées. Plusieurs rapports ont ainsi été publiés sur les rivières (Kampa et Bussettini, 2018), lacs et plans d'eau (Argillier *et al.*, 2021) et eaux de transition et côtières (Salas Herrero, 2018).

Plusieurs guides européens ont été développés sur la thématique hydro-morphologie, en particulier un guide sur l'élaboration des débits écologiques publié en 2014 (Commission européenne, CIS guidance document n°31, 2015), et plus récemment un guide sur la définition du potentiel écologique dans les masses d'eaux fortement modifiées par des altérations hydromorphologiques (Commission européenne, CIS guidance document n°37, 2019). De nombreux rapports techniques ont également été publiés, dont trois rapports sur les mesures d'atténuation pour les usages suivants : stockage de l'eau (Halleraker *et al.*, 2016), protection contre les inondations (Bussettini *et al.*, 2018) et drainage (Vartia *et al.*, 2018).

La France a contribué à l'ensemble de ce processus à travers la participation au groupe ECOSTAT du ministère en charge de l'environnement et de l'Office français pour la biodiversité. Des experts ont également été mandatés par le ministère pour coordonner les travaux relatifs à plusieurs thématiques, en particulier l'inter-étalonnage des méthodes utilisant l'ichtyofaune et plus récemment l'évaluation de l'état hydro-morphologique des masses d'eau (avec en particulier la participation de INRAE).

Perspectives : accélérer la mise en œuvre de la DCE et Pacte vert pour l'Europe

Les principaux défis à relever à l'échelle européenne dans les années à venir portent sur une amélioration et une accélération de la mise en œuvre de la directive cadre européenne sur l'eau, la mise en œuvre du Pacte vert pour l'Europe et une meilleure prise en compte de certaines problématiques telles que la pollution aux micro-plastiques ou l'adaptation au changement climatique.

Le Pacte vert pour l'Europe (Commission européenne, 2019) est une feuille de route stratégique publiée en 2019 par la Commission européenne ayant pour objectif de rendre l'économie européenne durable. Celle-ci définit des orientations stratégiques pour l'Union européenne, sur le climat et l'environnement en général, et liste de nombreuses actions pour les atteindre. En ce qui concerne la gestion de l'eau, le Pacte vert pour l'Europe a conduit à la publication de plusieurs straté-

gies européennes. Il s'agit par exemple du plan d'actions zéro-pollution (Commission européenne, 2021) qui fixe l'objectif de réduire la pollution de l'air, de l'eau et des sols à des niveaux considérés comme non nuisibles d'ici 2050, de la stratégie biodiversité pour 2030 (Commission européenne, 2020) qui vise à renforcer la protection et la restauration des écosystèmes, et de la stratégie européenne d'adaptation au changement climatique (Commission européenne, 2021).

Ces stratégies incluent des objectifs spécifiques pour l'agriculture avec l'objectif de réduction de 50 % de l'utilisation des pesticides chimiques en général et des risques qui leur sont associés, et la réduction de 50 % des pertes de nutriments dues à l'utilisation de fertilisants, d'ici à 2030.

La restauration des cours d'eaux est l'une des priorités de la stratégie pour la biodiversité qui fixe l'objectif d'accélérer la restauration de la continuité écologique ainsi que la suppression des ouvrages obsolètes afin de restaurer au moins vingt-cinq mille kilomètres de cours d'eaux à courant libre d'ici 2030. Le projet de recherche européen AMBER⁴ a réalisé un inventaire des obstacles à la continuité (obstacles transversaux) et estime à plus d'un million le nombre total d'obstacles en Europe, soit plus de un tous les deux kilomètres (Belletti *et al.*, 2020). La Commission européenne va publier des recommandations techniques pour aider les États membres à définir des stratégies d'effacement des ouvrages pour atteindre l'objectif de la stratégie biodiversité. Des travaux seront également prévus dans le cadre du groupe de travail ECOSTAT pour renforcer l'appui technique sur la thématique de la restauration de la continuité écologique. ■

L'auteur

Jeanne BOUGHABA

Commission européenne,
 DG Environnement,
 Unité C.1 – Qualité de l'eau,
 BU-9 04/136, B-1049 Bruxelles, Belgique.
 ✉ jeanne.boughaba@ec.europa.eu

4. <https://amber.international/>

EN SAVOIR PLUS...

- ARGILLIER, C., CARRIÈRE, A., POÏKANE, S., VAN DE BUND, W., 2021, Lake Hydromorphological Assessment and Monitoring Methodologies – European survey.
- BELLETTI, B., GARCIA DE LEANIZ, C., JONES, J. *et al.*, 2020, More than one million barriers fragment Europe's rivers, *Nature*, vol. 588, p. 436-441, <https://doi.org/10.1038/s41586-020-3005-2>
- BUSSETTINI, M., KLING, J., VAN DE BUND, W., 2018, WG ECOSTAT report on common understanding of using mitigation measures for reaching Good Ecological Potential for heavily modified water bodies, part 2 : Impacted by flood protection structures, https://circabc.europa.eu/sd/a/aef5fa6a-d2cc-4985-be33-f3eb64301404/2018_Mitigation%20measures_GEP_Part%202_Flood%20protection.pdf
- CIS BEST PRACTICE DOCUMENT, 2019, *Best practice for establishing nutrient concentrations to support good ecological status*, <https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/11da31cf-a454-4c3c-9213-58c73a61c664/details>
- COMMISSION EUROPÉENNE, 2019, *Report from the Commission to the European Parliament and the Council : implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) and the Floods Directive (2007/60/EC) Second River Basin Management Plans First Flood Risk Management Plans*, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=SWD:2019:30:FIN&qid=1551267381862&from=EN>
- COMMISSION EUROPÉENNE, 2015, CIS Guidance Document n°31 Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive, <https://circabc.europa.eu/sd/a/4063d635-957b-4b6f-bfd4-b51b0acb2570/Guidance%20No%2031%20-%20Ecological%20flows%20%28final%20version%29.pdf>
- COMMISSION EUROPÉENNE, 2019, CIS Guidance Document n°37 : Steps for defining and assessing ecological potential for improving comparability of Heavily Modified Water Bodies, <https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/d1d6c347-b528-4819-aa10-6819e6b80876/details>
- COMMISSION EUROPÉENNE, 2019, Le pacte vert pour l'Europe, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1576150542719&uri=COM%3A2019%3A640%3AFIN>
- COMMISSION EUROPÉENNE, 2021, Cap sur une planète en bonne santé pour tous, Plan d'action de l'UE : « Vers une pollution zéro dans l'air, l'eau et les sols », <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52021DC0400&qid=1623311742827>
- COMMISSION EUROPÉENNE, 2020, Stratégie de l'UE en faveur de la biodiversité à l'horizon 2030, Ramener la nature dans nos vies, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1590574123338&uri=CELEX:52020DC0380>
- COMMISSION EUROPÉENNE, 2021, Bâtir une Europe résiliente – la nouvelle stratégie de l'Union européenne pour l'adaptation au changement climatique, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM:2021:82:FIN>
- DWORAK, T., BERGLUND, M., HAIDER, S., LEUJAK, W., CLAUSSEN, U., 2016, *A comparison of European nutrient boundaries for transitional, coastal and marine waters*, <https://docest.com/a-comparison-of-european-nutrient-standards-for-transitional-coastal-and-marine-waters>
- HALLERAKER, J.H., VAN DE BUND, W., BUSSETTINI, M., GOSLING, R., DÖBBELT-GRÜNE, S., HENSMAN, J., KLING, J., KOLLER-KREIMEL, V., POLLARD, P., 2016, Working Group ECOSTAT report on Common understanding of using mitigation measures for reaching Good Ecological Potential for heavily modified water bodies, part 1 : Impacted by water storage, https://circabc.europa.eu/sd/a/e4dd1a88-3d5e-4f90-83fc-93a8c9127ec8/2017_Mitigation%20measures_GEP_Part%201_Storage.pdf
- KAMPA, E., BUSSETTINI, M., 2018, *River Hydromorphological Assessment and Monitoring Methodologies: Part 1 – Summary of European country questionnaires*, <https://www.ecologic.eu/16223>
- PHILLIPS, G., PITT, J.A., 2016, *A comparison of European freshwater nutrient boundaries: A report to WG ECOSTAT*, UCL, [https://circabc.europa.eu/sd/a/37778f00-5a8a-4198-9ff3-8b15360ba975/ComparisonNutrientBoundaries_2016_FINAL%20for%20CIRCABC\(0\).pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/37778f00-5a8a-4198-9ff3-8b15360ba975/ComparisonNutrientBoundaries_2016_FINAL%20for%20CIRCABC(0).pdf)
- POIKANE, S., VÁRBÍRÓB, G., KELLY, M., BIRKE, S., PHILLIPS, G., 2021, Estimating river nutrient concentrations consistent with good ecological condition: More stringent nutrient thresholds needed, *Ecological Indicators*, volume 121, 107017, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107017>
- SALAS HERRERO, M., 2018, *Hydromorphological assessment and monitoring methodologies in coastal and transitional waters: Summary of European country questionnaires*, EUR 29597 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, <http://dx.doi.org/10.2760/973493>
- VARTIA, K., BEEKMAN, J., ALVES, M., VAN DE BUND, W., BUSSETTINI, M., DÖBBELT-GRÜNE, S., HALLERAKER, J.H., KAROTTKI, I., KLING, J., WALLENTIN, J., 2018, WG ECOSTAT report on common understanding of using mitigation measures for reaching Good Ecological Potential for Heavily Modified Water Bodies, part 3 : Impacted by drainage schemes, https://circabc.europa.eu/sd/a/357e8462-f8e9-444a-a46a-cdf38a8f70d1/2018_Mitigation%20measures_GEP_Part%203_Drainage.pdf

La surveillance hydrobiologique : un cas d'interdépendance entre expertises publique et privée

Recourir au marché pour externaliser des tâches et les contrôler par des procédures « qualité » sont deux modalités particulières de la nouvelle gestion publique. Plusieurs sociologues ont pointé le paradoxe de ces réformes qui recentrent l'État sur des fonctions de pilotage mais réduisent sa capacité d'expertise. Dans la lignée de ces travaux, les auteurs étudient ici les contradictions qu'a rencontrées la réforme des laboratoires publics de chimie et d'hydrobiologie chargés de la surveillance des eaux de surface.

Historique des réformes de la surveillance chimique et hydrobiologique des eaux de surface en France

Suite à l'adoption de la loi de 1964¹, la surveillance des eaux de surface a été assurée dès les années 1970 par des services publics, en particulier les services régionaux d'aménagement des eaux (SRAE)², qui disposaient de laboratoires de chimie et d'hydrobiologie. Aujourd'hui les laboratoires publics n'effectuent plus qu'environ 10 % de ces opérations. Tout le reste est assuré par des laboratoires privés, dans le cadre d'un agrément délivré par le ministère chargé de l'environnement.

En 1998, le gouvernement Jospin a subordonné l'agrément des laboratoires de surveillance des eaux de surface à une accréditation³ délivrée par le Comité français d'accréditation (Cofrac)⁴. Seuls sept laboratoires

de chimie en DREAL⁵ obtinrent l'accréditation et subsistèrent. Mais ils furent néanmoins fermés en 2005 et les personnels concernés furent orientés vers d'autres missions, notamment la surveillance hydrobiologique⁶. L'arrêté d'agrément fut révisé en 2006, puis en 2011 pour le rendre conforme à une directive européenne de 2009⁷ concernant les analyses chimiques des eaux. Incidemment cette directive a soulevé la question de l'accréditation en hydrobiologie, sous-entendue dès 2006 puis exigée explicitement en 2011. Cette réforme s'est poursuivie sous la présidence Sarkozy (2007-2012). Chaque Agence de l'eau est devenue l'unique acheteur public de prestations de surveillance chimique, puis chimique et biologique, des eaux de surface dans son bassin pour le compte de l'État.

Aussitôt l'accréditation promue par les arrêtés « agrément », les hydrobiologistes des DREAL se sont mobi-

1. Loi n° 64-1245 du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution.

2. Services intégrés en 1991 aux directions régionales du ministère de l'environnement (DIREN) qui devinrent ensuite les directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL) en 2010.

3. Arrêté du 12 novembre 1998 portant modalités d'agrément des laboratoires pour certains types d'analyses des eaux ou des sédiments.

4. Association loi 1901 créée en 1994 par fusion du Réseau national d'essais industriels et du Bureau national de métrologie.

5. Voir note 2.

6. Circulaire DE/SD/ATD CP/BS DPE n° 68 du 30/03/05 relative au renforcement de l'expertise en DIREN en vue de l'évaluation de l'état des eaux.

7. Directive du 31 juillet 2009 « *quality assessment, quality control* » de la Commission, établissant des spécifications techniques pour l'analyse chimique et la surveillance de l'état des eaux.

lisés collectivement, à travers des groupes de travail et le partage de manuels de qualité pour obtenir le sceau du Cofrac et se maintenir comme producteurs de données de surveillance. L'accréditation suscitait néanmoins des controverses dans leur champ professionnel. Ils ont argué que les procédures d'accréditation ne suffisaient pas pour garantir des données de qualité et qu'il était risqué d'évaluer l'état des écosystèmes sur la base de données hydrobiologiques potentiellement erronées. Il apparaissait d'ailleurs à la compilation des données produites par les laboratoires privés accrédités que le taux de non-conformité restait élevé (plus de la moitié des fichiers-résultats fournis présentaient des anomalies), avec parfois des résultats notoirement incohérents (environ 20% de ces anomalies étaient bloquantes pour la bancarisation)⁸. La Direction de l'eau du ministère, devenue Direction de l'eau et de la biodiversité (DEB), prit ce risque très au sérieux. Le laboratoire national Aquaref, dans sa mission d'appui et de veille, alerta aussi le ministère sur le danger de la disparition des missions assurées par les laboratoires des DREAL⁹. Finalement, les professionnels exerçant en DREAL se sont vu attribuer un rôle d'appui aux Agences de l'eau pour la surveillance et la qualification des données. Quatre laboratoires régionaux publics furent fermés, mais les effectifs dans les autres laboratoires furent renforcés avec la création de vingt nouveaux postes. La « pérennisation de l'expertise de l'État dans le domaine de l'hydrobiologie »¹⁰ fut réaffirmée compte-tenu du « rôle central [de cette discipline] dans la mise en œuvre de la DCE »¹¹. Une circulaire ministérielle¹² sanctionna cette décision.

Le rôle respectif des secteurs publics et privés dans la surveillance des eaux de surface est variable selon les

pays européens. Les directives européennes portant sur la qualité de l'eau (brute, potable, « baignable », naturelle...) exigent que la qualité des données de surveillance soit « maîtrisée ». Pour ce faire, plusieurs pays européens ont choisi de recourir à la procédure d'accréditation pour la chimie mais très peu de pays ont exigé cette accréditation pour l'hydrobiologie (tableau 1).

Pour comprendre les interdépendances entre public et privé dans la production des données de surveillance,

1 MÉTHODOLOGIE

L'originalité de cette approche tient au dialogue entre les archives et l'expérience de Christian Chauvin, acquises dans les actions d'appui aux pouvoirs publics dans le cadre des missions d'Aquaref et l'expertise sociologique sur les politiques environnementales de Gabrielle Bouleau. Cette analyse repose en outre sur vingt entretiens semi-directifs réalisés en 2014* auprès des laboratoires publics et privés, des Agences de l'eau, de l'Onema et du Comité français d'accréditation (Cofrac), sur les circulaires ministérielles et les courriers adressés à l'administration pour infléchir la réforme.

* Par Gabrielle Bouleau, socio-politiste et Pierre-Luc Marchal, étudiant en master SPES (Science politique, écologie et stratégie) à AgroParisTech, que les auteurs remercient pour son implication.

8. De 2006 à 2016, les données issues de la surveillance nationale ont été compilées par Irstea, qui appliquait des procédures de contrôle avant bancarisation.

9. Lettre du président d'Aquaref, Roger Genet, également directeur général du Cemagref, à la DEB, le 19 octobre 2010.

10. Odile Gautier, directrice de l'eau et de la biodiversité, lettre aux préfets, le 13 octobre 2010.

11. Ibid.

12. Circulaire du 31 décembre 2012 « relative à l'organisation et aux missions des laboratoires d'hydrobiologie en DREAL ».

1 Procédures en vigueur en 2018 dans sept pays européens pour contrôler la qualité des données produites pour les réseaux de surveillance des milieux aquatiques en application de la DCE (source: auteurs, d'après les retours d'un questionnaire adressé à un panel d'experts européens impliqués dans la mise en œuvre de la DCE en 2018).

Procédures choisies pour contrôler la qualité des données		Italie	Royaume-Uni	Portugal	Chypre	Slovénie	Finlande	France
Échantillonnage et analyse des données chimiques	Accréditation	Non	Non renseigné	Non	Oui avec un équivalent possible	Non renseigné	Oui	Oui
	Standardisation (ISO 17025)	Normes et protocoles en cours de définition	Non renseigné	Non	Oui	Non renseigné	Oui	Oui
Échantillonnage et analyse des données biologiques	Accréditation	Non	Seulement en Irlande du Nord	Non	Non	Non	Non	Oui
	Standardisation (ISO 17025)	Normes et protocoles en cours de définition	Non renseigné	Non renseigné	Non renseigné	Non, l'Agence nationale prévoit de se faire certifier pour cette norme	Non	Oui
	Externalisation à des bureaux d'étude privés	Partiellement	Rarement	Souvent	Pour les rivières (pas les lacs)	Pour les poissons et les eaux côtières	Totalement	90 %
	Autre mode de garantie de l'expertise		Auto-contrôle		CV et photo de l'expert qualifié + contrôle de terrain	Qualification et références professionnelles	Qualification professionnelle sur test, norme	

► il faut savoir qu'un marché a besoin de normes sociales pour fonctionner.

Les critères de valeur des données d'hydrobiologie

Selon le sociologue des marchés, Jens Beckert (2009, p.254), la première condition pour qu'un marché fonctionne est qu'acheteurs et vendeurs s'accordent sur des critères de valeur. Or, ces critères sont des jugements qui dépendent des normes sociales du secteur.

La surveillance chimique et hydrobiologique des eaux de surface répond à deux sources de normes, celles des grands laboratoires d'analyse (qui emploient plusieurs centaines de personnes) et celles des petits laboratoires des services publics de surveillance des milieux aquatiques (qui disposent de moins d'une dizaine d'agents). Une partie des difficultés rencontrées lors de la privatisation du secteur peut s'expliquer par les différences de jugement dans ces deux mondes.

Les représentations de la qualité des données dans le monde de l'hydrobiologie

Les grands laboratoires, qui ont historiquement développé leur activité dans l'analyse chimique et bactériologique de produits, ont co-construit avec les autorités publiques des normes d'assurance-qualité. Elles focalisent l'attention sur les risques de non-conformité à des procédures écrites pour réduire ces risques : bien identifier les échantillons et les opérateurs, garantir les conditions de conservation et de traitement, disposer des capacités de détection adéquates, assurer la formation des opérateurs. Ces pratiques sont encadrées par des normes techniques au niveau national et international (AFNOR, CEN, ISO). En plus des analyses de produits qu'ils réalisent, les grands laboratoires sont aussi certificateurs des producteurs d'eaux de boisson, de biens alimentaires ou médicaux, dont ils vérifient les procédures écrites d'auto-contrôle. L'Union européenne demande que les certificateurs soient accrédités par un organisme notifié par pays. En France, c'est le Comité français d'accréditation (Cofrac). Ainsi, dans le monde des grands laboratoires d'analyse, la donnée de qualité est une donnée produite selon des procédures standardisées et contrôlées. L'accréditation est le niveau le plus élevé dans la hiérarchie des jugements sur la qualité des données.

De l'autre côté, la surveillance nationale des milieux aquatiques a été mise en place en 1971 (Bouleau *et al.*, 2017), et confiée exclusivement au personnel des SRAE¹³. Ces services publics furent équipés de petits laboratoires et dotés de compétences en hydrologie, chimie et hydrobiologie pour traiter à la fois des enjeux quantitatifs (étiages, crues), sanitaires et environnementaux. Ils réalisaient des diagnostics par bassin versant pour orienter les décisions publiques de l'État et des Agences de l'eau. Ils suivaient aussi des protocoles standardisés, quand ils existaient, mais il leur importait surtout que les données soient contextualisées pour pouvoir répondre aux enjeux de gestion (en précisant par exemple : « mesure avant épandage de pesticides sur le bassin », « après un orage », etc.).

La réforme a à la fois rapproché et confronté ces deux mondes.

Entre 1971 et 2007, le nombre de paramètres réglementaires utilisés pour évaluer la qualité des cours d'eau est passé d'une soixantaine à presque mille. Les gouvernements successifs ont externalisé une partie croissante du suivi. La surveillance a été recentralisée en 2006 et la standardisation des méthodes a été généralisée pour remplir les exigences méthodologiques de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE). Dans le même temps, les appels d'offre ont concerné des lots de plus en plus grands, financés par les Agences de l'eau. Les informations de contexte n'ont pas été demandées, ni dans le réseau de suivi, ni dans le réseau opérationnel pourtant prévu en appui direct à la gestion.

Les grands laboratoires se sont d'abord positionnés sur la surveillance chimique des eaux douces, arguant d'une expérience sur les eaux usées, industrielles et de distribution. Ils furent favorisés par l'exigence d'accréditation dans l'arrêté de 1998. Cela a motivé les experts des DREAL à se lancer dans l'accréditation, en chimie mais aussi en hydrobiologie alors même que l'agrément ministériel ne l'exigeait pas encore explicitement. Les bureaux d'études privés d'hydrobiologie ont entamé un fort développement au même moment, tandis que les grands laboratoires de chimie tentaient également d'étendre leurs compétences vers cette activité.

L'accréditation repose sur un système d'audits et d'essais interlaboratoires. Les experts publics et privés, tantôt auditeurs, tantôt audités, s'y sont rencontrés, ce qui les a conduits à expliciter la spécificité de l'hydrobiologie par rapport à la chimie, puis à questionner les pratiques de terrain de l'analyse chimique dans un deuxième temps.

La spécificité de l'hydrobiologie

Alors que la détection d'une substance chimique s'intéresse uniquement à un échantillon et dépend plus des performances de la machine que de l'opérateur, le prélèvement dans un milieu aquatique et la reconnaissance d'une espèce exigent un savoir « incorporé » dans la personne de l'expert. Les hydrobiologistes et leur administration ont d'ailleurs fait reconnaître une qualification nominative des experts dans l'arrêté fixant les modalités d'agrément des laboratoires d'hydrobiologie. L'expérience de l'opérateur est devenue un des éléments de la qualité de la donnée.

La personnalisation de l'expertise hydrobiologique n'est pas propre à la France. Au Royaume-Uni, les autorités ne délèguent que très peu à des bureaux d'étude privés l'expertise hydrobiologique et ne font pas confiance à l'accréditation pour juger de la qualité de cette expertise. En Finlande, les experts chargés de la surveillance doivent passer des tests de compétence hydrobiologique organisés par le centre de recherche Syke. En Slovaquie, une qualification professionnelle et des références sont demandées dans les cahiers des charges. À Chypre, le curriculum vitae et la photo de l'expert doivent accompagner l'offre de prestation et peuvent être vérifiés sur le terrain.

Le rapport au terrain est resté un sujet de division. En chimie, l'échantillonnage de terrain consiste à prélever de l'eau dans une partie de la rivière supposée être représentative du flux qui s'écoule à cet endroit. En hydro-

13. Voir note 2.

1 Le prélèvement dans un milieu aquatique et la reconnaissance d'une espèce exigent un savoir « incorporé » dans la personne de l'expert.



© C. Chauvin - INRAE

biologie, le prélèvement doit se faire selon la structuration des habitats, ce qui implique une connaissance de l'écologie de ces milieux complexes. Le temps passé à se rendre sur le site et observer la station pour en comprendre et en documenter le contexte a un coût d'autant plus élevé que le préleveur est qualifié. Les laboratoires publics et les bureaux d'étude qui effectuent des missions de conseil pour le compte de l'État ou de gestionnaires de milieu, en plus de leur activité de surveillance, valorisent ce temps en collectant des observations utiles à l'interprétation des données pour l'action (prescription). Les prestataires privés qui ne font pas de mission de conseil peuvent donc choisir de déconnecter l'échantillonnage et l'analyse taxinomique de laboratoire, pour réserver les compétences les plus spécialisées au laboratoire. Ce découplage entre compréhension du milieu et analyse hydrobiologique entraîne potentiellement une perte importante dans la richesse ou même la justesse de l'exploitation des données.

Les appels d'offre lancés par les Agences de l'eau ont favorisé les rapprochements puis les fusions de bureaux d'étude pour répondre à l'échelle de chaque grand bassin. Les bureaux d'études spécialisés dans la surveillance (plus de trente employés) ont été plus compétitifs. Leurs dirigeants sont aussi plus enclins à défendre l'accréditation parce que les procédures écrites organisant le travail leur permettent de mieux gérer les remplacements, les formations et l'organisation interne du travail. Ils ont aussi une plus forte capacité à amortir le coût de telles démarches qualité, qui deviennent aussi un argument commercial.

Pour éviter cette déconnection opérationnelle préjudiciable à la pertinence des données, les autorités, relayées par le Cofrac, ont affiché le principe de non-séparation de l'échantillonnage et de l'analyse pour l'hydrobiologie, ce qui constitue une reconnaissance

des spécificités de l'approche hydrobiologique en même temps qu'une meilleure garantie de cohérence dans l'analyse. Le contrôle public dont les DREAL ont la charge en tant que validateurs des données produites a été bien accueilli des bureaux spécialisés en hydrobiologie, car cela constitue l'assurance que les spécificités « métier » sont prises en compte, dans un contexte de concurrence avec des laboratoires de chimie peu expérimentés en hydrobiologie.

Le retour sur la chimie

Alertés sur l'importance de la phase de prélèvement en hydrobiologie, Aquaref et certaines Agences de l'eau ont organisé des comparaisons de pratiques en chimie. Celles-ci ont illustré l'impact fort des conditions du milieu sur les résultats (conditions d'accès aux écoulements, événements hydrologiques, heure, météorologie...), ce qui est une évidence pour les écologues mais ne faisait pas partie du cadre d'analyse pour les chimistes. Ces prises de conscience au niveau national de l'adéquation nécessaire entre objectif final (l'évaluation de la qualité de la masse d'eau) et technique analytique ont débouché sur une meilleure prise en compte des compétences et de la formation des préleveurs d'eau dans le cadre de la surveillance chimique. En mettant la vision biologique au centre de l'évaluation de l'état des milieux aquatiques, la DCE a de fait questionné les paradigmes de la surveillance chimique.

Les effets politiques du recours au marché

Au-delà de la variabilité et du fonctionnement complexe des milieux naturels qui se prêtent mal à la standardisation, les réformes de la surveillance ont aussi des enjeux politiques : la légitimité de la concurrence et la construction de la confiance.

▶ La légitimité de la concurrence

L'introduction et le maintien de la concurrence dans un secteur est toujours un processus contesté (Beckert, 2009, p. 258-9). Les acteurs étatiques veulent à la fois baisser les prix par la concurrence mais aussi protéger les entreprises nationales.

Avant 2015, alors que peu d'entreprises étaient accréditées, certaines Agences de l'eau ont refusé d'imposer ce critère dans les appels d'offre. Elles arguaient que trop de prestataires seraient exclus (locaux ou nationaux) et pourraient tenter des actions en justice. Mais ce sont plutôt des entreprises accréditées (nationales et internationales) qui ont parfois engagé des recours judiciaires pour faire appliquer les règlements exigeant l'accréditation. Cela a favorisé la concentration des prestataires spécialisés dans la surveillance qui limitent l'expertise de terrain. La mise en place des systèmes standardisés (indicateurs, plateforme SEEE¹⁴) a été concomitante de la déconnexion entre les données et leur interprétation. Le prix unitaire des données a baissé, mais elles sont moins interprétables pour l'action. Elles sont exploitées de manière automatique pour le rapportage européen.

La déontologie de l'accréditation a aussi été contestée. Le nombre limité de spécialistes disponibles pour les activités d'audit du Cofrac favorise les situations dans lesquelles les auditeurs et les audités ont des conflits d'intérêts. De plus, les organismes audités doivent être membres du Cofrac et contribuer à son budget par leurs cotisations et leurs dépenses d'accréditation. La part financée par les grands laboratoires de chimie pose donc parfois la question de l'autonomie du Cofrac pour les évaluer de manière objective, quand leur compétence en biologie est problématique. Pour échapper en partie à ces critiques, les laboratoires publics ont pu maintenir des tests d'évaluation comparative séparés, indépendamment des sociétés privées.

La construction de la confiance

Pour qu'un marché fonctionne, il faut enfin que l'acheteur ait confiance dans la fiabilité du vendeur (Beckert, 2009, p. 262). Pour la surveillance des cours d'eau, toute défaillance affecte en effet l'orientation des mesures de gestion ainsi que le rapportage de l'État au niveau européen. Si un prestataire ne fournit pas les données de surveillance requises par son contrat ou que ces données ne sont pas validées au vu de leur qualité, l'autorité publique ne disposera pas des données nécessaires pour remplir ses obligations. Si elle doit lancer un nouvel appel d'offres, le temps perdu conduit à une lacune dans les chroniques de surveillance, préjudiciable au suivi des mesures de gestion et au respect des prescriptions de la DCE.

14. Système d'évaluation de l'état des eaux.

15. Bilan des coûts de la surveillance menée au titre de la DCE Années 2007-2010, enquête DEB 2011.

Conclusion

En recourant à l'externalisation *via* le marché pour la surveillance des eaux de surface, les autorités françaises ont fait un choix plus politique qu'opérationnel, à la différence d'autres pays européens parfois plus libéraux. Le fait de subordonner l'agrément à l'accréditation n'a pas toujours favorisé la qualité réelle des résultats, en déconnectant la production de données de l'objectif final de leur collecte et en engendrant une réorganisation du marché au détriment de la diversité des opérateurs. Le processus se focalise maintenant sur le contrôle des systèmes qualité mis en œuvre, et non sur la qualité et l'exploitabilité réelle des données produites. Le retour d'expérience a montré qu'un écart existe entre ces deux notions. Le transfert d'une accréditation basée sur un contrôle métrologique, initialement élaborée pour les analyses chimiques, ne répond pas complètement aux spécificités de l'étude hydrobiologique. Les résistances professionnelles à ces réformes ont en effet révélé l'importance de l'expérience de l'opérateur en hydrobiologie et de la connaissance publique des sites de surveillance pour l'action environnementaliste localisée. Les programmes de surveillance des masses d'eau représentent moins d'un pourcent du coût des programmes d'action prévus pour conserver ou restaurer le bon état des eaux conformément aux programmes de mesures DCE (estimés à vingt-sept milliards d'euros TTC sur la période 2010-2015¹⁵). L'économie réalisable sur la production de données nationales doit être mise en regard des dépenses qui pourraient être engagées sur des bases incertaines en cas de diagnostic insuffisamment documenté voire erroné.

Les quelques garanties que se veut apporter le Schéma national des données sur l'eau, par exemple en affirmant une mission de validation des données de la surveillance aux laboratoires d'hydrobiologie des DREAL, se heurtent à la réalité du manque de moyens investis pour conserver et mettre à niveau les compétences et la capacité nécessaires au sein de ces services déconcentrés. C'est pourtant un des seuls liens qui subsistent pour assurer la cohérence entre réalité écologique sur le terrain et systèmes d'évaluation, de suivi des mesures et de rapportage. La perte de compétences des services de l'État dans les domaines de l'environnement apparaît clairement comme un vrai risque pour sa capacité de diagnostic et d'orientation sur des sujets centraux de la gestion de l'environnement. ■

Les auteurs

Gabrielle BOULEAU

UMR Lisis, UGE, CNRS, INRAE, F-77454, Champs sur Marne, France.

✉ gabrielle.bouleau@inrae.fr

Christian CHAUVIN

INRAE, UR EABX, 50 avenue de Verdun, F-33612 Cestas Cedex, France.

✉ christian.chauvin@inrae.fr

EN SAVOIR PLUS...

📖 BECKERT, J., 2009, The social order of markets, *Theory and Society*, vol. 38, p. 245-269,

🌐 <https://doi.org/10.1007/s11186-008-9082-0>

📖 BOULEAU, G., MARCHAL, P.-L., MEYBECK, M., LESTEL, L., 2017, La construction politique de la commune mesure de la qualité des eaux superficielles en France : de l'équivalent-habitant au bon état (1959-2013),

Développement durable et territoires [En ligne], vol. 8, n° 1, <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.11580>



En hydrobiologie, le prélèvement sur le terrain est une phase importante.

La protection des milieux aquatiques – Vulnérabilité et sensibilité fonctionnelle des communautés de poissons

Les approches en écologie fonctionnelle ouvrent aujourd'hui de nouvelles perspectives dans le domaine du diagnostic écologique. C'est le cas par exemple du critère de la redondance fonctionnelle que les auteurs de cet article ont appliqué aux communautés de poissons pour évaluer leur sensibilité fonctionnelle à la perte d'espèces, et au-delà, mesurer l'influence d'un déclin potentiel de diversité sur le fonctionnement de l'écosystème. L'intégration de ce type d'indice, en complément des critères habituels, est utile pour définir des plans de gestion ou des sites prioritaires à protéger face à des perturbations environnementales, en se concentrant sur les processus écosystémiques.

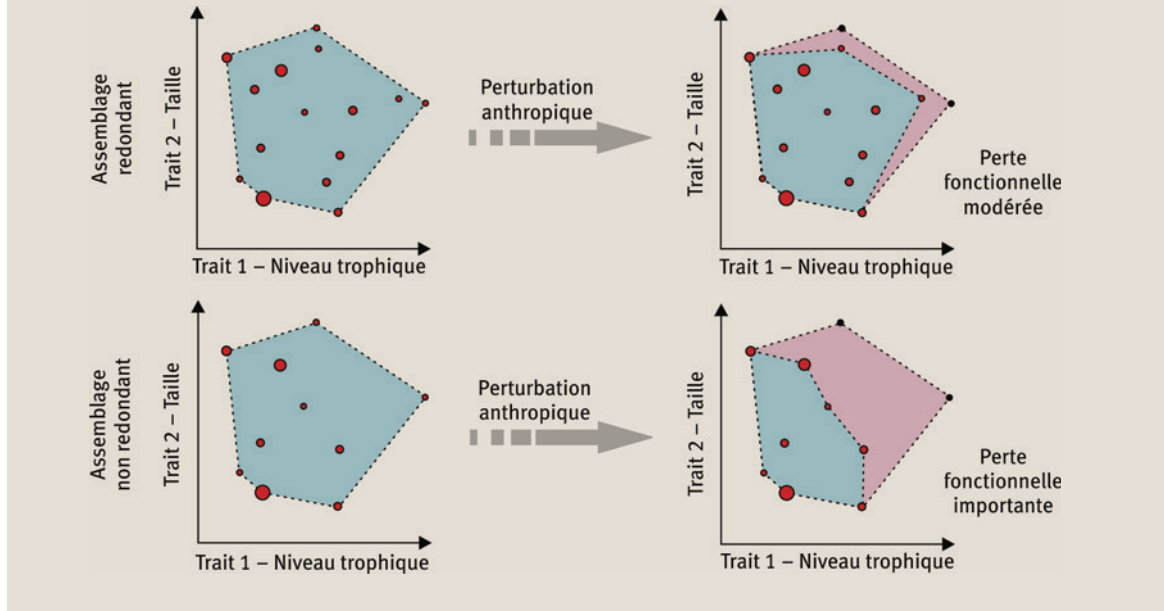


La directive cadre européenne sur l'eau (DCE, 2000/60/CE) impose aux États membres la préservation et la restauration de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques au plus tard en 2027. Aujourd'hui, beaucoup d'efforts ont été consentis pour établir des diagnostics de l'état des milieux au travers de la surveillance. Des évaluations sur des cycles de six ans sont organisées, notamment à partir de différents éléments de qualité biologique (phytoplancton, macroinvertébrés, macrophytes, ichtyofaune). Cela permet d'identifier les masses d'eau sur lesquelles des mesures de restauration doivent être entreprises pour qu'elles atteignent le bon état écologique (Birk *et al.*, 2012). Cependant, sur les écosystèmes jugés en bon état, l'analyse du risque de dégradation ne repose encore que sur une estimation des facteurs de stress, sans réelle prise en compte des caractéristiques propres aux écosystèmes qui peuvent s'avérer plus ou moins sensibles aux pressions induites. Ainsi, peu de mesures de gestion visent la protection des écosystèmes en bon état, les rares mesures étant mises en œuvre localement, généralement dans d'autres cadres réglementaires que celui de la DCE (Natura 2000, zones marines protégées...).

Concernant les bioindicateurs développés dans les années 2000 (voire antérieurement), l'objectif était de répondre aux attentes de la DCE. Les caractéristiques des communautés incluses dans le calcul de ces indicateurs décrivent généralement la composition des assemblages ou l'abondance d'espèces partageant certaines caractéristiques fonctionnelles (par exemple, le régime alimentaire, les habitats de reproduction). Ainsi, la plupart des indices ne donnent qu'un aperçu partiel des changements fonctionnels induits par les perturbations humaines. Néanmoins, les recherches de plus en plus nombreuses qui s'intéressent aux processus à même d'expliquer la dynamique de la biodiversité (en écologie fonctionnelle¹) ouvrent aujourd'hui de nouvelles perspectives dans le domaine du diagnostic écologique. De plus, la couverture spatiale du réseau d'échantillonnage mis en place pour répondre aux exigences réglementaires de la DCE, ainsi que sa pérennité, représentent une opportunité de diversifier les regards portés sur le fonctionnement écologique des milieux aquatiques, mais également d'adopter des démarches rétrospectives (ex. : analyse des pertes/gains de diversité) et prospectives (ex. : mesure de l'impact du changement climatique).

1. Sandra Lavorel, membre de l'Académie des sciences, définit l'écologie fonctionnelle de la façon suivante : « L'écologie fonctionnelle, propose d'analyser la dynamique de la biodiversité et ses conséquences pour le fonctionnement des écosystèmes en se concentrant sur les caractéristiques physiologiques, morphologiques, reproductives ou comportementales des espèces, appelées traits fonctionnels. »

❶ Illustration conceptuelle de l'impact des perturbations anthropiques sur la diversité fonctionnelle des assemblages de poissons. Au sein des assemblages redondants, le déclin de deux espèces sensibles de grande taille et de niveau trophique élevé conduit à une diminution modérée de la richesse fonctionnelle car des caractères fonctionnels similaires sont partagés par d'autres espèces moins sensibles. Dans les assemblages non redondants, le déclin des deux espèces entraîne une perte fonctionnelle importante et une altération du fonctionnement de l'écosystème en raison de la perte des prédateurs supérieurs.



Ces différentes visions sortent généralement du cadre strictement réglementaire de la DCE, mais sont susceptibles d'apporter des éléments profitables à la gestion à travers une meilleure compréhension du fonctionnement des milieux et de leurs interactions avec les usages des bassins versants.

De nouvelles mesures de la biodiversité, quelques bases théoriques

Un nombre croissant d'études soulignent l'utilité des approches fonctionnelles pour détecter l'impact des perturbations sur les assemblages de poissons dans l'ensemble des habitats aquatique (ex. : Sagouis *et al.*, 2017), y compris dans les environnements estuariens ou lagunaires (ex. : Teichert *et al.*, 2018). Si l'on considère que l'assemblage des espèces dans un milieu particulier est la résultante de filtres environnementaux qui sélectionnent les espèces adaptées en réponse aux différentes conditions environnementales naturelles ou d'origine anthropique, il devient important de s'intéresser à ces caractéristiques des espèces que l'on nomme les traits. Dans ce cadre, les traits des espèces sont utilisés pour construire un espace multidimensionnel à partir duquel plusieurs indices (par exemple, la richesse fonctionnelle, l'homogénéité fonctionnelle et la divergence fonctionnelle) peuvent être calculés afin de convertir les distributions et l'abondance des espèces en caractéristiques fonctionnelles des communautés (Villéger *et al.*, 2008). Les indices développés, encore largement sous-exploités dans la sphère opérationnelle, sont rassemblés sous le terme de diversité fonctionnelle et reflètent différentes composantes des traits biologiques et morphologiques

portés par les espèces co-existantes (Schleuter *et al.*, 2010). Les traits fonctionnels sont directement liés aux processus écosystémiques (traits d'effet) et/ou aux performances des organismes dans un environnement changeant (traits de réponse ; Hooper *et al.*, 2005). Ainsi, les traits fonctionnels peuvent être décrits afin de refléter la niche écologique des espèces ou encore la nature des interactions avec l'environnement ou avec les autres espèces présentes dans l'écosystème.

Ces indices synthétiques peuvent d'ores et déjà être utilisés pour détecter des modifications dans la structure fonctionnelle des communautés en réponse à des changements environnementaux ou à des perturbations anthropiques (Mouillot *et al.*, 2013). Par exemple, les perturbations anthropiques peuvent filtrer les espèces en éliminant ou diminuant l'abondance des espèces dont les caractères sont sensibles aux facteurs de stress. Cela se traduit généralement par une convergence des traits des espèces et une chute de la diversité fonctionnelle (Buisson *et al.*, 2013). Ce patron d'homogénéisation fonctionnelle se produit lorsque des espèces sensibles ont un rôle fonctionnel singulier dans la communauté (figure ❶). Par exemple, le déclin local des prédateurs adaptés au froid sous l'effet du réchauffement, tels que les salmonidés dans les cours d'eau du Nord de l'Italie, conduit à une perte de richesse fonctionnelle et à une dominance des espèces généralistes (Stefani *et al.*, 2020). Cependant, dans les assemblages fonctionnellement redondants, la perte d'espèces sensibles peut éventuellement être compensée si des caractères fonctionnels similaires sont partagés par d'autres espèces plus tolérantes aux perturbations (figure ❶ ; Mouillot *et al.*, 2014). Selon l'hypothèse d'assurance de la biodiversité, le maintien

► d'un niveau élevé de diversité et de la redondance fonctionnelle augmente la stabilité des communautés biologiques, ainsi que des processus écologiques qui leur sont associés (Yachi et Loreau, 1999). Ce concept repose sur l'hypothèse qu'une forte variabilité de réponses aux perturbations chez les espèces qui partagent des fonctions similaires assure la résilience des écosystèmes après perturbation en compensant le déclin d'espèces fonctionnellement redondantes. Selon cette hypothèse, l'influence de la perte d'espèces sur le fonctionnement de l'écosystème est plus importante dans les assemblages moins redondants, en particulier si des traits singuliers sont soutenus par des espèces vulnérables ou menacées (Rosenfeld, 2002).

En conséquence, la préservation de la diversité et de la redondance fonctionnelle apparaît comme un enjeu majeur dans le cadre de la gestion des écosystèmes aquatiques afin d'assurer la stabilité à long terme des systèmes soumis à des perturbations anthropiques multiples (Teichert *et al.*, 2018).

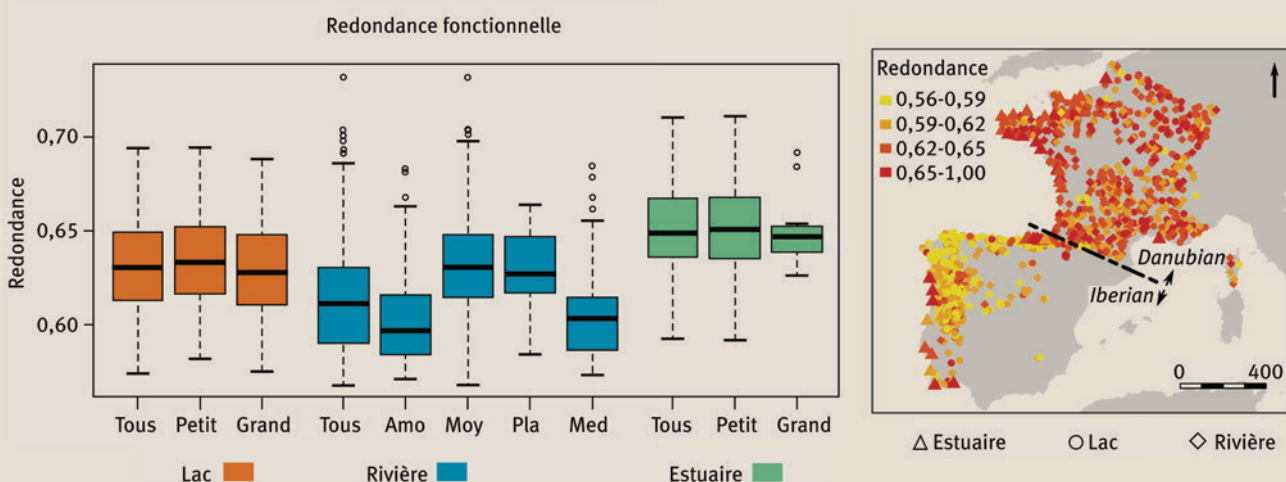
Une sensibilité fonctionnelle différente entre type d'habitat

Le réseau d'échantillonnage déployé dans le cadre de la DCE couvre l'ensemble des masses d'eau de surface continentales ; des habitats d'eau douce tel que les lacs, retenues et rivières, jusqu'aux zones côtières, notamment les masses d'eau de transition. Bien que les méthodes et les fréquences des inventaires biologiques puissent différer entre le type de masses d'eau, les réseaux DCE offrent une occasion rare de réaliser des approches comparatives sur l'ensemble du continuum terre-mer (Teichert *et al.*, 2017). En effet, les altérations anthropiques liées aux usages du bassin versant peuvent conduire à des modifications sur l'ensemble des secteurs et des habitats situés en aval, y compris les zones estuariennes et côtières.

La redondance fonctionnelle est un des critères permettant d'évaluer la sensibilité fonctionnelle des communautés de poissons à la perte d'espèces et donc de mesurer l'influence d'un déclin potentiel de diversité sur le fonctionnement de l'écosystème (Mouillot *et al.*, 2013). Nous avons montré, dans une analyse comparative de différents types d'habitats continentaux, que les assemblages de poissons dans les lacs et les rivières sont généralement plus sensibles à la perte d'espèces que les assemblages estuariens en raison de leur plus faible redondance fonctionnelle (figure 2 ; Teichert *et al.*, 2017). Par rapport à d'autres régions du globe, les assemblages de poissons d'eau douce d'Europe sont relativement pauvres en espèces en raison de l'intensité de la dernière période glaciaire. Ce nombre réduit d'espèces est associé à un faible niveau de redondance fonctionnelle, ce qui indique que les espèces co-existantes ont tendance à exprimer différentes combinaisons de traits écologiques (Stefani *et al.*, 2020). Dans ce contexte, la perte aléatoire d'une espèce est susceptible d'entraîner une forte diminution de la richesse fonctionnelle. Ce processus est renforcé dans certaines catégories de rivières, telles que les têtes de bassins versants et les cours d'eau méditerranéens, où les assemblages sont classiquement très pauvres en espèces et non redondants (figure 2). La richesse spécifique et fonctionnelle des assemblages estuariens est généralement plus élevée que celle des rivières et des lacs, en raison d'une plus grande hétérogénéité des conditions environnementales. De plus, l'environnement estuarien impose de fortes contraintes physiologiques qui contribuent à augmenter la redondance fonctionnelle, de sorte que plusieurs espèces réparties le long des estuaires partagent des traits fonctionnels similaires (Villéger *et al.*, 2012).

Ainsi, la comparaison des grands types de masses d'eau soutient l'affirmation selon laquelle les écosystèmes pauvres en espèces devraient nécessiter plus d'efforts

2 Estimation de la redondance fonctionnelle (paramètre sans unité, entre 0 et 1) des assemblages de poissons à partir des données du réseau de suivi DCE sur les masses d'eau rivière, lac et transition. Les boîtes à moustaches représentent les tendances générales pour chaque système aquatique (Tous), ainsi que les tendances pour les catégories de masses d'eau, c'est-à-dire les petits et grands lacs, les petits et grands estuaires, les têtes de bassin versant (Amo), les cours médians (Moy), les rivières de plaine (Pla) et les cours d'eau méditerranéens (Med). La redondance a été estimée à partir d'une combinaison de cinq traits, à savoir la taille des poissons, la position dans la colonne d'eau, le groupe trophique, l'habitat de reproduction et les capacités de locomotion. Figure modifiée d'après Teichert *et al.* (2017).



❶ La redondance fonctionnelle est un des critères permettant d'évaluer la sensibilité fonctionnelle des communautés de poissons à la perte d'espèces et donc de mesurer l'influence d'un déclin potentiel de diversité sur le fonctionnement de l'écosystème.



© V. Pagneux - INRAE

de gestion pour empêcher la perte de fonction écologique, en raison de leur faible redondance fonctionnelle. Néanmoins, une richesse élevée en espèces ne peut à elle seule garantir un tampon contre la perte fonctionnelle, car certaines fonctions sont généralement prises en charge par des espèces uniques, même dans des communautés extrêmement riches.

De la redondance fonctionnelle à l'évaluation de la vulnérabilité

La vulnérabilité d'un écosystème ou d'une communauté peut être décrite comme l'interaction entre son niveau d'exposition à des pressions d'origine anthropique, son degré de sensibilité et sa résilience (Weißhuhn *et al.*, 2018). Cette vulnérabilité peut être modulée par la capacité adaptative des espèces mais aussi par des éléments externes tels que la réglementation ou la mise en place de zones protégées. Dans un écosystème, on s'attend à ce que la sensibilité d'une communauté à la perte d'une fonction écologique soit d'autant plus importante que des espèces portant des fonctions uniques présentent un fort risque de déclin et à ce que la résilience des communautés soit plus importante lorsque chaque fonction au sein de l'écosystème est portée par plusieurs espèces. Il est ainsi possible, à partir des données acquises en réseau, d'évaluer la sensibilité et la résilience d'une communauté à partir du degré de redondance fonctionnelle observé au sein des communautés. En parallèle, un inventaire des facteurs de stress peut être réalisé afin de caractériser le niveau d'exposition des milieux aux pressions d'origine humaine. Les pressions anthropiques subies par les milieux aquatiques sont souvent multiples

(ex. : eutrophisation, altération hydro-morphologique, changement de régime thermique ou hydrologique, espèces exotiques) et doivent être décrites de la manière la plus exhaustive possible afin de qualifier finement les risques auxquels sont soumises les communautés. Certaines pressions peuvent avoir des impacts très locaux (ex. : modification des berges) alors que d'autres vont s'exercer à l'échelle régionale (ex. : intrants du bassin versant), voire globale (ex. : réchauffement climatique). Ces disparités dans la répartition des pressions peuvent conduire à des variations spatiales marquées dans le degré d'exposition au risque des espèces, avec des différences en fonction de la nature des masses d'eau.

Finalement, la superposition entre les cartographies quantifiant la sensibilité et la résilience des communautés et celle reflétant les pressions permet une évaluation de la vulnérabilité fonctionnelle et de ses variations spatiales à l'échelle d'un réseau hydrographique. La vulnérabilité des communautés peut être quantifiée à l'aide de méthodes d'analyse multicritères (ex. : analyse topsis) qui permettent de mesurer un compromis entre des critères accroissant la vulnérabilité (ex. : niveau de pressions élevé et/ou multiples) et d'autres qui contribuent à la diminuer (ex. : forte redondance fonctionnelle ; Paravicini *et al.*, 2014). Ce type d'analyse est également à même d'intégrer des informations additionnelles, telles que l'existence de statut de protection ou de conservation de certains sites (ex. : Réserves, Natura 2000, ZNIEFF – zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique) dont le mode de gestion est susceptible de limiter les risques de perte en espèces ou encore une réglementation spécifique conduisant à une protection des habitats ou des espèces (ex. : période de fermeture de

▶ la pêche, stades de développement protégés). À l'image des indicateurs d'état écologique, les analyses multicritères de la vulnérabilité peuvent finalement fournir un score (borné entre 0 et 1) permettant de quantifier le niveau de vulnérabilité fonctionnelle d'une communauté ou d'un écosystème.

Ce travail s'est d'abord focalisé sur l'analyse des caractéristiques fonctionnelles des communautés de poissons de cours d'eau, plans d'eau et estuaires. Il se poursuit par l'analyse des caractéristiques fonctionnelles des autres communautés concernées par les suivis DCE pour lesquelles de riches jeux de données sont disponibles (phytoplancton et macrophytes notamment). Les différences de sensibilité et de rôle fonctionnel entre ces communautés et les communautés piscicoles enrichiront l'analyse de vulnérabilité conduite avec les poissons. Une meilleure caractérisation des facteurs de stress est aussi en cours afin d'améliorer la qualité globale des futurs indicateurs.

Intérêt pour la gestion des milieux aquatiques

Alors que les évaluations DCE proposent des indications sur l'état écologique et le niveau d'altération des communautés, l'évaluation de la vulnérabilité au travers de la redondance fonctionnelle des communautés fournit des critères quantitatifs pour estimer l'impact potentiel de la perte d'espèces sur le fonctionnement de l'écosystème au regard des pressions qu'il subit. Complémentaire à l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques, le concept de vulnérabilité fournit une information objective quant au devenir probable de cet état : un haut niveau de vulnérabilité indiquant un risque élevé de dégradation du milieu à la moindre perturbation. Cette information se révèle très précieuse à l'aune de l'objectif de non-dégradation de l'état des milieux aquatiques, également fixé par la DCE.

Les ressources allouées à la protection de la biodiversité sont souvent limitées, de sorte que les gestionnaires doivent définir des zones prioritaires pour les investissements, notamment ceux de conservation. La richesse en espèces et la présence d'espèces endémiques sont souvent utilisées pour définir les stratégies de conservation, mais plusieurs études ont souligné la faiblesse de l'utilisation unique des critères de diversité taxonomique pour évaluer l'impact des menaces sur le fonctionnement des écosystèmes (Mouillot *et al.*, 2014; Parravicini *et al.*, 2014). L'intégration des caractéristiques fonctionnelles des communautés peut être utilisée en complément des critères habituels pour la définition de plan de gestion ou lors de la définition de statut de conservation afin de prioriser les sites à protéger face à des perturbations environnementales, en se concentrant sur les processus écosystémiques. Les efforts de conservation peuvent être ordonnés en faveur des communautés sensibles soumises à une forte intensité de menaces. Sans opposition avec les approches taxonomiques, l'approche fonctionnelle permet donc de combler une lacune des approches classiques de préservation de la biodiversité qui ne prennent pas assez en compte la dimension fonctionnelle et le rôle des espèces dans le fonctionnement des écosystèmes, alors que c'est exigé par le code de l'environnement (ex. : art L210-1).

Au-delà des approches larges échelles ou par grand type d'habitat, l'étude des mécanismes à l'échelle du bassin versant est souvent indispensable car les réponses écologiques aux forçages environnementaux sont souvent site-spécifiques. En effet, les multiples pressions anthropiques agissant à l'échelle des bassins rendent difficile l'extrapolation des réponses écologiques en raison des phénomènes de synergie (renforcement positif de pressions cumulées) ou d'antagonismes (atténuation de l'impact de pressions cumulées). Dans ce contexte d'incertitude, le maintien d'une diversité fonctionnelle, riche et redondante, supporte un principe de précaution visant à accroître les possibilités écologiques de faire face à une modification des conditions environnementales. ■

Les auteurs

Nils TEICHERT

Laboratoire de biologie des organismes et écosystèmes aquatiques (BOREA), MNHN, CNRS, IRD, SU, UCN, UA, Station marine de Dinard, CRESCO, Dinard, France.
✉ nils.teichert@mnhn.fr

Mario LEPAGE

INRAE, UR EABX, 50 avenue de Verdun, F-33612 Cestas Cedex, France.
✉ mario.lepage@inrae.fr

Nicolas HETTE-TRONQUART

Office français de la biodiversité, Direction de la recherche et de l'appui scientifique, 12 cours Lumière, F-94300 Vincennes, France.
✉ nicolas.hette-tronquart@ofb.gouv.fr

Christine ARGILLIER

INRAE, Aix Marseille Univ, UMR RECOVER, F-13182, Aix-en-Provence, France.
✉ christine.argillier@inrae.fr

EN SAVOIR PLUS...

- BIRK, S., BONNE, W., BORJA, A., BRUCET, S., COURRAT, A., POIKANE, S., SOLIMINI, A., VAN DE BUND, W., ZAMPOUKAS, N., HERING, D., 2012, Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive, *Ecol. Indic.*, vol. 18, p. 31-41, <https://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.10.009>
- BUISSON, L., GRENOUILLET, G., VILLÉGER, S., CANAL, J., LAFFAILLE, P., 2013, Toward a loss of functional diversity in stream fish assemblages under climate change, *Glob. Chang. Biol.*, vol. 19, p. 387-400, <https://doi.org/10.1111/gcb.12056>
- HOOPER, D.U., CHAPIN III, F.S., EWEL, J.J., HECTOR, A., INCHAUSTI, P., LAVOREL, S., LAWTON, J.H., LODGE, D.M., LOREAU, M., NAEEM, S., 2005, Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge, *Ecol. Monogr.*, vol. 75, p. 3-35, <https://doi.org/10.1890/04-0922>
- MOUILLOT, D., GRAHAM, N.A.J., VILLÉGER, S., MASON, N.W.H., BELLWOOD, D.R., 2013, A functional approach reveals community responses to disturbances, *Trends Ecol. Evol.*, vol. 28, p. 167-177, <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>
- MOUILLOT, D., VILLÉGER, S., PARRAVICINI, V., KULBICKI, M., ARIAS-GONZÁLEZ, J.E., BENDER, M., CHABANET, P., FLOETER, S.R., FRIEDLANDER, A., VIGLIOLA, L., 2014, Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs, *Proc. Natl. Acad. Sci.*, vol. 111, p. 13757-13762, <https://doi.org/10.1073/pnas.1317625111>
- PARRAVICINI, V., VILLÉGER, S., MCCLANAHAN, T.R., ARIAS GONZÁLEZ, J.E., BELLWOOD, D.R., BELMAKER, J., CHABANET, P., FLOETER, S.R., FRIEDLANDER, A.M., GUILHAUMON, F., 2014, Global mismatch between species richness and vulnerability of reef fish assemblages, *Ecol. Lett.*, vol. 17, p. 1101-1110, <https://doi.org/10.1111/ele.12316>
- ROSENFELD, J.S., 2002, Functional redundancy in ecology and conservation, *Oikos*, vol. 98, p. 156-162, <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.980116.x>
- SAGOUIS, A., JABOT, F., ARGILLIER, C., 2017, Taxonomic versus functional diversity metrics: how do fish communities respond to anthropogenic stressors in reservoirs?, *Ecol. Freshw. Fish*, vol. 26, p. 621-635, <https://doi.org/10.1111/eff.12306>
- SCHLEUTER, D., DAUFRESNE, M., MASSOL, F., ARGILLIER, C., 2010, A user's guide to functional diversity indices, *Ecol. Monogr.*, vol. 80, p. 469-484, <https://doi.org/10.1890/08-2225.1>
- STEFANI, F., SCHIAVON, A., TIROZZI, P., GOMARASCA, S., MARZIALI, L., 2020, Functional response of fish communities in a multistressed freshwater world, *Sci. Total Environ.*, vol. 740, 139902, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139902>
- TEICHERT, N., LEPAGE, M., LOBRY, J., 2018, Beyond classic ecological assessment: The use of functional indices to indicate fish assemblages sensitivity to human disturbance in estuaries, *Sci. Total Environ.*, vol. 639, p. 465-475, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.179>
- TEICHERT, N., LEPAGE, M., SAGOUIS, A., BORJA, A., CHUST, G., FERREIRA, M.T., PASQUAUD, S., SCHINEGGER, R., SEGURADO, P., ARGILLIER, C., 2017, Functional redundancy and sensitivity of fish assemblages in European rivers, lakes and estuarine ecosystems, *Sci. Rep.*, vol. 7, 17611, <https://doi.org/10.1038/s41598-017-17975-x>
- VILLÉGER, S., MASON, N.W.H., MOUILLOT, D., 2008, New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology, *Ecology*, vol. 89, p. 2290-2301, <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- VILLÉGER, S., MIRANDA, J.R., HERNANDEZ, D.F., MOUILLOT, D., 2012, Low functional -diversity despite high taxonomic -diversity among tropical estuarine fish communities, *PLoS One*, 7(7), e40679, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040679>
- WEISSHUHN, P., MÜLLER, F., WIGGERING, H., 2018, Ecosystem vulnerability review: Proposal of an interdisciplinary ecosystem assessment approach, *Environmental management*, vol. 61, p. 904-915, <https://doi.org/10.1007/s00267-018-1023-8>
- YACHI, S., LOREAU, M., 1999, Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis, *Proc. Natl. Acad. Sci.*, vol. 96, p. 1463-1468, <https://doi.org/10.1073/pnas.96.4.1463>

La biosurveillance active pour le suivi de l'état chimique des cours d'eau continentaux

Avec le soutien de l'Office français de la biodiversité et des Agences de l'eau, les équipes d'écotoxicologie et de chimie d'INRAE ont développé une méthode de biosurveillance active de la contamination chimique des cours d'eau à l'aide d'une espèce de crustacé sentinelle, *Gammarus fossarum*. Au-delà d'évaluer la conformité des cours d'eau vis-à-vis de normes de qualité environnementale, cette méthode permet aujourd'hui de qualifier le niveau de contamination biodisponible du milieu pour plus d'une centaine de substances chimiques et d'identifier les substances les plus problématiques. Cette connaissance de la contamination biodisponible des cours d'eau offre également l'opportunité de mieux appréhender et prédire son impact sur les communautés biologiques qu'ils hébergent.

La biosurveillance pour mesurer l'état chimique des milieux aquatiques et suivre les tendances de contamination

La directive cadre sur l'eau (DCE, CE 2000) constitue un cadre de politique communautaire dans le domaine de l'eau pour la surveillance environnementale et l'évaluation du risque chimique des milieux aquatiques continentaux. L'état chimique, défini réglementairement par la DCE, est l'appréciation de la qualité d'une eau sur la base des concentrations de certains contaminants (i.e. substances chimiques prioritaires et prioritaires dangereuses) et leur confrontation à des normes de qualité environnementale (NQE) correspondantes. Ces NQE sont élaborées à partir de données d'écotoxicité obtenues à l'aide de tests biologiques, le plus souvent normalisés, en conditions contrôlées de laboratoire. Ainsi une NQE représente la concentration d'une substance ou d'un groupe de substances dans l'eau, le sédiment et le biote qui ne doit pas être dépassée afin de protéger la santé humaine et celle des écosystèmes. Pour cet état chimique, deux classes sont définies : bon état (respect des NQE, i.e. lorsque les concentrations en substances prioritaires mesurées sont inférieures à la NQE) et mauvais état (non-respect des NQE pour au moins une des substances de la liste réglementée).

L'objectif de la DCE est double et consiste d'une part, à déterminer si les stations étudiées sont en conformité avec les NQE, et d'autre part, à évaluer les tendances temporelles de la contamination des écosystèmes aquatiques. Pour remplir ce double objectif, l'utilisation du biote comme matrice est apparue nécessaire, notamment pour les substances chimiques bioaccumulables. En effet, depuis l'adoption de la directive 2013/39/UE¹, dite « directive fille » :

- l'utilisation du biote a été formalisée par la publication de NQE biote pour onze substances prioritaires (substances organiques hydrophobes et le mercure représentant un risque pour les prédateurs supérieurs et l'Homme via la consommation de proies/produits de la pêche contaminés) ;
- le suivi des tendances temporelles (non-détérioration des masses d'eau dans le temps) devient une obligation, et les matrices intégratrices comme le biote sont fortement recommandées pour ce faire, notamment pour le suivi des substances organiques hydrophobes et des métaux.

L'utilisation d'organismes vivants pour surveiller la contamination chimique de l'eau (biosurveillance chimique) a été initiée dans les années 1970 pour les eaux côtières.

1. 2013/39/EU (2013) Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. Off J Eur Communities L226(1):1-17.

❶ illustration des grandes étapes pour la réalisation de test *in situ* avec le gammare, comprenant la production d'organismes, leur tri et leur exposition sur le terrain dans des chambres d'exposition placées dans un système protecteur, boîte ou seau selon le gabarit de la rivière.



La synthèse bibliographique de Besse *et al.*, (2012)² montre que l'utilisation du biote présente de nombreux intérêts par rapport à l'eau :

- en tant que matrice accumulatrice (bioconcentration des contaminants), il permet une mesure plus simple et fiable des métaux traces et des contaminants organiques hydrophobes ;
- la mesure reflète la fraction biodisponible (fraction qui a été accumulée) et donc potentiellement toxique ;
- le biote permet une mesure intégrée dans le temps, sur la période d'exposition.

Il existe deux stratégies de biosurveillance : active et passive. L'approche passive s'appuie sur l'utilisation d'organismes autochtones, tandis que l'approche active repose sur la transplantation sur différents sites d'organismes encagés provenant d'une population de référence, naturelle ou issue d'élevages. La surveillance passive a été la première démarche à avoir vu le jour, notamment en milieu marin, avec les programmes « *Mussel Watch* » en Amérique du Nord et le programme « Réseau national d'observation » (ROCCH)³ en France (i.e. utilisation de moules ou d'huitres). Ces réseaux de surveillance bénéficient aujourd'hui de plus de vingt ans d'expérience et répondent au suivi imposé par la DCE. Toutefois cette approche présente deux contraintes majeures :

- elle impose la présence de l'organisme modèle sur les sites d'étude ;
- plusieurs facteurs (variabilité du temps d'exposition, histoire de vie de l'organisme modèle, l'âge et la taille des organismes prélevés, leur statut reproducteur) impactent le niveau de contamination mesuré et par conséquent compliquent la comparaison et l'interprétation des résultats de la surveillance.

Enfin, l'utilisation d'espèces différentes pour assurer une surveillance à l'échelle des territoires impose d'intercaler les résultats afin de pouvoir comparer les stations entre elles.

L'approche active basée sur la transplantation d'espèces dans les milieux a été développée plus récemment dans le but de « calibrer » les organismes utilisés comme sonde d'accumulation et de contrôler la durée d'exposition. Elle permet ainsi une comparaison fiable et quantitative des niveaux de contamination entre les stations d'études, à large échelle, et ainsi de les prioriser (classement selon

leur contamination). Cette approche peut être appliquée même si les stations d'étude sont dépourvues d'organismes autochtones. Elle permet de limiter la variabilité biologique au sein des organismes modèles puisqu'ils sont issus d'une même population et que les facteurs biologiques comme la taille et le sexe sont contrôlés. De plus, l'historique et le temps d'exposition sont parfaitement connus et maîtrisés. Cette stratégie offre une reproductibilité de la démarche, point essentiel pour permettre un suivi des tendances spatiales et au cours du temps. Si certains programmes de biosurveillance active ont été mis en œuvre dans le milieu marin (Rinbio)⁴, aucune approche de ce type n'avait été menée sur une grande échelle en eaux continentales avant les travaux sur le gammare.

Dans le cadre de programmes de recherche et développement soutenus notamment par l'Office français de la biodiversité (OFB), les équipes d'écotoxicologie et de chimie de INRAE-Lyon ont développé une méthode de biosurveillance active à l'aide du crustacé amphipode, *Gammarus fossarum* (figure ❶). La démarche, schématisée en figure ❶, repose sur l'utilisation d'une population naturelle produite en milieu non contaminé. Elle consiste à sélectionner les organismes modèles, ici des individus mâles de taille homogène, de les placer dans des chambres d'exposition qui seront installées directement dans le milieu, sur les stations d'intérêt, dans une caisse ou un seau de protection selon le gabarit du cours d'eau. À l'issue de cette période d'exposition *in situ*, les organismes sont récupérés et stockés au congélateur en attendant qu'ils soient utilisés pour l'analyse chimique de plusieurs familles de contaminants, notamment les substances prioritaires.

Aujourd'hui, cette méthodologie est normalisée (AFNOR, XP T90-721), reconnue et utilisée par l'ensemble des agences de l'eau pour la surveillance chimique de masses d'eau. Ce suivi s'organise autour de trois déploiements par an (hiver, printemps et automne). Cette surveillance active, mise en place à l'échelle nationale depuis 2018 représente aujourd'hui (mars 2021) plus de 1 300 déploiements.

Les NQE dans le biote sont fixées par la directive fille de 2013 (Directive 2013/39/UE) avec la matrice poisson comme référence pour onze substances et la matrice crustacé pour sept substances (benzo(a)pyrène,

2. BESSE, J.P., GEFFARD, O., COQUERY, M., 2012, Relevance and applicability of active biomonitoring in continental waters under the Water Framework Directive, *Trends in Analytical Chemistry*, vol. 36, p. 113-127, <https://doi.org/10.1016/j.trac.2012.04.004>

3. <https://wwz.ifremer.fr/lerpc/Activites-et-Missions/Surveillance/ROCCH>

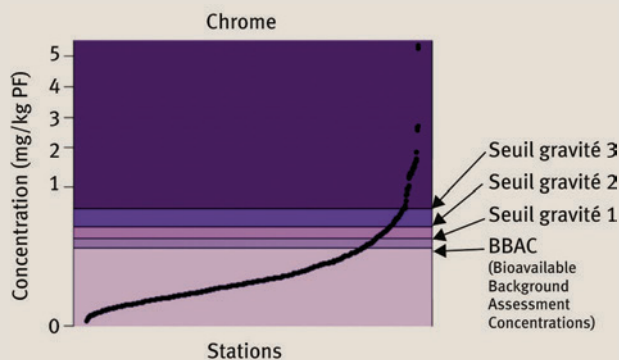
4. <https://wwz.ifremer.fr/webtv/Campagnes-a-la-mer/Rinbio>

► benzo(*g,h,i*)perylene, benzo(*k*)fluoranthène, benzo(*b*)fluoranthène, indéno(1,2,3-*cd*)pyrène, fluoranthène, phtalate de di-2-éthylhexyle). Pour ces substances, le niveau de contamination dans les gammars encagés est ajusté à une teneur en lipide de 1 % puis est comparé à la NQE associée afin de statuer sur la conformité ou pas de la masse d'eau en terme d'état chimique. Pour les autres substances dont la matrice de référence est le poisson, les concentrations mesurées dans les gammars ne peuvent pas être directement utilisées pour qualifier l'état chimique. C'est pourquoi, pour inférer le risque de dépassement des NQE biote vis-à-vis du poisson (situé à un niveau trophique plus élevé), des équations d'ajustement ont été définies (European Commission, 2014). Ces calculs permettent de prédire les concentrations attendues dans des poissons à partir des concentrations mesurées dans des organismes de niveaux trophiques inférieurs (tel que le gammare) par l'application de facteurs d'amplification trophique (TMF, *Trophic Magnification Factor*). Les TMF représentent le niveau de bioamplification moyen d'une substance tout au long d'une chaîne trophique donnée. Ainsi, il est possible de prédire le niveau de concentration d'une substance prioritaire dans un poisson de niveau trophique 4 (imposé par la DCE) à partir des concentrations mesurées dans les gammars encagés, et ensuite de le confronter à la NQE-poisson associée.

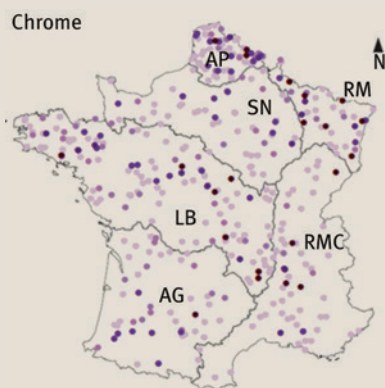
La biosurveillance pour qualifier la contamination chimique biodisponible des milieux aquatiques

Au-delà de l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau au travers leur conformité ou non aux NQE, la biosurveillance active est un outil qui permet de qualifier leur niveau de contamination pour de nombreux contaminants autres que les substances prioritaires. Aujourd'hui, chez le gammare encagé, plus d'une centaine de substances chimiques sont recherchées et quantifiées avec des occurrences comprises entre 20 et 100 %. Cette approche a permis de proposer des valeurs seuils de contamination biodisponible (BBAC : *Bioavailable Background Assessment Concentrations*) offrant aux gestionnaires un outil pour évaluer le niveau de contamination des stations suivies par la substance étudiée. Cette valeur de BBAC correspond à la limite supérieure au-dessus de laquelle une contamination biodisponible significative d'origine anthropique ou géochimique (pour les métaux) est avérée (figure 2a). En dessous de cette BBAC, la concentration mesurée dans le gammare encagé est similaire au niveau bas national (BBC : *Bioavailable Background Concentration*), indiquant que le site ne présente pas de sources directes de contamination biodisponible pour la substance considérée. La méthode utilisée pour définir ces valeurs seuils est basée sur l'hypothèse, pour une substance donnée, que les concentrations dans les organismes suivent une distribution normale quand on considère l'ensemble des stations dépourvues de toute pression. Aujourd'hui, une BBAC a été définie pour une soixantaine de substances chimiques (métaux, HAP, PCB et composés perfluorés). Pour aller plus loin, nous avons défini une grille d'interprétation des données (Brevet FR3079526, 2019)⁵ permettant d'apprécier l'amplitude de cette contamination le cas échéant. Pour chaque substance disposant d'une BBAC, nous avons défini trois seuils de gravité. Ces seuils correspondent respectivement aux 1^{er}, 2^e et 3^e quartiles des concentrations observées en situation contaminée, c'est-à-dire supérieures à la BBAC. La figure 2a illustre le résultat pour le chrome, avec la BBAC qui délimite la zone où les stations sont non contaminées. Au-dessus de cette BBAC, le seuil de gravité 1 sépare les zones contamination faible (correspondant aux 25 % des stations les moins contaminées au niveau national) et contamination modérée (inférieure à la médiane de contamination). Le seuil de gravité 2 (médiane des stations contaminée) délimite les zones contamination modérée et forte. Enfin, le dernier seuil de gravité (3^e quartile) délimite les deux dernières zones, contamination forte et très forte (correspondant aux 25 % des stations les plus contaminées au niveau national). Cette grille offre aux gestionnaires la possibilité de cartographier et de prioriser les stations en fonction de leur niveau de contamination biodisponible (figure 2b), de compléter/consolider l'évaluation de l'état des masses d'eau et ainsi de cibler les stations pour lesquelles un aménagement ou une action permettrait d'améliorer leur qualité pour une substance donnée.

2a. Illustration avec le chrome (Cr) de la méthode pour déterminer la BBAC (*Bioavailable Background Assessment Concentrations*) et les trois seuils de gravité, à partir des concentrations en Cr mesurées dans les gammars encagés sur environ 400 stations réparties au niveau national.



2b. Représentation nationale des concentrations en chrome observées dans les gammars encagés et qualifiées à l'aide de la BBAC et des valeurs seuils de gravité.



5. Méthode d'élaboration d'une classification pour hiérarchiser un niveau de pollution d'un milieu aquatique à partir d'une population de gammars, <https://bases-brevets.inpi.fr/fr/document/FR3079526.html?p=5&s=1592385617295&cHash=191ffaa42b8e1c806a701accd7fe63c1>

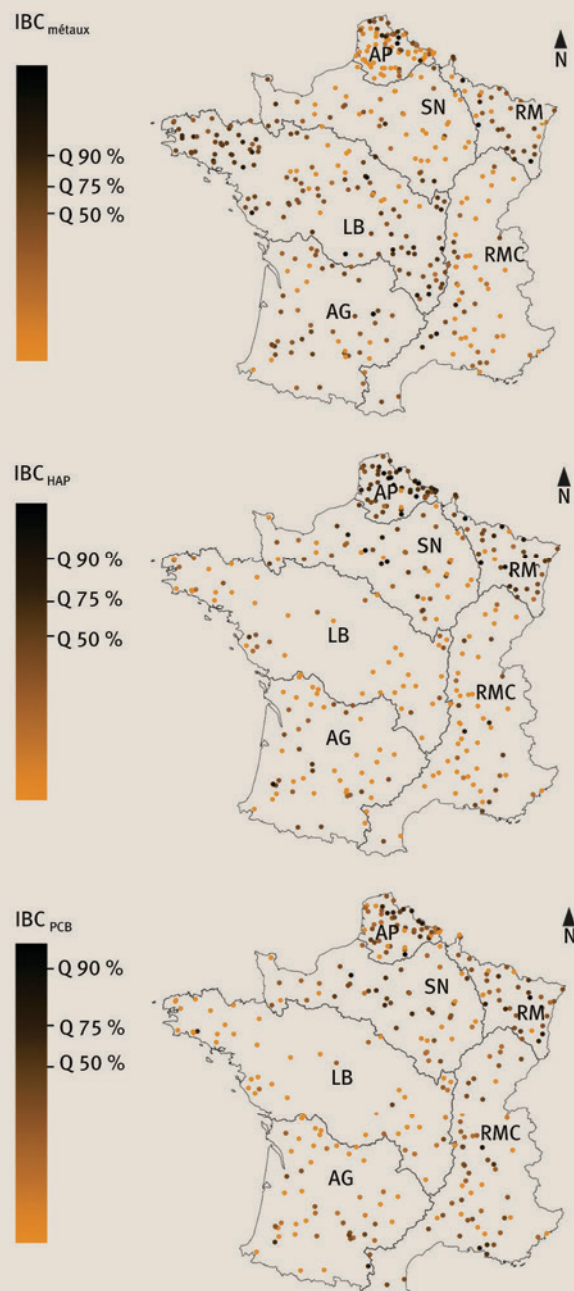
Prédire le danger de la contamination chimique des milieux aquatiques

Mieux prédire ou diagnostiquer le danger que représente la contamination chimique pour les communautés en place, notamment d'invertébrés, est un enjeu fort pour les gestionnaires. Les outils de bioindication utilisés aujourd'hui par les agences de l'eau permettent de qualifier l'état écologique des masses d'eau, en réponse aux exigences de la DCE, mais identifier l'origine des perturbations observées est essentielle à la mise en place d'aménagements appropriés. Les communautés d'invertébrés répondent à une large gamme de stress, physique (habitat), trophique, biologique ou chimique. Mieux comprendre et décrire l'effet de la pression chimique sur la structure des populations/communautés est un enjeu fort sur lequel l'équipe d'écotoxicologie d'INRAE travaille depuis plusieurs années en collaboration avec l'équipe EcoFlowS et le soutien de l'OFB et de l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse.

La contamination des milieux aquatiques est rarement mono-substance, les sources de contamination/rejets sont très souvent constitués d'un mélange de substances chimiques d'une même famille, voire de plusieurs familles. La qualification d'une masse d'eau à l'aide d'un indice mono-substance, bien qu'essentielle pour identifier les contaminants problématiques (figure 2), n'offre pas la vision d'ensemble et intégrée nécessaire à l'étude des liens entre contamination chimique et impacts sur les populations et communautés en place. Pour mieux représenter et caractériser la contamination des cours d'eau, nous avons développé un indice multi-substances permettant d'intégrer les concentrations observées dans les gammes encagés et ceci pour chaque groupe ou famille de contaminants ; les métaux, les HAP et les PCB⁶. Un point fort pour le développement de cet indice a été de tenir compte du niveau de contamination bas national et des gammes de concentrations très variables d'une substance chimique à l'autre. Pour ceci, nous avons utilisé les BBAC disponibles et proposé un indice multi-substances (IBC = *Indicator of Integrated bioavailable Contamination*). L'IBC calculé pour chaque station étudiée repose, pour tous les contaminants, sur les concentrations observées dans les organismes encagés qui dépassent la BBAC. Les différences de gamme de concentrations observées entre substances sont intégrées en normalisant les concentrations observées par rapport à l'amplitude des concentrations documentée au niveau national.

La figure 3 illustre le calcul d'IBC pour les métaux, les HAP et les PCB et son utilisation pour qualifier la contamination des cours d'eau à l'échelle nationale. En considérant dans l'IBC seulement les concentrations supérieures aux valeurs seuils BBAC définies et en pondérant ces concentrations en fonction de la gamme des valeurs de concentration observées à l'échelle nationale, cela fournit une approche permettant de graduer et de comparer de manière fiable les niveaux de contamination biodisponible dans les cours d'eau. Pour les métaux, cette approche globale montre que les niveaux de contamination sont répartis de façon homogène au niveau national. Toutefois, de forts niveaux de contamination (IBC) observés sur une partie du bassin de Loire-

3 Représentation des indices de contamination biodisponible (IBC) calculés pour la famille des métaux, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et des polychlorobiphényles (PCB) à partir des données de concentrations mesurées sur des gammes encagés sur 400 et 300 stations respectivement pour les métaux et les substances organiques et réparties au niveau national. Le gradient de couleur indique le niveau de la contamination chimique (IBC) de chaque station, sa distribution par rapport à la gamme des concentrations observée au niveau national. Les délimitations géographiques représentent les limites de six agences de l'eau françaises : Adour-Garonne (AG), Artois-Picardie (AP), Loire-Bretagne (LB), Rhin-Meuse (RM) et Rhône-Méditerranée-Corse (RMC).



6. ALRIC, B., GEFFARD, O., CHANDESIS, A., FERRÉOL, M., FRANÇOIS, A., PERCEVAL, O., PIFFADY, J., VILLENEUVE, B., CHAUMOT, A. 2019, Multisubstance Indicators Based on Caged Gammarus Bioaccumulation Reveal the Influence of Chemical Contamination on Stream Macroinvertebrate Abundances across France, *Environmental Science and Technology*, 53(10), p. 5906-5915, <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.9b01271>

► Bretagne, Rhin-Meuse et Rhône-Méditerranée-Corse peuvent être associés aux caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau, avec des eaux faiblement calciques. La physico-chimie de l'eau, notamment le niveau calcique, joue en effet un rôle clé dans la biodisponibilité, et donc la bioaccumulation, de plusieurs métaux comme le cadmium, le nickel et le plomb. Plus finement, au sein d'une même hydroécocorégion caractérisée par des eaux peu calciques, par exemple la partie occidentale du bassin Loire-Bretagne, à côté du cobalt et du nickel présents sur l'ensemble des sites, les profils de contamination (concentrations en chaque métal) entre stations divergent fortement, notamment pour l'uranium, le cadmium, le plomb ou encore le chrome, suggérant des sources de contamination métallique différentes.

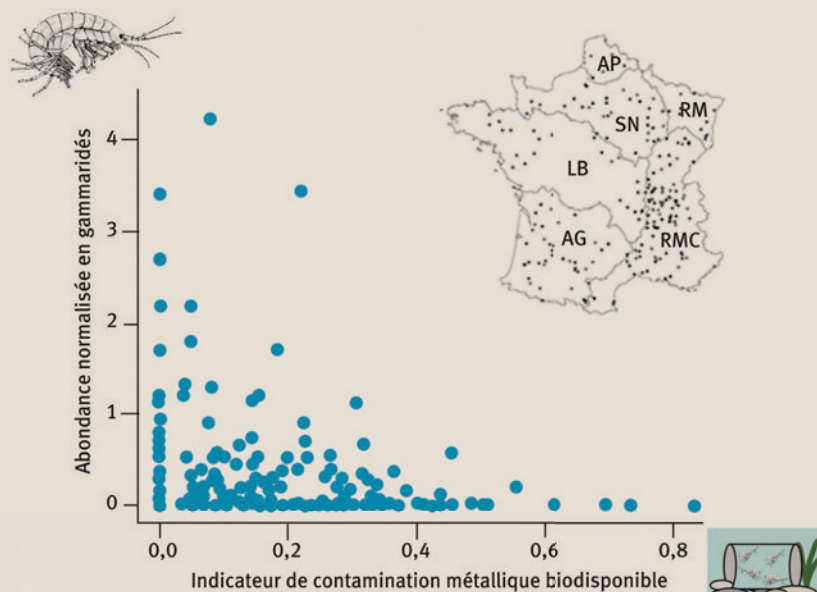
Pour les substances organiques, ces travaux montrent une répartition moins homogène que ce que l'on a pu observer pour les métaux. Les bassins Artois-Picardie et Rhin-Meuse sont particulièrement marqués par une contamination en HAP, avec une occurrence des niveaux forts d'IBCHAP plus élevée que pour les autres bassins. Pour les PCB, les forts niveaux de contamination (IBCPCB) ont une occurrence plus élevée dans l'est de la France que dans l'Ouest, notamment pour les bassins Artois-Picardie, Seine-Normandie, Rhin-Meuse et Rhône-Méditerranée-Corse.

Dans la littérature, l'établissement de relations entre la contamination chimique des milieux aquatiques et l'impact au niveau des communautés a été essentiellement testé dans le cadre d'études locales (rivières et bassin versants) et pour des sources de contamination bien caractérisées telles que des rejets miniers ou pollutions agricoles. Le développement de l'IBC a permis d'établir, à large échelle spatiale, une relation entre la

contamination chimique biodisponible (mesurée à partir de gammarenes encagés) et une réponse de la communauté. La figure 4 illustre la relation qui a été établie entre le niveau de contamination des cours d'eau en métaux (IBC-métaux calculés sur des gammarenes encagés) et l'abondance des populations de gammaridés sur ces mêmes stations. Pour établir ce lien, les informations sur l'abondance en gammarenes ont été obtenues à l'aide des bases de données constituées à partir des suivis de l'état écologique (inventaires faunistiques) réalisés par les agences de l'eau. L'abondance de nombreux taxons, notamment des gammarenes, est naturellement influencée par plusieurs variables qui sont principalement le niveau calcique et la taille du cours d'eau. Ainsi chaque valeur d'abondance en gammarenes observée sur le terrain a été normalisée par un coefficient de référence établi à l'aide des données issues du réseau de référence pérenne pour la DCE.

Les résultats obtenus pour les métaux (figure 4) montrent qu'il existe une relation entre la concentration biodisponible en métaux, mesurée en biosurveillance à l'aide de gammarenes encagés, et l'abondance moyenne en gammarenes sur les stations étudiées. Cette relation met en évidence que la contamination en métaux peut être une variable explicative de la diminution des abondances en gammarenes observée pour les masses d'eau les plus contaminées. Ces résultats montrent également qu'il est possible d'établir un seuil de contamination biodisponible en métaux, au-delà duquel un impact/danger pour les populations présentes est probable, offrant ainsi aux gestionnaires la possibilité d'interpréter les données de contamination métallique, via la biosurveillance active chez le gammarene, en termes de risque toxique pour les populations présentes sur les stations étudiées.

4 Abondances en gammarenes, corrigées en fonction de la typologie de la rivière, selon la contamination biodisponible en métaux (indice de contamination métallique biodisponible, IBC-métaux) sur 200 stations étudiées et expérimentées au niveau national.



1 Le biomonitoring actif, un outil pour mieux comprendre l'impact de la contamination chimique sur les écosystèmes.



© INRAE

Conclusion

Les travaux menés chez *G. fossarum* montrent que l'approche de biomonitoring active constitue un outil de choix pour répondre aux exigences de la DCE, la conformité des masses d'eaux vis-à-vis des NQE pour les substances prioritaires, mais également pour qualifier la contamination des milieux pour un grand nombre d'autres composés d'intérêt que les substances prioritaires. Les perspectives de ces travaux sont d'élargir la liste de composés recherchés à des substances chimiques plus émergentes tels que les retardateurs de flammes, les plastifiants ou encore les médicaments. Enfin, l'approche de biomonitoring active offre l'opportunité d'établir un lien entre la pression chimique et son impact sur les populations et les communautés. Ce travail initié doit permettre à terme, et pour différentes familles de composés chimiques, d'établir des seuils de contamination à ne pas dépasser afin de préserver les populations d'invertébrés aquatiques. ■

Les auteurs

Olivier GEFARD, Marina COQUERY, Rémi RECOURA-MASSAQUANT, Martial FERREOL et Arnaud CHAUMOT

INRAE, UR RiverLy,
5 rue de la Doua, CS 20244, F-69625 Villeurbanne, France.

✉ olivier.geffard@inrae.fr
✉ marina.coquery@inrae.fr
✉ remi.recoura-massaquant@inrae.fr
✉ arnaud.chaumot@inrae.fr

Olivier PERCEVAL

Office français de la biodiversité,
Direction de la recherche et de l'appui scientifique,
12 cours Lumière, F-94300 Vincennes, France.

✉ olivier.perceval@ofb.gouv.fr

Dorothee BOLZAN

Agence de l'eau Artois Picardie,
200 rue Marceline, F-59508 Douai, France.

✉ d.bolzan@eau-artois-picardie.fr

Xavier BOURRAIN

Agence de l'eau Loire-Bretagne,
9 avenue Buffon, F-45063 Orléans, France.

✉ xavier.bourrain@eau-loire-bretagne.fr

Jean-Pierre REBILLARD

Agence de l'eau Adour-Garonne,
90 rue de Férétra, F-31078 Toulouse, France.

✉ jean-pierre.rebillard@eau-adour-garonne.fr

Lionel NAVARRO

Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse,
2-4, Allée de Lodz, F-69363 Lyon, France.

✉ lionel.navarro@eaurnc.fr

Miguel NICOLAI

Agence de l'eau Rhin-Meuse, route de Lessy,
Rozérieulles, F-57161 Moulins les Metz, France.

✉ miguel.nicolai@eau-rhin-meuse.fr

Baptiste CASTEROT

Agence de l'eau Seine-Normandie,
51 rue Salvador Allende, F-92027 Nanterre, France.

✉ casterot.baptiste@aesn.fr

Bertrand VILLENEUVE

INRAE, UR EABX, 50 avenue de Verdun,
F-33612 Cestas Cedex, France.

✉ bertrand.villeneuve@inrae.fr

EN SAVOIR PLUS...

📖 GEWURTZ, S.B., BACKUS, S.M., BHAVSAR, S.P., MCGOLDRICK, D.J., DESOLLA, S.R., MURPHY, E.W., 2011, Contaminant biomonitoring programs in the Great Lakes: Review of approaches and critical factors, *Environ. Rev.*, 19, p. 162-184, ✉ <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2015.08.018>

📖 EUROPEAN COMMISSION, 2014, *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance Document n° 32 On Biota Monitoring (the implementation of EQS Biota) under the Water Framework Directive*, Technical Report, 2014-083, 87 p., ✉ <https://op.europa.eu/s/pLlg>

📖 RECOURA-MASSAQUANT, R., GEFARD, O., BESSE, J.P., CHAUMOT, A., FRANCOIS, A., LOPES, C., MIEGE, C., ROUSSEL-GALLE, A., SERVETO, F., COQUERY, M., 2014, *Développement d'une méthodologie pour l'amélioration du suivi chimique des eaux continentales. Rapport de synthèse de l'étude pilote : déploiement de l'outil gammare engagé au niveau national, résultats pour les substances organiques ciblées*, 66 p.

📖 GEFARD, O., ALRIC, B., CHANDESRIS, A., FERRÉOL, M., FRANÇOIS, A., PIFFADY, J., VILLENEUVE, B., CHAUMOT, A., 2019, *Lien entre la toxicité, la contamination des milieux aquatiques mesurés chez Gammarus fossarum et la perturbation des communautés biologiques : Indicateurs de la contamination biodisponible des eaux douces, Fiche action 48, Agence française de la biodiversité*, 35 p.

Focus

Des bioessais écotoxicologiques *in situ* pour évaluer les impacts biologiques de la contamination chimique des cours d'eau nationaux : l'expérience du gammare

Complétant l'approche de biosurveillance active des niveaux de contamination chimique des milieux développée chez le gammare, le co-développement INRAE-OFB initié il y a une dizaine d'années a amené à la sphère opérationnelle les premiers bioessais *in situ* qui permettent d'évaluer la toxicité des cours d'eau à une échelle nationale. Ces outils basés sur l'étude des effets en réponse à la contamination chimique sont aujourd'hui normalisés, déployés à l'échelle des réseaux de surveillance de la directive cadre européenne sur l'eau. Ils permettent aux gestionnaires d'avancer dans l'identification des pressions toxiques qui s'exercent sur les écosystèmes aquatiques continentaux.

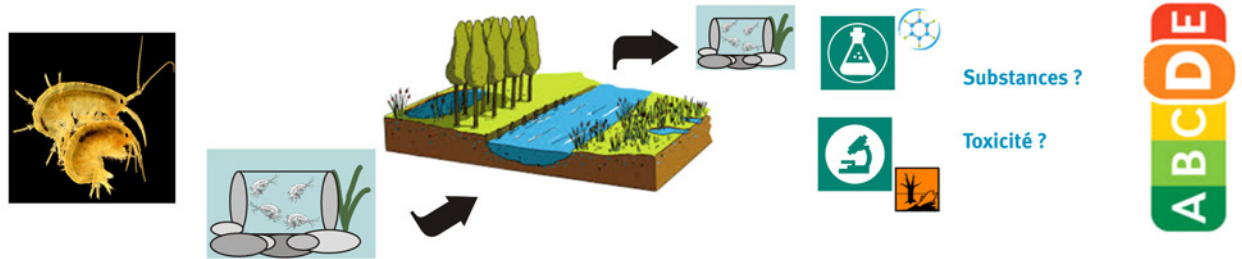
Le biologique pour évaluer l'impact de l'ensemble des substances toxiques présentes au sein des cours d'eau

Évaluer la pression chimique qui pèse sur les milieux et les communautés aquatiques est un enjeu fort pour les démarches de restauration. La directive cadre sur l'eau (DCE) impose aujourd'hui aux États membres de suivre dans les milieux une liste restreinte de substances prioritaires présentant un danger pour l'Homme et l'environnement. Toutefois, cette évaluation du risque « substance-centrée » ne tient nécessairement compte que d'une très faible fraction de la totalité des composés toxiques présents dans les milieux aquatiques au regard de la diversité des substances rejetées et des processus de leur transformation possible. Cette stratégie d'évaluation ignore également les effets de la combinaison de ces substances en mélange. Dans ce contexte, il est proposé de longue date de compléter la surveillance chimique par une approche utilisant des méthodes biologiques intégratrices des effets de l'ensemble des substances présentes. L'évaluation de l'état écologique *via* l'étude des structures des communautés aquatiques, approche globale, peut ainsi être complétée par l'examen de réponses à l'échelle des organismes (biomarqueurs, bioessais) pour identifier les effets spécifiques de la contamination chimique et aider à identifier les sources de dégradation responsables des perturbations écologiques. On peut citer différents dispositifs de surveillance marine (e.g. convention OSPAR en Atlantique Nord-Est, directive cadre « stratégie pour le milieu marin ») qui intègrent ainsi des tests écotoxicologiques pour classer les risques écologiques pour les écosystèmes. En milieu continental, l'utilisation de ces outils, biomarqueurs et bioessais, reste limitée ; ils

ne sont par exemple pas inclus dans le suivi DCE mais leur intérêt est croissant tant au niveau européen (e.g. projet SOLUTIONS) qu'au niveau national (plan Micropolluants 2016-2021, groupe de travail national bioessais OFB-AQUAREF). C'est dans cette dynamique que le partenariat AFB-Irstea aujourd'hui OFB-INRAE mis en œuvre depuis plus de dix ans autour de l'utilisation du gammare dans le cadre de la surveillance chimique (voir l'article de Geffard *et al.*, p. 82-91 dans ce même numéro) a promu le développement parallèle de la mesure de marqueurs biologiques de toxicité sur cette espèce de crustacé sentinelle exposée par encagement dans les milieux (bioessais *in situ*) (figure 1).

En comparaison avec les bioessais écotoxicologiques pratiqués au laboratoire à partir d'échantillons environnementaux prélevés sur le terrain (eau, sédiment), l'approche *in situ* garantit une représentativité de l'exposition aux substances (problématique de conservation ou de modification de la biodisponibilité lors du prélèvement et du transport d'échantillons) et quant à l'intégration temporelle de celle-ci (problématique du prélèvement ponctuel). La biosurveillance active basée sur des organismes transplantés permet la conduite de bioessais *in situ* pour la mesure de survie, de taux de reproduction par exemple ; elle peut aussi être avantageuse comme support pour la mesure de biomarqueurs. En effet, l'analyse de biomarqueurs sur organismes prélevés directement dans les milieux (approches passives) est bien développée chez quelques espèces sentinelles pour les environnements côtiers alors qu'elle est plus complexe à mettre en œuvre pour les masses d'eau continentales qui recouvrent une grande diversité d'hydrosystèmes (fonction du relief, du contexte géologique, de la zone clima-

❶ Principe de l'approche de biosurveillance active développée chez le gammare pour sonder la contamination et la toxicité des cours d'eau : transplantation d'organismes tests (encagement)/analyse post-exposition (accumulation de substances ou réponse biologique)/grille d'interprétation.

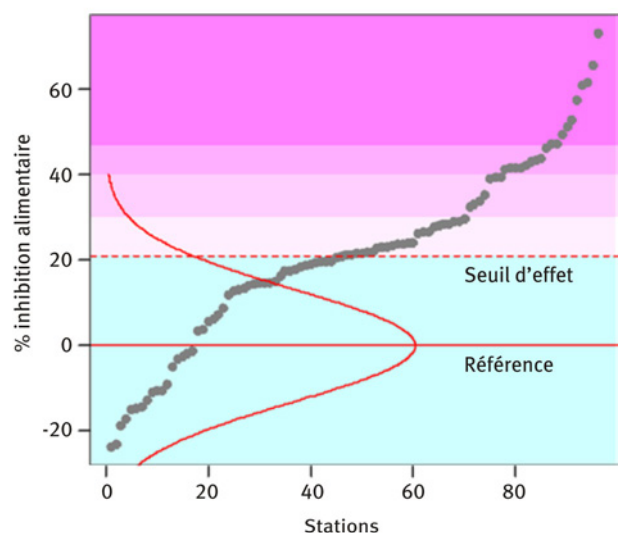


tique, de la taille des cours d'eau, de l'anthropisation...) et une hétérogénéité des cortèges d'espèces présentes dans ces habitats. L'approche active telle que développée chez le gammare par le laboratoire d'écotoxicologie d'INRAE à Lyon (figure ❶) a l'avantage d'utiliser une seule et même espèce sur l'ensemble du territoire. S'appuyant sur l'encagement d'organismes calibrés et provenant d'une unique population source, elle permet également de contrôler divers facteurs de confusion abiotiques (temps d'exposition, qualité et quantité de nourriture) et biotiques (origine, taille, sexe, cycle de reproduction, historique d'exposition). Le partenariat OFB-INRAE a permis de faire la démonstration en 2018 *via* la mesure de marqueurs biologiques chez le gammare encagé (taux d'alimentation, fertilité, biomarqueur de neurotoxicité) sur une cinquantaine de stations des réseaux DCE, que la qualification de stations en termes de toxicité est rendue possible à une échelle nationale quand on s'appuie sur un même support biologique comparable dans l'espace et dans le temps (figure ❷).

Des outils normalisés, dotés de grilles d'interprétation, déployés à l'échelle des réseaux de surveillance

Un des verrous à lever pour l'application des outils écotoxicologiques dans le domaine de la surveillance et du diagnostic environnemental est lié à la variabilité naturelle des marqueurs biologiques qui peut masquer les réponses induites par le stress chimique. Divers facteurs abiotiques (température, dureté...) peuvent en effet influencer les traits d'histoire de vie et le niveau des biomarqueurs utilisés comme marqueurs de toxicité. Pour les marqueurs développés chez le gammare, des valeurs de référence et des valeurs seuil d'effet intégrant l'influence de ces facteurs non contrôlés lors des bioessais *in situ* ont été définies à l'aide d'approches de modélisation. De la même façon que pour les indicateurs de contamination ((voir l'article de Geffard *et al.*, p. 82-91 dans ce même numéro), une étude IRSTEA-AFB a permis en 2019 de compléter l'approche en proposant une échelle de graduation de la sévérité des impacts (figure ❷). Il est ainsi possible de comparer dans l'espace et entre campagnes les niveaux de toxicité observés sur des hydrosystèmes déconnectés les uns des autres,

❷ Grille d'interprétation des marqueurs de toxicité chez le gammare (gamme de référence en bleu et échelle de gravité des impacts toxiques en rose) : exemple de données d'inhibition alimentaire enregistrées lors de bioessais in situ sur 96 stations des réseaux DCE ; valeurs observées (points gris) et distribution de référence (courbe rouge).



constituant un outil précieux pour les gestionnaires en termes de priorisation et de suivi de tendances de la qualité des cours d'eau.

Pour répondre à un écho particulièrement favorable chez les gestionnaires publics et privés, Irstea s'est engagé en 2013 dans une démarche de transfert des méthodologies de ces bioessais *in situ* chez le gammare. Cette dynamique s'est accompagnée d'un processus de normalisation des méthodes conduit par les acteurs opérationnels auprès de l'Afnor (normes XP T90-721 et XP T90-722). En parallèle des déploiements du bioessai de bioaccumulation mis en œuvre dans le cadre de la surveillance de l'état chimique (voir l'article de Geffard *et al.*, p. 82-91 dans ce même numéro), ces outils biologiques sont déployés depuis 2018 par quatre agences de bassin sur les stations des réseaux de surveillance DCE poursuivant différents objectifs de suivi de stations (priorisation et caractérisation du risque chimique, contrôle d'enquête et identification des causes de perturbations écologiques).

La biosurveillance à l'heure des omiques : vers l'intégration de biomarqueurs moléculaires pour qualifier les modes d'action toxique

Une des attentes fortes vis-à-vis des outils écotoxicologiques est l'identification du type de pression toxique qui s'exerce dans l'écosystème pour pouvoir relier ces pressions aux sources de contamination dans l'objectif de mettre en place des mesures appropriées pour restaurer la qualité du milieu. Les approches multi-biomarqueurs qui considèrent différents modes d'action toxique (e.g. neurotoxicité, perturbation endocrinienne, génotoxicité...) sont attendues dans ce contexte mais elles se heurtent à différentes limites techniques qui contraignent leur utilisation en routine, notamment la nécessité de mettre en place une méthodologie spécifique pour la mesure de chaque biomarqueur interdisant le traitement de grand nombre d'échantillons. Une autre limite est la mauvaise connaissance moléculaire des espèces sentinelles chez lesquelles on veut décrire les modes d'action de la toxicité environnementale. Chez le gammare, nous avons bénéficié des dernières innovations en biologie moléculaire dans le cadre du programme de l'Agence nationale de la recherche Proteogam et mis en place une approche dite de protéogénomique (collaboration Li2D CEA Marcoule). Celle-ci a permis de définir des catalogues de protéines candidates biomarqueurs associées à diverses fonctions biologiques chez ce crustacé.

Nous avons exploité ensuite des méthodes de protéomique ciblée par spectrométrie de masse développées dans le domaine du diagnostic médical (collaboration ISA CNRS Lyon 1), méthodes qui à l'instar des approches multi-résidus développées pour le dosage des contaminants permettent de quantifier sur un même échantillon et en une unique analyse plusieurs dizaines de ces protéines biomarqueurs. Se basant sur les mêmes technologies analytiques aujourd'hui maîtrisées par les laboratoires prestataires assurant le suivi chimique des masses d'eaux, ceci doit promouvoir la mesure de biomarqueurs moléculaires en surveillance à large échelle. Suite à une première étude de démonstration de mesure de ces nouveaux biomarqueurs moléculaires chez des gammars engagés sur une vingtaine de stations du bassin de l'Agence de l'eau RMC, un programme de développement INRAE-OFB soutient actuellement l'acquisition de jeux de données à l'échelle nationale, la définition de valeurs de référence et de grilles d'interprétation des niveaux de ces biomarqueurs, ainsi que l'application de ces méthodologies à d'autres espèces sentinelles pour la surveillance des milieux dulçaquicoles, estuariens et marins. Complétant les outils biologiques déjà opérationnels chez le gammare, les perspectives de ces développements en protéomique environnementale qui doivent affiner le diagnostic en termes de signatures de la toxicité environnementale viendront nourrir la réflexion en cours pour faire évoluer les critères et méthodes d'évaluation de la DCE. Cette réflexion interroge aujourd'hui la possibilité d'inclure les méthodes biologiques comme paramètres complémentaires en support à l'évaluation des états chimique et écologique et à des fins d'identification des pressions nécessaires aux objectifs de protection et restauration des écosystèmes aquatiques. ■

Les auteurs

Arnaud CHAUMOT, Rémi RECOURA-MASSAQUANT, Davide DEGLI ESPOSTI et Olivier GEFFARD

INRAE, UR RiverLy,
5 rue de la Doua, CS 20244,
F-69625 Villeurbanne, France.

✉ arnaud.chaumot@inrae.fr

✉ remi.recoura-massaquant@inrae.fr

✉ davide.degli-esposti@inrae.fr

✉ olivier.geffard@inrae.fr

Olivier PERCEVAL

Office français de la biodiversité,
Direction de la recherche et de l'appui scientifique,
12 cours Lumière, F-94300 Vincennes, France.

✉ olivier.perceval@ofb.gouv.fr

EN SAVOIR PLUS...

📖 **GEFFARD, O., FERRARI, B., CHAUMOT, A., MONTUELLE, B.**, 2010, Expérimentation in situ : principes et perspectives, *Revue Sciences Eaux & Territoires*, n° 1, p. 20-25,

🌐 <http://www.set-revue.fr/experimentation-situ-principes-et-perspectives/>

📖 **SANCHEZ, W., BURGEOT, T. PERCEVAL, O.**, 2012, Perspectives from the French workshop on the development and validation of biomarkers and bioassays for the monitoring of aquatic environments, *Environmental Science and Pollution Research*, n° 19, p. 1345-1347, 🌐 <https://hal-ineris.archives-ouvertes.fr/ineris-00961776>

📖 **WERNERSSON, A.-S., MAGGI, C., CARERE, M.**, 2014, *Technical report on aquatic effect-based monitoring tools*, Technical Report 2014-077, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities,

🌐 <https://op.europa.eu/fr/publication-detail/-/publication/5da59ae1-6964-417c-9511-1ff983b76709>



Lecture du QR code d'un flacon contenant des gammars exposés dans le cours d'eau, lors de la récupération des échantillonneurs.

Les communautés microbiennes benthiques pour le diagnostic de l'impact écologique des micropolluants dans les cours d'eau

De nombreux microorganismes tels que les bactéries, les champignons ou la microfaune sont complètement ignorés par la réglementation au sujet de la qualité des masses d'eau.

Or tous ces microorganismes jouent un rôle écologique majeur dans les écosystèmes aquatiques.

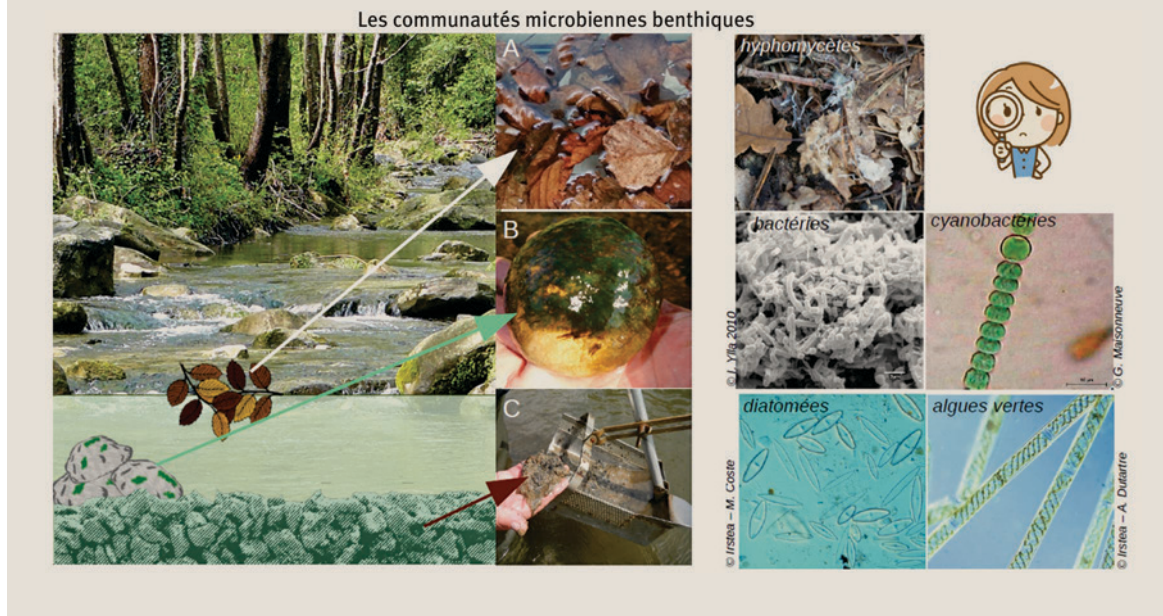
Au cours de la dernière décennie, divers indicateurs microbiens ont démontré leur potentiel pour le diagnostic de la pollution toxique et de ses effets. Après une description de ces outils de diagnostic et leur mise en perspective opérationnelle, cet article explore les freins ayant à ce jour limité leur utilisation.

La qualité chimique des milieux aquatiques peut être impactée par des substances dites non toxiques ou macropolluants (matière organique, phosphates, nitrates...) et des substances toxiques ou micropolluants (pesticides, métaux, substances pharmaceutiques...). Le suivi de la qualité chimique des cours d'eau repose généralement sur des programmes de surveillance qui prévoient l'analyse d'un large panel de substances à partir d'échantillonnages ponctuels. Pour répondre plus spécifiquement à la directive cadre européenne sur l'eau (DCE), les concentrations mesurées pour les 41 micropolluants jugés prioritaires ou dangereux dans le cadre de celle-ci (voir annexe II de la directive 2008/105/EC) sont mises en regard des normes de qualité environnementale (NQE) définies par la directive 2013/39/UE. Ces programmes de surveillance sont nécessaires pour établir une cartographie de la contamination et contribuer à une estimation du risque écotoxicologique associé. Cependant, ils restent insuffisants pour réellement appréhender les impacts de cette contamination sur l'ensemble des organismes aquatiques et leurs conséquences sur le fonctionnement écologique des cours d'eau du fait notamment des limites et biais méthodologiques asso-

ciés à l'échantillonnage ponctuel (ex. : faible représentativité des chroniques de contamination) et de la prise en compte d'un nombre limité de micropolluants pour l'évaluation de l'état chimique à partir des NQE (au regard de la complexité des mélanges de micropolluants présents dans les cours d'eau). La pertinence des NQE fait également débat notamment car i) elles sont établies à partir de tests de toxicité réalisés sur quelques organismes modèles qui ne sont pas forcément représentatifs de la diversité biologique couverte par les communautés aquatiques, ii) elles ne prennent pas en considération les interactions entre espèces qui peuvent engendrer des effets indirects et iii) elles ne sont pas (ou peu) extrapolables aux contextes de multi-pollution.

En parallèle, la qualité écologique des cours d'eau est appréhendée à partir d'indicateurs biologiques (ou bioindicateurs) qui s'appuient sur l'étude des communautés en place et qui sont complétés par des paramètres physico-chimiques de qualité générale. Les bioindicateurs concernent différents groupes biologiques (appelés éléments de qualité biologique, EQB). Pour les petits cours d'eau, les EQB considérés par la DCE sont les diatomées benthiques, les macrophytes, les invertébrés benthiques et les poissons, auxquels s'ajoute le phytoplancton pour

❶ Illustration de communautés microbiennes benthiques attachées à la litière végétale (A), à des cailloux immergés (B) ou aux sédiments (C), ainsi que des principaux groupes de microorganismes composant ces communautés.



les grandes rivières. Les indices associés à ces différents EQB permettent de diagnostiquer l'état écologique global d'un cours d'eau et d'identifier certaines causes de perturbation potentielles (ex. : eutrophisation, pollution organique, altérations hydromorphologiques...). Cependant, aucun d'entre eux ne rend compte des conséquences écotoxicologiques des micropolluants. De plus, à l'exception de l'indice invertébrés multimétrique (I2M2) et de l'indice poisson rivière + (IPR+), qui considèrent certaines métriques basées sur des traits fonctionnels et sur l'écologie des espèces, ces méthodes de bioindication s'appuient principalement sur des inventaires taxonomiques qui n'apportent pas d'information sur l'état fonctionnel de la communauté étudiée au sein de l'écosystème aquatique.

Il existe donc un besoin d'une part d'outils de diagnostic plus spécifiques de l'impact écotoxicologique des micropolluants dans les cours d'eau contaminés et d'autre part d'indicateurs biologiques permettant d'appréhender les conséquences de cet impact sur des fonctions écologiques qui supportent les services rendus par ces écosystèmes.

Les communautés microbiennes benthiques sont quasiment ignorées dans le diagnostic de la qualité écotoxicologique et la bioindication fonctionnelle des cours d'eau contaminés

Généralement invisibles à l'œil nu, les communautés microbiennes présentent des niveaux d'abondance et de diversité (taxonomique et fonctionnelle) très importants dans tous les compartiments de l'environnement (ex. : un gramme de sol ou de sédiment contient plusieurs milliards de microorganismes représentant plusieurs dizaines de milliers d'espèces). Dans les cours d'eau,

on les trouve majoritairement sous forme d'assemblages (ou biofilms), composés de différents types de microorganismes (microalgues, bactéries, champignons, virus, microfaune) et fixés sur divers supports (roches, sédiment de surface, litières végétales...) (figure ❶). Ces biofilms, qui représentent une ressource nutritive importante pour de nombreux macro-organismes, jouent un rôle pivot entre les réseaux trophiques verts (qui dépendent de la production primaire) et bruns (qui dépendent des apports de matière organique allochtone) dans lesquels ils influencent le devenir et le transfert des micropolluants (Bonnineau *et al.*, 2020).

Dans une optique de suivis opérationnels, les communautés microbiennes benthiques présentent l'avantage d'être ubiquistes et composées de microorganismes présentant une large gamme de sensibilités aux micro-

❶ GLOSSAIRE DES SIGLES

- DCE** : directive cadre sur l'eau.
- EQB** : éléments de qualité biologique.
- ETM** : éléments traces métalliques.
- HAP** : hydrocarbures aromatiques polycycliques.
- I2M2** : indice invertébrés multimétrique.
- IBD** : indice biologique diatomées.
- IBMR** : indice biologique macrophytique en rivière.
- IPR** : indice poisson rivière.
- IPS** : indice de polluotoxicité spécifique.
- MOD** : matière organique dissoute.
- MOP** : matière organique particulaire.
- NQE** : norme de qualité environnementale.
- PCB** : polychlorobiphényles.
- PICT** : *pollution induced community tolerance*.

► polluants, selon leur mode d'action et leur cible cellulaire (les microalgues seront généralement plus sensibles aux herbicides, les bactéries aux antibiotiques, les champignons aux fongicides, etc.), mais également selon le niveau de sensibilité intrinsèque des différentes espèces (qui lui-même peut être variable selon les conditions environnementales auxquelles sont soumises ces dernières).

Or, parmi les microorganismes, seules les microalgues sont actuellement prises en considération dans la DCE pour l'évaluation de la qualité chimique et écologique des cours d'eau. C'est le cas d'une part, par la prise en compte de certaines populations modèles dans la détermination des NQE et, d'autre part, par l'analyse taxonomique des communautés de diatomées pour le calcul de l'indice biologique diatomées (IBD). De nombreux microorganismes tels que les bactéries, les champignons ou la microfaune sont donc complètement ignorés par la DCE et d'autres réglementations et ce, alors même qu'ils jouent un rôle écologique majeur du fait notamment (mais pas exclusivement) de leur activité de décomposition de la matière organique dissoute (MOD) et particulaire (MOP), d'autoépuration et de recyclage des nutriments et de leur interaction avec les producteurs primaires.

Une meilleure prise en compte des communautés microbiennes benthiques dans leur ensemble et de leur rôle fonctionnel offrirait donc de nouvelles perspectives pour mieux diagnostiquer les impacts écotoxicologiques et leurs conséquences fonctionnelles dans les cours d'eau.

Les communautés microbiennes benthiques comme outils de diagnostic des impacts écotoxicologiques dans les cours d'eau

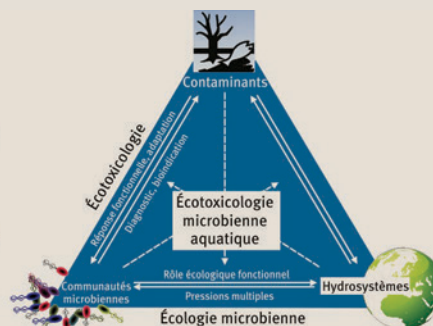
L'écotoxicologie microbienne (qui s'est structurée récemment sous forme d'un réseau international, EcotoxicoMic, encadré 2) s'appuie sur un large éventail de méthodes et de descripteurs pour évaluer l'impact des micropolluants sur les microorganismes. À l'échelle des communautés, cet impact peut être appréhendé sur la structure, la composition, la diversité et l'état fonctionnel, en considérant différents types de microorganismes et de fonctions biologiques telles que la photosynthèse, la respiration, la dénitrification, la décomposition de MOD et de MOP, différentes activités enzymatiques impliquées dans les cycles biogéochimiques ou encore la biodégradation des micropolluants organiques comme les pesticides ou les antibiotiques (Pesce *et al.*, 2017a).

2 ECOTOXICOMIC, UN RÉSEAU INTERNATIONAL POUR CONTRIBUER AU TRANSFERT DES CONNAISSANCES EN ÉCOTOXICOLOGIE MICROBIENNE AUPRÈS DES PORTEURS D'ENJEUX ET DES DÉCIDEURS

Depuis 2013, le réseau d'écotoxicologie microbienne a pour objectif principal de favoriser les échanges d'informations, de savoirs et de savoir-faire dans cette thématique de recherche. Il vise également à accroître la visibilité de celle-ci afin de contribuer à terme à une meilleure prise en considération des enjeux scientifiques et sociétaux qui lui sont associés, notamment auprès des instances scientifiques, des pouvoirs publics et des porteurs d'enjeu dans le domaine de l'écologie et de l'environnement.

D'abord labellisé par le CNRS sous la forme d'un réseau thématique pluridisciplinaire national (2015-18), le réseau a pris son envol à l'échelle internationale suite à l'organisation en 2017 à Lyon de la première conférence internationale en écotoxicologie microbienne et à la parution d'ouvrages et de numéros spéciaux entièrement dédiés à cette thématique dans des revues internationales. La seconde conférence internationale a eu lieu en ligne en 2020 en raison de la pandémie et la troisième aura lieu en novembre 2022 à Montpellier.

À ce jour, le réseau international EcotoxicoMic compte plus de deux cents membres (chercheurs et enseignants-chercheurs, post-doctorants, doctorants et autres étudiants...) répartis dans une quarantaine de pays.



En savoir plus sur le réseau EcotoxicoMic

Site internet dédié : <https://ecotoxicoMic.org/>

Publications et ouvrage clés :

- PESCE, S., GIGHLIONE, J.-F., TOPP, E., MARTIN-LAURENT, F., 2020, Editorial: Microbial Ecotoxicology, *Front. Microbiol.*, 11, 1342.
- CRAVO-LAUREAU, C., CAGNON, C., LAUGA, B., DURAN, R. (eds), 2017, *Microbial Ecotoxicology*, Springer.
- GHIGHLIONE JF, MARTIN-LAURENT F, PESCE S, 2016, Microbial ecotoxicology: an emerging discipline facing contemporary environmental threats, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 23, 3981-3983.
- GHIGHLIONE JF, MARTIN-LAURENT F, STACHOWSKI-HABERKORN S, PESCE S, VUILLEUMIER S, 2014. The coming of age of microbial ecotoxicology: report on the first two meetings in France, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 21, 14241-14245.

Numéros spéciaux de revues :

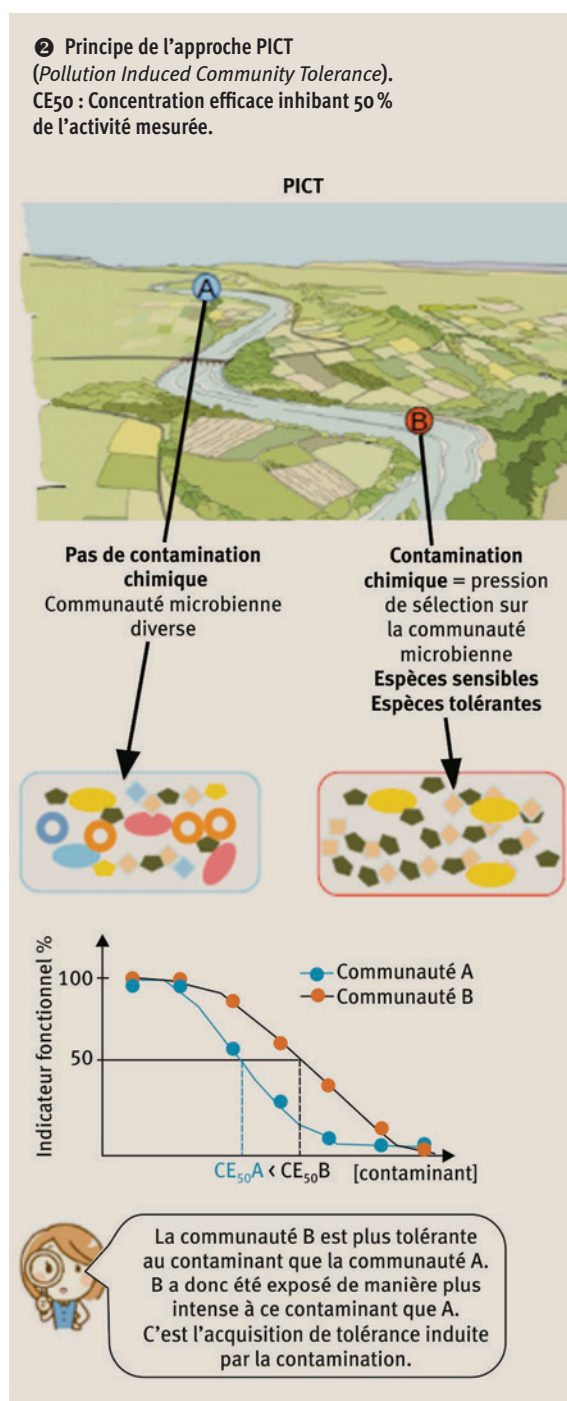
- <https://www.frontiersin.org/research-topics/14404/microbial-ecotoxicology-advances-to-improve-environmental-and-human-health-under-global-change>
- <https://www.frontiersin.org/research-topics/6045/microbial-ecotoxicology#articles>
- https://www.mdpi.com/journal/environments/special_issues/microb_ecotoxicol

Dans une démarche de diagnostic d'impact *in situ* (faisant partie de l'évaluation du risque *a posteriori*), une des principales difficultés réside dans la capacité à établir un lien de causalité entre les réponses microbiennes mesurées et l'exposition aux micropolluants. Concernant les communautés de diatomées, cela fait clairement partie des limites de l'IBD mais aussi de l'indice de pollu-sensibilité spécifique (IPS). Des travaux menés à large échelle géographique ont démontré une augmentation du pourcentage de malformations des diatomées, indicatrice de pollution toxique majeure (Morin *et al.*, 2012). Cette information, aisément obtenue à partir des listes floristiques élaborées dans le cas de suivi de sites pour le calcul de l'IBD, repose sur l'étude du phénotype. Elle reste toutefois dépendante du niveau d'expertise de l'opérateur et elle est souvent insuffisamment renseignée. Le type de déformation, ainsi que son intensité, et les taxons les plus sujets aux altérations morphologiques, font l'objet de recherches en phénotypage encore en développement (Lavoie *et al.*, 2017).

La principale piste exploitée depuis une dizaine d'années pour diagnostiquer dans les cours d'eau l'impact (ou la diminution de l'impact suite à des mesures de restauration ou des changements de pratiques) des micropolluants sur les communautés microbiennes concerne la prise en compte de métriques qui traduisent le niveau d'adaptation de ces communautés à ces substances. En effet, leur grande plasticité génétique et physiologique confère aux microorganismes une forte capacité d'adaptation aux différents stress environnementaux, incluant les micropolluants. À l'échelle de la communauté, cette capacité d'adaptation est renforcée par le fait que les cycles de vie sont courts, la plasticité génétique est forte et la diversité très importante, ce qui permet la mise en place de transferts horizontaux de gènes et de remaniements structuraux rapides à travers le remplacement des espèces les moins adaptées (ex. : les espèces les plus sensibles à la toxicité des micropolluants) par celles qui le sont. Deux formes d'adaptation aux micropolluants sont principalement considérées à ce jour : le développement des capacités de tolérance/résistance et l'acquisition d'un potentiel de biodégradation.

Une communauté microbienne exposée chroniquement à un micropolluant dans le milieu devient généralement plus tolérante à la toxicité de celui-ci (PICT, *Pollution Induced Community Tolerance*, figure 2). La détection d'une variation du niveau de tolérance à un micropolluant peut donc révéler une variation du niveau d'exposition chronique à celui-ci ou à d'autres présentant un mode d'action similaire. La figure 3B illustre ainsi l'évolution temporelle (2009-2011) de la tolérance à l'herbicide diuron acquise par les communautés périphtiques naturelles exposées chroniquement à cette substance dans la section aval d'un cours d'eau contaminé (la Morcille, située au cœur de la région viticole du Beaujolais). En 2009 et 2010, la tolérance de ces communautés est très supérieure à celle des communautés prélevées dans la zone amont du cours d'eau, peu exposés au diuron (figure 3A). Suite à l'interdiction de cette substance pour le traitement des vignes (en décembre 2008), la qualité chimique de ce cours d'eau vis-à-vis de ce composé, s'est progressivement améliorée (figure 3A). Cela a engendré une diminution progressive du niveau

d'exposition chronique des communautés de la station aval, ce qui s'est traduit par une perte de leur tolérance au diuron au cours du temps (en 2011, les niveaux de tolérance mesurés en amont et en aval sont très comparables). Par ailleurs, les variations saisonnières de la tolérance (figure 3B), mesurée mensuellement au cours des trois années d'étude, sont en accord avec les variations temporelles des concentrations en diuron mesurées dans le cours d'eau (figure 3A) et qui sont caractérisées par des pics de contamination en fin de printemps et en été. Cela démontre que la réponse microbienne est rapide et que l'adaptation (ou la perte d'adaptation) dans le milieu naturel s'effectue en quelques jours ou quelques semaines uniquement.

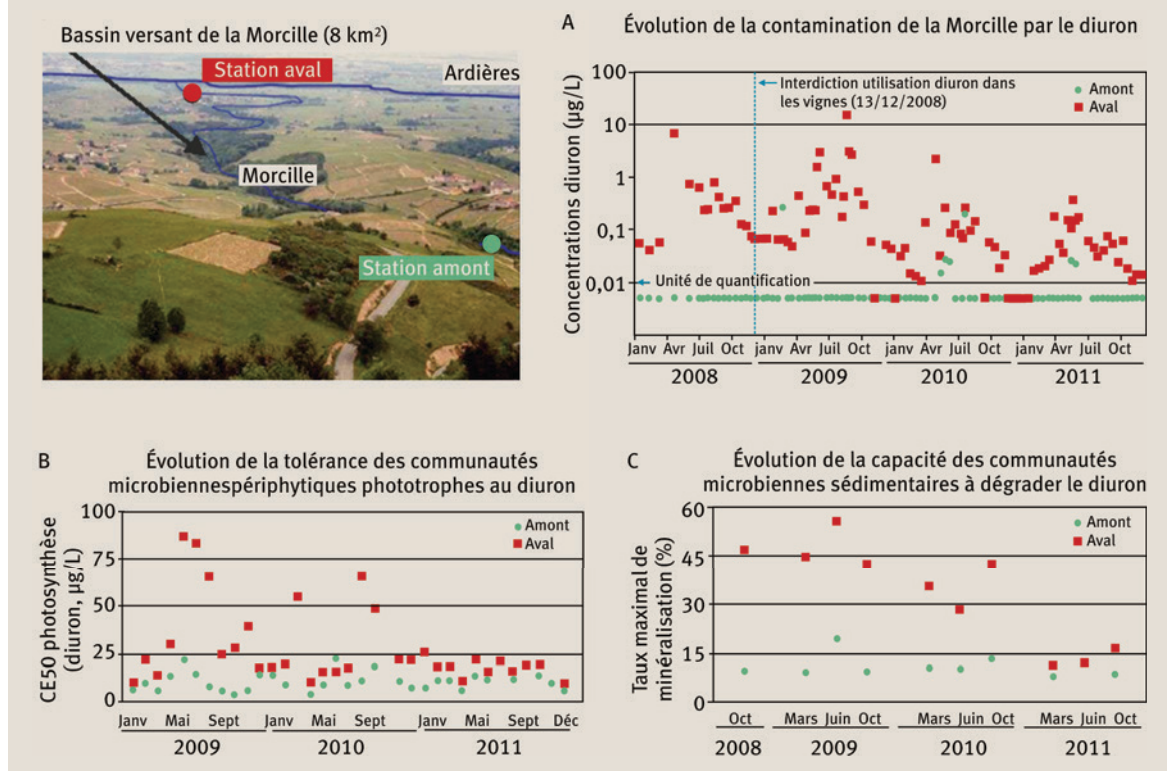


► D'abord appliquée aux communautés microbiennes phototrophes, en considérant la photosynthèse comme paramètre fonctionnel pour mesurer leur niveau de tolérance à des herbicides organiques (comme dans l'exemple cité précédemment) et des éléments traces métalliques (ETM), l'approche PICT a permis de démontrer l'impact de ces substances dans différents cours d'eau soumis par ailleurs à d'autres pressions chimiques ou au contraire de suivre la récupération des communautés en réponse à une diminution de la pression chimique. L'approche PICT est désormais applicable aux communautés benthiques hétérotrophes (de biofilms périphytiques et de sédiments) en considérant différents types de micropolluants (comme les ETM et différentes substances pharmaceutiques incluant les antibiotiques), seuls ou en mélange (Pesce *et al.*, 2017a). Elle présente un potentiel opérationnel particulièrement prometteur pour diagnostiquer les impacts écotoxicologiques (et leur diminution) dans les milieux aquatiques (Tlili *et al.*, 2016; Pesce *et al.*, 2017b).

Par ailleurs, l'exposition chronique à des micropolluants organiques peut favoriser le développement de capacités permettant à certains microorganismes hétérotrophes (en particulier les bactéries et les champignons) à les dégrader (totalement ou partiellement) pour les utiliser comme source nutritive et énergétique pour leur croissance. On parle alors de biodégradation, processus important pour diminuer naturellement la persistance des micropolluants dans l'environnement. Il a notamment été démontré dans différents milieux contaminés (incluant les cours

d'eau) que les communautés microbiennes naturelles exposées pouvaient développer la capacité de dégrader différents polluants organiques tels que des pesticides, des PCB, des HAP et différentes substances pharmaceutiques (y compris certains antibiotiques pourtant conçus pour inhiber ou tuer des bactéries). Comme pour le PICT, une augmentation ou une diminution du potentiel de biodégradation de certains micropolluants par les communautés microbiennes naturelles pourrait être un marqueur d'une variation de leur niveau d'exposition chronique dans le milieu (Pesce *et al.*, 2017a ; 2017b). Comme le montre la figure 3C, cela a été notamment démontré lors du suivi réalisé dans la rivière Morcille, mentionné précédemment. Plus de deux ans après l'interdiction d'utilisation du diuron sur le vignoble alentour, on observe ainsi une perte totale des capacités de biodégradation qui étaient observées dans les sédiments localisés dans la section aval de ce cours d'eau (en comparaison à ceux de la station amont, considérés comme références pas ou peu exposés au diuron). Cependant, les difficultés méthodologiques actuelles (i.e. coût et contraintes pour suivre l'activité de biodégradation par radiorespirométrie qui nécessite notamment une autorisation de manipuler et détenir des radioéléments des laboratoires en zone radioprotégée délivrée par l'Agence de sûreté nucléaire, méconnaissance des gènes codant les enzymes responsables de la biodégradation de nombreuses matières actives et difficultés à les quantifier dans l'environnement) limitent à ce jour le potentiel opérationnel de ce type d'approche.

3 Exemples de résultats obtenus lors d'un suivi pluriannuel mené dans la rivière Morcille (Beaujolais), entre 2008 et 2011 (adaptés d'après Pesce *et al.*, 2013 et Pesce *et al.*, 2016). Suivi chimique (A), approche PICT (B) et étude du potentiel de biodégradation (C). Le terme CE50 (Concentration efficace inhibant 50% de la photosynthèse) fait référence au niveau de tolérance mesuré selon la procédure décrite dans la figure 2.



Vers une meilleure évaluation des impacts écotoxicologiques dans les cours d'eau à travers l'étude des réponses fonctionnelles des communautés microbiennes benthiques

Les travaux concernant la biodégradation des micropolluants illustrent bien le rôle fonctionnel des communautés microbiennes benthiques dans les cours d'eau et l'influence de la contamination sur celui-ci. Ainsi, l'augmentation du potentiel de biodégradation est généralement le signe d'une augmentation de la contamination. Dans ce cas, l'augmentation de l'exposition des communautés exerce une pression de sélection favorable au développement de populations dégradantes qui assurent une fonction bénéfique à l'écosystème, à savoir l'auto-épuration. Cependant, l'augmentation du potentiel de biodégradation (ou l'acquisition de tolérance dans les processus PICT) est l'expression de multiples processus d'adaptation qui s'accompagnent le plus souvent d'une perte de biodiversité qui peut augmenter la vulnérabilité des communautés à d'autres pressions environnementales et peut affecter par ailleurs leur fonctionnalité. Ces conséquences négatives de l'adaptation à l'échelle de la communauté (appelées aussi « coût de l'adaptation ») en réponse à l'exposition aux micropolluants restent relativement peu étudiées.

De nombreux travaux font état d'une toxicité directe de différents micropolluants sur un large panel de fonctions assurées par les communautés microbiennes benthiques. Compte tenu des limites méthodologiques actuelles, cet impact est généralement appréhendé au laboratoire à partir de mesures d'activités potentielles qui ne renseignent pas forcément des conséquences fonctionnelles réelles de la contamination dans le milieu (Pesce *et al.*, 2017b). La principale exception à ce constat concerne la décomposition de MOP, qui peut être mesurée directement dans le milieu, soit dans les eaux de surface, soit dans le compartiment sédimentaire, à l'aide de substrats naturels (ex. litières végétales) ou artificiels (ex. : sachets de thé ou pastilles/bandes à base de cellulose). La décomposition de MOP est une fonction écosystémique majeure dans les milieux aquatiques, en particulier dans les cours d'eau situés en tête de bassins, qui dépendent essentiellement des apports en MOP depuis la zone rivulaire et le bassin versant. Elle est assurée de manière concomitante par les microorganismes hétérotrophes (principalement les champignons aquatiques et les bactéries) et les macro-invertébrés déchetiers, ainsi que par des processus abiotiques (abrasion). Quantitativement, ces invertébrés ont une activité de décomposition plus importante que les microorganismes, mais ils sont fortement dépendants de l'activité de ces derniers qui conditionnent la MOP pour augmenter sa valeur nutritionnelle et son appétence pour les invertébrés.

Compte tenu de sa simplicité de mise en œuvre, sa sensibilité à diverses perturbations environnementales et son caractère intégrateur, la mesure de l'activité de décomposition de MOP est reconnue comme un outil pertinent pour évaluer l'intégrité fonctionnelle des cours d'eau. Ce constat s'applique également dans un contexte de contamination par les micropolluants, comme le montrent les travaux de Brosted *et al.* (2016)

qui illustrent bien le potentiel opérationnel de cette approche concernant les invertébrés. Cependant, si plusieurs travaux ont mis en évidence l'impact négatif de micropolluants sur la décomposition microbienne de la MOP dans des cours d'eau contaminés, il manque encore à ce jour une base de données suffisamment robuste comprenant des résultats générés avec des méthodes standardisées sur le compartiment microbien (Colas *et al.*, 2019). Ce constat est renforcé par l'absence de données de toxicité pertinentes pour les microorganismes hétérotrophes impliqués dans ce processus (Brosted *et al.*, 2016).

Conclusions Comment renforcer la dimension opérationnelle des approches développées et favoriser leur transfert auprès des gestionnaires de l'environnement ?

Plusieurs études de cas réalisées dans différents cours d'eau contaminés ont démontré le fort potentiel des approches listées ci-dessus pour mettre en évidence l'impact des micropolluants sur l'abondance, la composition et la diversité des communautés microbiennes benthiques et les fonctions écologiques auxquelles elles contribuent. Cependant, ces études qui restent ponctuelles et relativement site-spécifiques, s'appuient généralement sur des approches comparatives entre des échantillons prélevés sur des stations pas (ou peu) contaminées, servant de références, et des stations impactées. Ces approches permettent d'évaluer des impacts écotoxicologiques en utilisant des outils statistiques. Cependant quand des impacts sont statistiquement vérifiés, il se pose la question des conséquences écologiques de l'impact observé à l'échelle des communautés étudiées. De plus, elles reposent souvent sur des stratégies d'échantillonnage et des protocoles analytiques variables entre équipes de recherches. À l'instar des démarches mises en œuvre pour le développement des indices utilisées dans la DCE, il s'avère donc nécessaire de définir des protocoles standardisés (depuis l'échantillonnage jusqu'à l'analyse des résultats) puis de les déployer à large échelle géographique, en multipliant le nombre de stations de prélèvements, incluant des sites de référence, peu contaminés, et des sites présentant des niveaux de contamination contrastés. Cet état des lieux serait le socle pour constituer une base de données robuste dans le but d'identifier les principaux facteurs environnementaux (hors micropolluants) qui peuvent influencer les réponses observées (on parle généralement de facteurs confondants), de modéliser la variation des paramètres biologiques en fonction des paramètres environnementaux et de proposer en conséquence un référentiel d'analyse. Cela permettrait notamment de s'affranchir de la nécessité de disposer d'un site de référence pour chaque suivi réalisé. Par exemple, l'utilisation d'un protocole standardisé dans différentes campagnes de prélèvement réalisées sur une dizaine de stations de prélèvements réparties sur trois rivières situées en Rhône-Alpes nous a permis de comparer les niveaux de tolérance de communautés microbiennes benthiques de sédiments au cuivre (Cu) et de mettre en évidence une corrélation positive entre la tolérance mesurée et les concentrations

3 ÉVALUATION DU POTENTIEL OPÉRATIONNEL DES APPROCHES DÉCRITES

Le potentiel opérationnel d'une approche innovante de bioindication visant à améliorer le diagnostic de l'impact de la contamination par les micropolluants sur la qualité écologique et fonctionnelle des cours d'eau dépend de nombreux critères. En particulier, il est important i) que les outils proposés soient spécifiques du type de pression étudiée (ici la pression toxique par les micropolluants), ii) qu'ils s'appuient sur des protocoles standardisés auprès de différentes instances telles que l'AFNOR, l'ISO, le CEN ou encore l'OCDE, iii) qu'ils soient faciles à mettre en œuvre (rapides et ne demandant pas une grande expertise de l'opérateur), et iv) relativement peu coûteux.

Une évaluation du potentiel opérationnel des approches décrites est proposée dans le tableau 1, sur la base de ces quatre critères, en fixant quatre niveaux de performance (de 0 à 3, la note de 3 indiquant un niveau de performance optimal).

1 Évaluation du potentiel opérationnel des approches décrites.

	Spécificité	Standardisation	Mise en œuvre	Coût
Altérations morphologiques des diatomées	1	2	1	2
	Recherches en cours pour valider la spécificité aux micropolluants	Protocole standard mais résultats opérateur-dépendants	Analyses chronophages à haut niveau d'expertise	Uniquement coût opérateur
Acquisition de tolérance (PICT)	2	1	1	2
	Forte spécificité, variable selon le mode d'action des micropolluants	Protocoles variables suivant les équipes de recherche	Analyses rapides mais nécessité de disposer de matériel frais	Dépendant du type d'activité(s) mesurée(s)
Développement du potentiel de biodégradation (par radiorespirométrie)	3	2	0	0
	Forte spécificité	Approche par radiorespirométrie inspirée de la norme ISO 14239:2017 (sol)	Fortes contraintes pour l'utilisation de radioéléments liées à l'agrément délivré par l'ASN + durée longue des cinétiques de minéralisation	Coût élevé pour l'achat des substances radiomarquées et l'évacuation des déchets radioactifs par l'ANDRA
Décomposition de matières organiques particulières	1	2	2	3
	Paramètre sensible à de nombreux facteurs environnementaux non toxiques	Protocoles largement utilisés et décrits en écologie (standardisation possible via l'utilisation de substrats artificiels)	Facilité de mise en œuvre mais multiplication des déplacements sur site	Pas de matériel coûteux et approches peu chronophages (hors déplacements)

EN SAVOIR PLUS...

■ BROSED, M., LAMOTHE, S., CHAUVET, E., 2016, Litter breakdown for ecosystem integrity assessment also applies to streams affected by pesticides, *Hydrobiologia*, n° 773, p. 87-102, <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01360658>

■ CAMPILLO-CORA, C., SOTO-GÓMEZ, D., ARIAS-ESTÉVEZ, M., BÅÅTH, E., FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D., 2021, Bacterial community tolerance to Cu in soils with geochemical baseline concentrations (GBCs) of heavy metals: importance for Pollution Induced Community Tolerance (PICT) determinations using the leucine incorporation method, *Soil Biology and Biochemistry* Save to Refworks, vol. 155, 108157, <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108>

■ COLAS, F., WOODWARD, G., BURDON, F.-J., GUÉROLD, F., CHAUVET, E., CORNUT, J., CÉBRON, A., CLIVOT, H., DANGER, M., DANNER, M.-C., PAGNOUT, C., TIEGS, S.-D., 2019, Towards a simple global-standard bioassay for a key ecosystem process: organic-matter decomposition using cotton strips, *Ecological Indicators*, 106, 105466, <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03006041>

■ LAVOIE, I., HAMILTON, P.B., MORIN, S., KIM TIAM, S., KAHLERT, M., GONÇALVES S., FALASCO, E., FORTIN, C., GONTERO, B., HEUDRE, D., KOJADINOVIC-SIRINELLI, M., MANOYLOV, K., PANDEY, L.K., TAYLOR, J.C., 2017, Diatom teratologies as biomarkers of contamination: Are all deformities ecologically meaningful?, *Ecological Indicators*, n° 82, p. 539-550, <https://hal-amu.archives-ouvertes.fr/hal-01570245>

■ PESCE, S., LYAUTEY, E., FOULQUIER, A., 2017a, Réponse structurelle et fonctionnelle des communautés microbiennes hétérotrophes benthiques aux contaminants : quelle conséquence pour le fonctionnement de l'écosystème ?, *in: Ecotoxicologie, des communautés au fonctionnement des écosystèmes*, BERNARD, C. et al. (Eds) ISTE Éditions, p. 27-50.

■ TLILI, A., BÉRARD, A., BLANCK, H., BOUCHEZ, A., CÁSSIO, F., ERIKSSON, K.M., MORIN, S., MONTUELLE, B., NAVARRO, E., PASCOAL, C., PESCE, S., SCHMITT-JANSEN, M., BEHRA, R., 2016, Pollution induced community tolerance (PICT): towards an ecologically relevant risk assessment of chemicals in aquatic systems, *Freshwater Biol.*, n° 61, p. 2141-2151, <https://doi.org/10.1111/fwb.12558>

en Cu dans les sédiments¹. Cette corrélation, indépendante du site étudié, indique la possibilité d'établir des valeurs seuils dans le cadre de l'approche PICT. Un tel constat avait déjà été établi dans l'étude menée dans la rivière Morcille (figure 3). En effet, une relative stabilité temporelle des niveaux de tolérance au diuron avait été observée chez les communautés microbiennes phototrophes issues de la station amont, pas ou peu exposée à cette substance, et ce, malgré les fortes variations environnementales (notamment climatiques) observées au cours des trois années de suivi (figure 3B). Par ailleurs, une étude très récente démontre qu'il est possible de prédire dans des sols peu contaminés le niveau de tolérance des communautés bactériennes au cuivre (i.e. seuil de tolérance basal qui pourrait être considéré comme référence), à partir de modèles intégrant différents paramètres physico-chimiques de ces sols (Campillo-Cora *et al.*, 2021). Cela laisse donc à penser qu'une telle approche est transposable au milieu aquatique (notamment au compartiment sédimentaire).

Cependant, quel que soit le descripteur microbien considéré (approche PICT, décomposition de MOP...), développer des études à large échelle pour définir des seuils et des critères de qualité écotoxicologique nécessite la mise en œuvre d'une programmation ambitieuse s'appuyant sur de nombreuses campagnes d'échantillonnage impliquant une analyse fine des caractéristiques physico-chimique du milieu qui dépasse la seule caractérisation des niveaux d'exposition aux micropolluants. Une telle démarche, pourrait s'adosser au réseau de surveillance actuel de la qualité chimique des eaux. Elle devrait faire l'objet d'échanges en amont avec les agences environnementales en charge de la gestion des milieux aquatiques et de la préservation de la biodiversité taxonomique et fonctionnelle dans ces écosystèmes, afin notamment de prioriser les outils à développer, en fonction de leur potentiel opérationnel (encadré 3). ■

Les auteurs

Stéphane PESCE et Chloé BONNINEAU

INRAE, UR RiverLy,
5 rue de la Doua, CS 20244,
F-69625 Villeurbanne, France.

✉ stephane.pesce@inrae.fr

✉ chloe.bonnineau@inrae.fr

Joan ARTIGAS

Université Clermont Auvergne,
CNRS, Laboratoire Microorganismes :
Génome et Environnement (LMGE),
F-63000 Clermont-Ferrand, France.

✉ joan.artigas_alejo@uca.fr

Fabrice MARTIN-LAURENT

AgroSup Dijon, INRAE, Univ. Bourgogne,
Univ. Bourgogne Franche Comté,
Agroécologie, F-21000 Dijon, France.

✉ fabrice.martin@inrae.fr

Soizic MORIN

INRAE, UR EABX,
50 avenue de Verdun,
F-33612 Cestas Cedex, France.

✉ soizic.morin@inrae.fr

Remerciements

Les travaux mentionnés dans cet article et les recherches menées dans ce domaine par les différents coauteurs ont été principalement soutenus par l'Office français de la biodiversité (ex-Onema et ex-AFB) et par les Agences de l'eau Loire-Bretagne, Rhône-Méditerranée-Corse, Rhin-Meuse et Adour-Garonne.

1. Projet OFB (ex-Onema/AFB)-INRAE(ex-Irstea). Programme 2016/2018 – Thème Risques liés à contamination chimique – Action n° 46 : Validation et application d'approches PICT pour évaluer l'impact écotoxicologique des contaminants dans le sédiment.

LES PRINCIPALES PUBLICATIONS DES AUTEURS

✉ BONNINEAU, C., ARTIGAS, J., CHAUMET, B., DABRIN, A., FABURÉ, J., FERRARI, B.J.D., LEBRUN, J.D., MARGOUM, C., MAZZELLA, N., MIÈGE, C., MORIN, S., UHER, E., BABUT, M., PESCE, S., 2020, Role of Biofilms in Contaminant Bioaccumulation and Trophic Transfer in Aquatic Ecosystems: Current State of Knowledge and Future Challenges, *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 253, https://dx.doi.org/10.1007/398_2019_39

✉ MORIN, S., CORDONIER, A., LAVOIE, I., ARINI, A., BLANCO, S., DUONG, T.T., TORNÉS, E., BONET, B., CORCOLL, N., FAGGIANO, L., LAVIALE, M., PÉRÈS, F., BECARES, E., COSTE, M., FEURTET-MAZEL, A., FORTIN, C., GUASCH, H., SABATER, S., 2012, Consistency in diatom response to metal-contaminated environments, *in*: H. GUASCH *et al.* (Eds.), *Handbook of Environmental Chemistry: Emerging and Priority Pollutants in Rivers*, Springer, Heidelberg, 19, p. 117-146., https://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-25722-3_5

✉ PESCE, S., MARGOUM, C., ROUARD, N., FOULQUIER, A., MARTIN-LAURENT, F., 2013, Freshwater sediment pesticide biodegradation potential as an ecological indicator of microbial recovery following a decrease in chronic pesticide exposure: A case study with the herbicide diuron, *Ecological Indicators*, 29, p. 18-25, <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00811538>

✉ PESCE, S., MARGOUM, C., FOULQUIER, A., 2016, Pollution-induced community tolerance for in situ assessment of recovery in river microbial communities following the ban of the herbicide diuron, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, n° 221, p. 79-86, <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01804840>

✉ PESCE, S., GHIGLIONE, J.-F., MARTIN-LAURENT, F., 2017b, Microbial communities as ecological indicators of ecosystem recovery following chemical pollution, *in*: CRAVO-LAUREAU, C., CAGNON, C., LAUGA, B., DURAN, R. (eds), *Microbial Ecotoxicology*, Springer, p. 227-250.

Un échantillonneur intégratif passif simple et flexible pour étudier le transfert des pesticides dans des petits bassins versants

Un échantillonneur passif composite innovant à base de silicone et dénommé TSP, pour « *Tige Silicone Polaire* », a été conçu pour l'échantillonnage, la détection et la quantification dans les eaux d'une gamme élargie de pesticides. Sa petite taille, son usage unique et son faible coût sont autant d'atouts qui le rendent particulièrement intéressant pour des mesures intégrées au sein des petits bassins versants. En s'appuyant sur plusieurs exemples d'applications dans des petits bassins versants agricoles, cette synthèse montre comment cet échantillonneur intégratif passif permet de répondre à des enjeux opérationnels multiples.

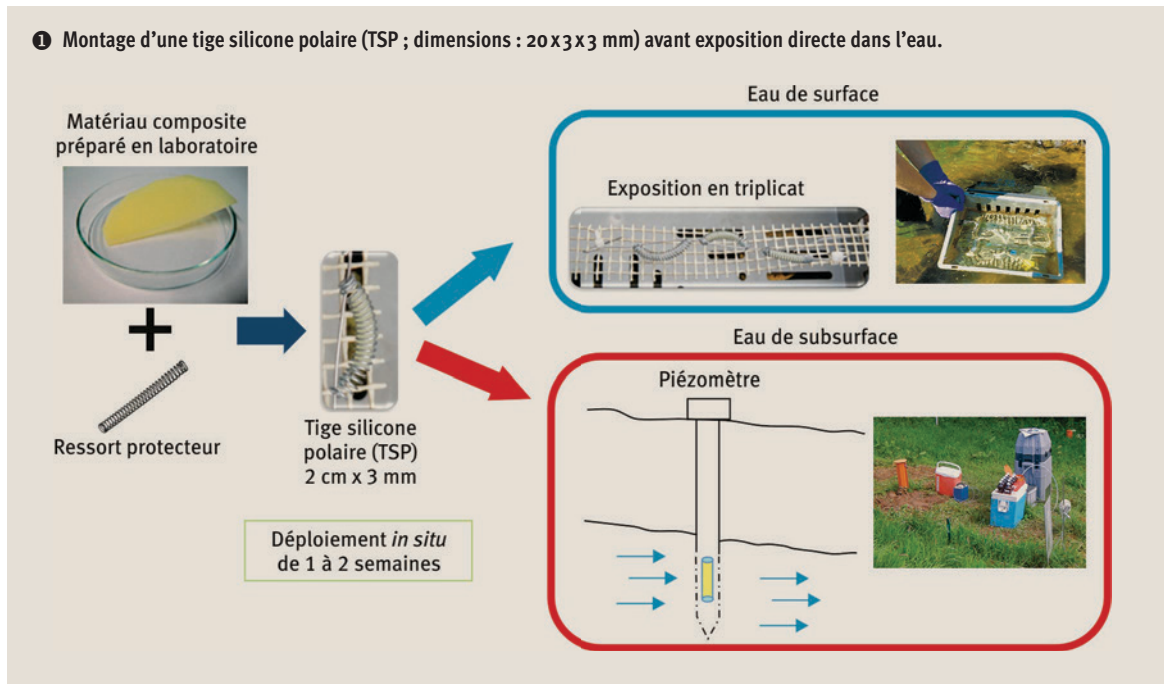


La mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau (DCE ; 2000/60/CE) nécessite des stratégies d'analyses chimiques fiables et sensibles pour mieux évaluer l'état chimique et l'état écologique des masses d'eau. En cohérence avec les enjeux de surveillance, il s'agit également de développer des outils et méthodologies innovantes permettant de diagnostiquer les causes de contamination afin de mettre en place des actions pour les limiter à la source. Disposer de méthodologies d'échantillonnage et d'analyse performantes pour mieux cerner les voies de contamination des masses d'eau et évaluer l'efficacité de solutions correctives constitue donc aussi des enjeux majeurs. L'utilisation d'outils intégratifs pour la réalisation des programmes de surveillance et le diagnostic des causes devient une alternative aux prélèvements ponctuels d'eau.

Ainsi, l'échantillonnage passif a été développé depuis une vingtaine d'années pour améliorer la représentativité temporelle et la sensibilité des mesures des contaminants présents à l'état de traces dans les eaux (Mathon *et al.*, 2021). Cette technique permet l'accumulation *in situ* en continu des contaminants pendant une période d'exposition de quelques jours à quelques semaines suivant le type d'échantillonneur passif et la nature des substances analysées peuvent être calculées et représentent la contamination durant la durée d'exposition.

Les produits phytosanitaires (désignés par pesticides dans la suite de l'article) utilisés pour l'agriculture constituent une source diffuse importante de la contamination des cours d'eau. Dans les petits bassins versants agricoles, les pesticides appliqués sur les cultures sont transportés des parcelles traitées au cours d'eau par diverses voies de transfert hydrique (ruissellement, infiltration, écoulements latéraux par drainage ou écoulement de surface...) qui induisent des variabilités importantes en termes de nature de substances et de produits de transformation transférés, de niveaux et de dynamiques de concentrations (Taghavi *et al.*, 2010). L'ensemble de ces informations est essentiel à considérer aussi bien pour identifier et évaluer les solutions correctives les plus adaptées (diminution d'usage, changement de pratiques et limitation des transferts) (Aubertot *et al.*, 2005) que pour estimer les impacts de leur présence sur la qualité de l'eau. Pour répondre à ces besoins, il est nécessaire de disposer d'outils simples qui permettent d'une part un diagnostic de la contamination au plus près des sources d'émission et d'autre part le suivi et l'évaluation de plans d'actions.

Dans ce contexte, un échantillonneur passif composite innovant à base de silicone (dénommé TSP, pour « tige silicone polaire ») a été conçu pour l'échantillonnage, la détection et la quantification dans les eaux d'une gamme élargie de pesticides (Martin *et al.*, 2016). Les caractéristiques spécifiques de l'outil TSP (de petite taille, à usage



unique et peu coûteux) le rendent particulièrement intéressant pour des mesures intégrées au sein des petits bassins versants.

En s'appuyant sur plusieurs exemples d'applications des TSP dans des petits bassins versants agricoles, cette synthèse montre comment cet échantillonneur intégratif passif permet de répondre à des enjeux opérationnels multiples.

Description et mise en œuvre de l'outil tige silicone polaire (TSP)

L'échantillonneur passif TSP est constitué d'une tige en matériau composite synthétisé à partir de silicone et de phase Oasis HLB® (brevet FR 3 047 992). Cette tige est insérée dans un ressort métallique, qui en facilite la pose, avant exposition dans l'eau (figure 1). Ces échantillonneurs de petite taille (2 cm de long) ont été déployés *in situ* pendant une à deux semaines dans des milieux aquatiques variés (ex. : cours d'eau, zone tampon humide artificielle (ZTHA), nappe d'eau superficielle) pour estimer la contamination de différentes familles de pesticides (herbicides, fongicides, insecticides et quelques métabolites).

En fin de période d'exposition, les TSP sont rapportées au laboratoire pour mesurer les pesticides accumulés sur l'outil. Les contaminants organiques fixés sur chaque tige sont désorbés chimiquement par un mélange de solvants organiques selon le protocole décrit par Margoum *et al.* (2013). L'analyse est réalisée par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (LC-MSMS). Les limites de quantification dans l'eau obtenues avec l'outil TSP sont inférieures à 0,02 µg/L pour les pesticides étudiés (sauf pour l'imidaclopride à 0,1 µg/L). Des tests de conservation ont montré que la variation des concentrations de cinq pesticides accumulés sur les TSP soumises à de fortes variations de tempé-

rature (min-max : de -18°C à +28°C) pendant dix jours était inférieure à 15 % par rapport à la concentration initiale. Les incertitudes de mesure, prenant en compte l'ensemble des étapes – depuis l'exposition de l'outil jusqu'à l'analyse en laboratoire – pour 24 pesticides, sont du même ordre de grandeur que pour des échantillons ponctuels (Martin *et al.*, 2016).

Les informations acquises avec les TSP peuvent être interprétées selon trois approches complémentaires :

- une approche qualitative pour identifier la présence d'un large spectre de contaminants organiques aux propriétés physico-chimiques diversifiées, sous réserve d'affinité suffisante entre le contaminant et la TSP. Cette approche permet de déterminer des fréquences de détection, même si les concentrations sont très faibles ou si la substance est très fugace dans le milieu aquatique (exemple des insecticides, comme le chlorpyrifos) ;
- une approche comparative en exploitant, pour un contaminant donné, les quantités (en masse/outil) accumulées dans des TSP exposées sur des sites avec des vitesses de courant comparables. Cette approche peut être utilisée, par exemple, pour mettre en évidence des gradients de contamination spatiaux sur un cours d'eau ou pour évaluer l'efficacité de solutions correctives (entrée-sortie d'un dispositif tampon) ou, possiblement, avant-après la mise en œuvre de changements de pratiques agricoles ;
- enfin, une approche quantitative pour déterminer des concentrations moyennes (en µg/L dans l'eau) pendant la durée d'exposition des TSP. Actuellement, cette approche peut être réalisée pour une vingtaine de pesticides et produits de transformation, pour lesquels nous avons préalablement déterminé les données de calibration en laboratoire (Martin, 2016).

Nous présentons ci-après trois exemples d'application de TSP en milieux aquatiques afin de montrer leur capa-

► cité à fournir des informations pertinentes pour évaluer le rôle d'aménagements à limiter les transferts de pesticides vers les milieux aquatiques et afin d'évaluer l'impact des pesticides dans les cours d'eau.

Exemples d'utilisation des tiges silicone polaires

Étudier le devenir des pesticides au sein d'une zone tampon enherbée

L'efficacité d'une zone tampon (ou bande) enherbée à réduire le ruissellement des pesticides issu d'une parcelle agricole en amont, en favorisant l'infiltration dans le sol végétalisé a été démontrée dans de nombreux travaux (Carluer *et al.*, 2019). En revanche, l'évaluation du devenir des produits infiltrés est rarement réalisé. En particulier, le contrôle de la contamination possible d'une nappe superficielle sous-jacente est relativement difficile à mettre en œuvre, car il nécessite une stratégie de prélèvement adaptée qui ne perturbe pas les écoulements souterrains. En ce sens, l'utilisation des TSP de petite taille a paru tout à fait indiquée, étant peu intrusive et ne nécessitant pas de prélèvement d'eau. Une expérimentation de simulation de ruissellement d'eau contaminée avec trois pesticides aux propriétés physico-chimiques différentes (isoproturon, diméthomorphe et tébuconazole) a été réalisée sur une bande enherbée implantée sur un sol sablo-limoneux sur arènes granitiques marquée par la présence d'une nappe superficielle, dans le Beaujolais (Site Atelier Ardières Morcille, Rhône). Des TSP ont été installées chaque semaine dans plusieurs piézomètres à l'aval immédiat de la zone tampon étudiée (Liger *et al.*, 2015). Pour illustrer la capacité des TSP à intégrer des fluctuations de contamination en pesticides dans les eaux souterraines, nous présentons ici les résultats issus de deux piézomètres installés côte à côte et permettant d'attendre la nappe soit en surface (1,2 m sous la surface du sol), soit plus en profondeur (2,6 m sous la surface du sol).

Les analyses réalisées sur les TSP déployées pendant trois semaines consécutives montrent d'une part, la présence

dans la nappe des trois pesticides étudiés avec une diminution des quantités accumulées au cours du temps dans un même piézomètre (suivi temporel), et d'autre part, des gradients de contamination entre les piézomètres (suivi spatial) (figure 2). Cette approche comparative ne nécessite pas de calibration préalable des outils pour les pesticides recherchés et permet aisément d'identifier un gradient de contamination vertical au sein de la nappe. La stratégie mise en place simplifie les études dont l'objectif est de mettre en évidence les transferts latéraux et verticaux de contaminants dans les eaux souterraines.

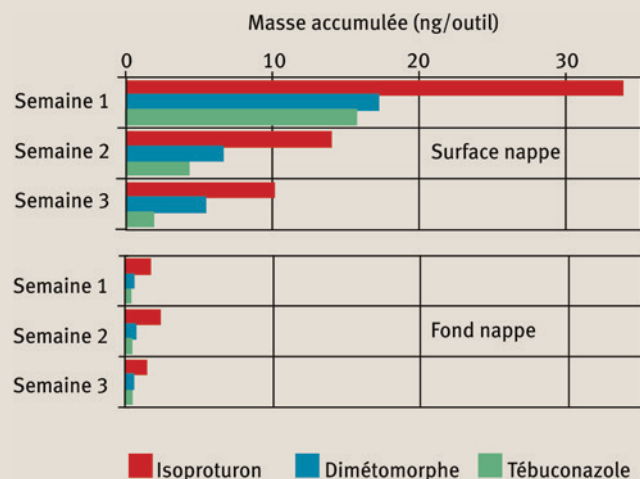
Réaliser un diagnostic des performances d'une zone tampon humide artificielle (ZTHA)

Les zones tampons humides artificielles (ZTHA) sont des bassins de rétention, de profondeur et de hauteur d'eau variables, végétalisés ou pas, qui peuvent réduire la contamination diffuse des eaux de surface par les pesticides (Letournel *et al.*, 2021). Le Syndicat mixte Veyle Vivante a récemment reconverti un ancien lagunage d'assainissement en ZTHA végétalisée sur la commune de Saint Nizier le Désert (Ain, France) pour atténuer le transfert des pesticides vers la rivière. La lagune, d'une surface d'environ 3 000 m², est installée en dérivation partielle d'un fossé qui collecte les eaux d'un petit bassin versant agricole – (110 ha) ; ces eaux proviennent du ruissellement et du drainage de parcelles cultivées (majoritairement maïs grain et ensilage, autres céréales, fourrage, soja, colza, et prairies permanentes), mais également du ruissellement sur des espaces non agricoles, et d'une sortie de station d'épuration des eaux (commune de Saint-Nizier). La configuration en méandres de la ZTHA (figure 3) permet de ralentir les écoulements d'eau dans la zone, d'augmenter les temps de transfert et de contact entre les contaminants et la végétation présente, et ainsi de favoriser potentiellement les processus d'adsorption et/ou de dégradation des contaminants organiques.

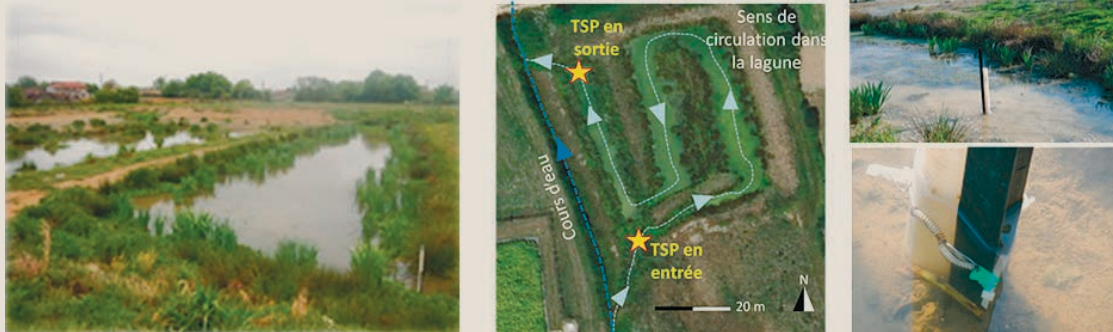
Pour évaluer l'efficacité de ce système à réduire les concentrations en pesticides, des TSP ont été déployées au printemps 2017 hebdomadairement durant treize semaines consécutives en entrée et sortie de la ZTHA. Les TSP ont été stockées à -18 °C entre leur récupération sur le terrain et leur analyse. Douze TSP ont été sélectionnées et analysées à la fin du suivi : elles correspondent à six semaines d'exposition permettant de rendre compte de l'alternance de périodes de basses et hautes eaux dans la ZTHA. Une approche quantitative a permis de déterminer les concentrations moyennes hebdomadaires en chaque pesticide détecté pendant les six semaines choisies.

Parmi les dix pesticides quantifiés dans les eaux grâce aux TSP, une diminution des concentrations supérieure à 50 % est mise en évidence entre l'entrée et la sortie de la lagune pour l'imidaclopride et la simazine. Ces molécules, respectivement d'usage principal non agricole suspecté sur ce site (usage vétérinaire) ou interdit au moment du suivi, sont celles qui avaient les plus fortes concentrations en entrée (jusqu'à 0,30 µg/L pour l'imidaclopride et 0,13 µg/L pour la simazine). Les pesticides utilisés pour les cultures sont également observés en très faibles concentrations. Un printemps peu pluvieux en 2017 pendant le suivi peut expliquer la faible

2 Comparaison des quantités de trois pesticides (isoproturon, diméthomorphe et tébuconazole) accumulées au cours du temps sur des tiges silicone polaires (TSP) placées dans des piézomètres en surface et en profondeur de la nappe.



3 Photo de la ZTHA (Saint Nizier le Désert, 01), schéma de circulation de l'eau sur une vue aérienne, et déploiement des tiges silicone polaires (TSP) dans l'eau en entrée de la lagune.



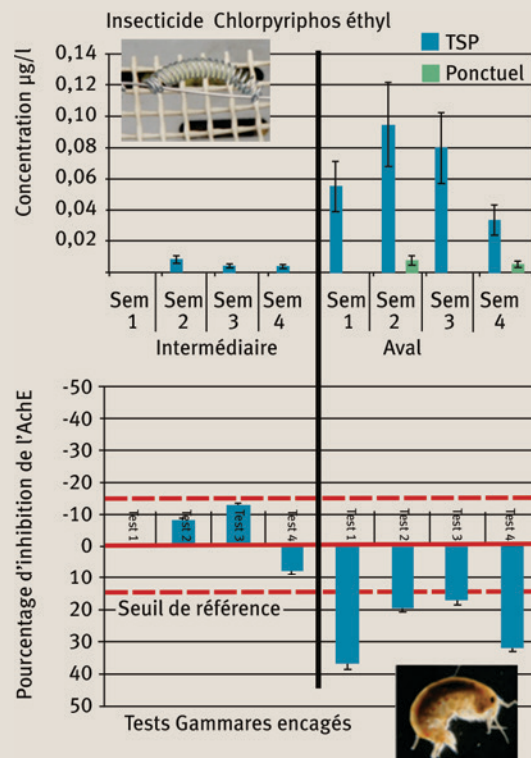
détection des substances d'usages strictement agricoles qui sont principalement transférées des parcelles au cours d'eau par temps de pluie. Aucune variation de la contamination entre l'entrée et la sortie de la lagune n'est observée pour cinq d'entre elles (carbendazime, atrazine, azoxystrobine, diflufenicanil et diuron) dont les concentrations sont inférieures à 0,05 µg/L. Pour les trois derniers pesticides présents également à l'état de traces (boscalide, métolachlore et tébuconazole), les concentrations augmentent légèrement (entre 0,002 et 0,01 µg/L de hausse) en sortie de la lagune, ce qui laisse supposer un possible léger relargage de ces substances pendant la période de suivi.

En complément, une analyse ciblée élargie (*screening* sur plus de 500 molécules) a été réalisée sur les extraits organiques de deux TSP déployées en entrée et sortie de la lagune au cours d'une même semaine en période de hautes eaux. Cette approche qualitative sur une plus large gamme de contaminants organiques recherchés a permis de mettre en évidence la présence d'autres substances d'origine non agricole, comme des produits pharmaceutiques (acide niflumique, carbamazépine, diclofénac, oxazépam), probablement en lien avec le déversement des eaux de sortie de la station d'épuration des eaux usées domestiques juste en amont de la lagune. Dans cet exemple d'application, le déploiement *in situ* des TSP a permis de faciliter l'évaluation du fonctionnement d'une ZTHA grâce au caractère intégratif de cet échantillonneur passif qui limite le nombre d'échantillons à prélever et à analyser pour obtenir une bonne représentativité temporelle. La stratégie de sélection *a posteriori* d'échantillons correspondant aux semaines les plus pertinentes à étudier au regard de l'hydrodynamique du système est un autre avantage offert par les TSP. En complément, la méthodologie expérimentale mise en œuvre s'appuie sur deux étapes complémentaires : une approche quantitative pour évaluer l'efficacité de l'aménagement, applicable pour les pesticides pour lesquels nous disposons des données de calibration, et une approche qualitative pour rechercher la présence d'un plus grand nombre de contaminants. Suite à ce diagnostic, des travaux d'amélioration de la ZTHA ont été engagés par le Syndicat mixte Veyle Vivante pour renforcer son efficacité.

Faire le lien entre l'exposition aux pesticides et les impacts observés dans un cours d'eau

En lien avec le Syndicat mixte des rivières du Beaujolais et la Chambre d'agriculture du Rhône, le déploiement conjoint des échantillonneurs intégratifs TSP et des outils biologiques (gammarens engagés) a été réalisé sur des mêmes périodes d'exposition d'une semaine, pour évaluer l'impact de la présence de pesticides sur la qualité des cours d'eau (Le Dréau *et al.*, 2015). Les gammarens

4 Lien entre la présence de l'insecticide chlorpyrifos dans l'eau mise en évidence par les tiges silicone polaires (TSP), et l'impact neurotoxique mesuré sur des gammarens engagés au cours des quatre semaines d'étude.



► sont des crustacés d'eau douce sensibles à de nombreux contaminants. Ce modèle biologique est développé par le laboratoire d'écotoxicologie d'INRAE Lyon-Villeurbanne dans le cadre d'approches de biosurveillance active. La mesure de marqueurs de toxicité globale ou spécifique comme l'activité de l'acétylcholine-estérase (AChE) inhibée par la présence de certains insecticides, permet ainsi de renseigner sur les effets toxiques des substances présentes dans l'eau sur les organismes aquatiques. La figure 4 montre, pour deux sites d'études (intermédiaire et aval) sur la rivière Ardières dans le Beaujolais (Rhône), l'évolution sur quatre semaines des concentrations en insecticide chlorpyrifos mesurées par TSP et dans un échantillon d'eau ponctuel prélevé durant la période d'exposition de l'échantillonneur passif au regard des mesures d'inhibition de l'AChE sur le gammare.

Cet exemple illustre l'intérêt des TSP, par rapport aux prélèvements ponctuels d'eau, à fournir une donnée plus représentative de l'exposition des gammars en captant des pics fugaces d'insecticides présents à l'état de traces, donc difficilement quantifiables, mais incriminés pour les effets de toxicité observés. Il a permis ainsi de montrer la cohérence et la complémentarité des mesures chimiques et biologiques.

Synthèse et perspectives

Le nouvel échantillonneur passif (tige silicone polaire, TSP) développé à INRAE avec le soutien de ses partenaires est adapté à l'échantillonnage des pesticides et d'autres contaminants organiques à l'état de traces dans les eaux de bassins versants d'usage mixte soumis à des contaminations d'origines diffuses. Les études réalisées à date ont montré que la TSP permet d'acquérir et d'interpréter des données sur la contamination en pesticides dans des petits bassins versants agricoles selon trois approches complémentaires (qualitatif, comparatif, quantitatif), ce qui permet d'adapter les protocoles selon les objectifs de diagnostic et les besoins des opérationnels.

Les principaux atouts de la TSP sont en effet :

- une utilisation simple et flexible compte tenu de sa petite taille, qui permet de les déployer en grand nombre selon les besoins dans différents milieux aquatiques (eaux de surface ou souterraines) sans perturber les écoulements ;

- des protocoles de transport et de conservation facilités grâce à ses petites dimensions (2 cm de long) ;
- un contact direct entre la phase adsorbante de l'outil et l'eau (i.e. pas de membrane) pour augmenter la réactivité de la TSP à capter des variations de concentrations rapides, comme c'est souvent le cas dans les petits bassins versants en période de crues, par exemple, avec des transferts fugaces de pesticides ;
- la capacité du matériau composite constituant les TSP à accumuler des contaminants organiques aux propriétés physico-chimiques diversifiées. La possibilité d'accumulation d'autres substances organiques que les pesticides (comme des composés pharmaceutiques ou vétérinaires) permet d'envisager l'utilisation des TSP pour, par exemple, identifier diverses sources de contaminations dans les milieux aquatiques ;
- enfin, les extraits de TSP sont compatibles avec une analyse non-ciblée par chromatographie couplée à la spectrométrie de masse haute résolution (Guibal *et al.*, 2015 ; Merel *et al.*, p. 110-113 dans ce même numéro) pour élargir la détection et l'identification de nouvelles substances présentes dans les milieux aquatiques, ainsi qu'aux produits de transformation de ces substances. ■

Les auteurs

Christelle MARGOUM, Alexis MARTIN,
Matthieu LE DRÉAU, Céline GUILLEMAIN,
Véronique GOUY et Marina COQUERY

INRAE, UR RiverLy,
5 rue de la Doua, CS 20244, F-69625 Villeurbanne,
France.

- ✉ christelle.margoum@inrae.fr
- ✉ celine.guillemain@inrae.fr
- ✉ veronique.gouy@inrae.fr
- ✉ marina.coquery@inrae.fr

Remerciements

Les auteurs remercient l'Office français de la biodiversité, AQUAREF, le programme Ecophyto, l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée & Corse, le Syndicat mixte Veyle vivante et le Laboratoire d'écotoxicologie d'INRAE Lyon-Villeurbanne pour le soutien financier, logistique ou pour la participation dans les diverses études présentées.

POUR ALLER PLUS LOIN...

📖 ALVAREZ, D.A., PETTY, J.D., HUCKINS, J.N., JONES LEPP, T.L., GETTING, D.T., GODDARD, J., MANAHAN, S.E., 2004, Development of a passive, in situ, integrative sampler for hydrophilic organic contaminants in aquatic environments, *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, vol. 23, n° 7, p. 1640-1648, 🌐 <https://doi.org/10.1897/03-603>

📖 HUCKINS, J.N., PETTY, J.D., BOOIJ, K., 2006, *Monitors of Organic Chemicals in the Environment*, Springer, New York.

📖 MAZZELLA, N., COQUERY, M., MIEGE, C., BERHO, C., GHESTEM, J.-P., TOGOLA, A., GONZALEZ, J.-L., TOXIER, C., LARDY-FONTAN, S., 2011, *Applicabilité des échantillonneurs passifs dans le cadre de la DCE*, 80 p., 🌐 <https://www.aquaref.fr/applicabilite-echantillonneurs-passifs-cadre-dce>

📖 VRANA, B., MILLS, G.A., ALLAN, I.J., DOMINIAC, E., SVENSSON, K., KNUTSSON, J., MORRISON, G., GREENWOOD, R., 2005, Passive sampling techniques for monitoring pollutants in water, *Trac Trends in Analytical Chemistry*, n° 24, p. 845-868, 🌐 <https://doi.org/10.1016/j.trac.2005.06.006>

📖 ZABR, 2021, Fiches outils opérationnels : Les échantillonneurs intégratifs passifs comme outils de diagnostic des contaminations par les micropolluants, 🌐 <https://www.zabr.assograie.org/boite-a-outils/>

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ▣ AUBERTOT, J.N., BARBIER, J-M., CARPENTIER, A., GRIL, J-J., GUICHARD, L., LUCAS, P., SAVARY, S., SAVINI, I., VOLTZ, M., 2005, *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux*, Expertise scientifique collective, Synthèse du rapport, INRA et Cemagref (France), 68 p., <https://hal.inrae.fr/hal-02587721>
- ▣ CARLUER, N., GOUY, V., LIGER, L., 2019, Intérêt des zones tampons pour limiter les transferts hydriques de produits phytosanitaires : quelle transposition possible des connaissances pour les haies et les haies sur talus ?, *Revue Sciences Eaux & Territoires*, Ressources en eau, ressources bocagères, n° 30, p. 66-71, <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2019.4.13>
- ▣ GUIBAL, R., LISSALDE, S., CHARRIAU, A., POULIER, G., MAZZELLA, N., GUIBAUD, G., 2015, Coupling passive sampling and time of flight mass spectrometry for a better estimation of polar pesticide freshwater contamination: Simultaneous target quantification and screening analysis, *Journal of Chromatography A*, n° 1387. p.75-85, <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2015.02.014>
- ▣ LE DREAU, M., CHAUMOT, A., FOULQUIER, A., BIRANÇOIS, A., GEFFARD, O., MARGOUM, C., PESCE, S., MARTIN, C., MAZZELLA, N., GOUY, V., 2015, Outils intégratifs pour évaluer l'impact des pratiques phytosanitaires sur les cours d'eau, *Innovations Agronomiques*, n° 46, p. 51-61, <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01338198>
- ▣ LETOURNEL, G., CHAUMONT, C., LEBRUN, J.-D., BIRMANT, F., TOURNEBIZE, J., 2021, Qualité de l'eau et écotoxicologie des zones tampons humides artificielles de Rampillon (Seine-et-Marne), *Revue Sciences Eaux & Territoires*, Le projet Brie'Eau : vers une nouvelle construction de paysage agricole et écologique sur le territoire de la Brie, cahier spécial n° V, p. 4-11, <https://doi.org/10.14758/set-revue.2021.cs5.02>
- ▣ LIGER, L., MARTIN, A., GUILLEMAIN, C., MARGOUM, C., LAFRANCE, P., GOUY, V., 2015, Devenir des pesticides infiltrés au sein d'une bande enherbée : potentiel de contamination d'une nappe superficielle sous-jacente., in: *GFP (Ed.), 45^e congrès du Groupe Français des Pesticides*, 27-29 mai 2015, Versailles, France.
- ▣ MARGOUM, C., GUILLEMAIN, C., YANG, X., COQUERY, M., 2013, Stir bar sorptive extraction coupled to liquid chromatography-tandem mass spectrometry for the determination of pesticides in water samples: Method validation and measurement uncertainty, *Talanta*, n° 116, p. 1-7, <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00838263>
- ▣ MARTIN, A., 2016, *Développement de matériaux innovants à base d'élastomère de silicone pour l'échantillonnage passif de pesticides dans les eaux de surface et de subsurface*; PhD Thesis, Université Claude Bernard Lyon I., 334 p., <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01598873>
- ▣ MARTIN, A., MARGOUM, C., COQUERY, M., RANDON, J., 2016, Combination of sorption properties of polydimethylsiloxane and solid-phase extraction sorbents in a single composite material for the passive sampling of polar and apolar pesticides in water, *Journal of Separation Science*, n° 39, p. 3990-3997, <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01399907>
- ▣ MATHON, B., DABRIN, A., ALLAN, I., LARDY-FONTAN, S., TOGOLA, A., GHESTEM, J-P., TIXIER, C., GONZALES, J-L. ALASONATI, E., FERREOL, M., DHERRET, L., YARI, A., RICHARD, L., MOREIRA, A., EON, M., DELEST, B., POLLONO, C., MUNSCHY, C., NOEL-CHERY, E., EL MOSSAOUI, M., Staub, P-F, MAZZELLA, N., MIEGE, C., 2021, Les échantillonneurs intégratifs passifs, des outils pertinents pour améliorer la surveillance réglementaire de la qualité chimique des milieux aquatiques ?, *Techniques, Sciences, Méthodes*, n° 6, p. 57-71, <https://doi.org/10.36904/tsm/202106057>
- ▣ TAGHAVI, L., PROBST, J.-L., MERLINA, G., MARCHAND, A.-L., DURBE, G. PROBST, A., 2010, Flood event impact on pesticide transfer in a small agricultural catchment (Montousse at Aurade, south west France), *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 90, n° 3-6, p. 390-405, <https://doi.org/10.1080/03067310903195045>
- Dans ce même numéro :**
- ▣ MEREL, S., MARGOUM, C., ROCCO, K., COQUERY, M., MIEGE, C., 2021, Intérêt pour la DCE de l'analyse chimique non-ciblée de micropolluants organiques dans les milieux aquatiques, *Revue Sciences Eaux & Territoires*, n° 37, p. 110-113.

Focus

Surveillance de la contamination chimique des sédiments dans les cours d'eau : pertinence de l'échantillonnage intégratif des matières en suspension

Plusieurs études ont montré que l'utilisation des matières en suspension était plus pertinente que celle du sédiment pour évaluer la contamination chimique de la matrice sédimentaire. Dans cette note, les auteurs préconisent l'utilisation de pièges à particules car ils permettent de récupérer une quantité importante de matières en suspension nécessaire aux différentes analyses chimiques et d'intégrer la dynamique de la contamination sur la période de déploiement.

Évaluation des tendances de contamination dans les sédiments

La directive cadre européenne sur l'eau (DCE 2000/60/CE) exige que les États membres surveillent les substances chimiques pour la définition de l'état chimique et de l'état écologique des eaux continentales au niveau des différentes masses d'eau ainsi que leur évolution au cours du temps. La surveillance des sédiments pour l'évaluation de la qualité des masses d'eau est abordée dans la directive fille NQE 2008/105/CE, stipulant de procéder à l'analyse tendancielle à long terme des concentrations des substances prioritaires hydrophobes. Or, l'étape d'échantillonnage des sédiments de surface peut être une source de variabilité, en raison de la nature des sédiments (granulométrie, minéralogie, concentration en carbone organique particulaire [COP]) qui module les concentrations des substances hydrophobes, en raison de leur plus grande affinité pour les particules fines et/ou la matière organique. De plus, en raison de l'alternance de séquences de dépôt et d'érosion en lien direct avec l'évolution des conditions hydrologiques de la rivière, la représentativité temporelle d'un sédiment de surface échantillonné à un instant donné est discutable.

Les matières en suspension : une alternative aux sédiments de surface

Plusieurs études (Schulze *et al.*, 2007 ; Lepom *et al.*, 2009 ; Schubert *et al.*, 2012 ; Yari *et al.*, 2019) ont montré que l'utilisation des matières en suspension (MES) était plus pertinente que celle du sédiment pour évaluer la contamination chimique de la matrice sédimentaire. En effet, l'échantillonnage des MES permet :

- de s'affranchir de l'hétérogénéité de la granulométrie et donc des concentrations en contaminants des sédiments de surface prélevés au cours du temps (figure 1), puisque seules les particules en suspension et donc les plus fines sont échantillonnées ;
- de connaître précisément la date de l'échantillon prélevé ;
- d'améliorer les fréquences de quantification.

Pour prélever les MES, plusieurs méthodes d'échantillonnage sont utilisées : l'échantillonnage manuel ou par préleveur automatique d'un volume d'eau suivi d'une filtration, la centrifugation en continu alimentée par pompage dans le cours d'eau, ou l'utilisation d'un piège à particules immergé *in situ* ou alimenté par pompage pour collecter les MES au cours du temps de déploiement.

Le piège à particules : un échantillonnage intégratif des matières en suspension

Dans un cours d'eau hors épisodes de crue, les concentrations en MES sont généralement inférieures à ~100 mg/L. Pour obtenir une quantité suffisante de MES pour l'analyse des différentes substances ciblées (> 2 g de poids sec), l'échantillonnage manuel nécessite de prélever de grands volumes d'eau. L'utilisation d'une centrifugeuse en continu peut nécessiter plusieurs heures de pompage/centrifugation pour un seul échantillon de MES, et demande un investissement important et une certaine technicité, ce qui ne facilite pas son utilisation pour un déploiement à large échelle dans le cadre d'un réseau de surveillance. Ainsi, les pièges à particules représentent une alternative intéressante pour le prélèvement des MES. Comparable à une grosse boîte en acier inoxydable (figure 2), avec trois orifices sur chacune de deux faces pour permettre à l'eau de circuler, deux lames perpendiculaires à l'intérieur du piège permettent de casser la vitesse et de faire décanter les particules dans le piège. Ces outils, peu chers (< 1 000 euros), permettent d'obtenir un échantillon intégratif sur la période échantillonnée (une semaine à un mois, typiquement), sont faciles d'utilisation et peuvent être déployés à une très large échelle. Ces systèmes sont ainsi utilisés dans le cadre de réseaux d'observations comme le *German Environmental Specimen Bank* (GESB, depuis 1995 en Allemagne ; Schulze *et al.*, 2007) et l'Observatoire des sédiments du Rhône¹ (OSR, depuis 2011, France ; Mason *et al.*, 2018).

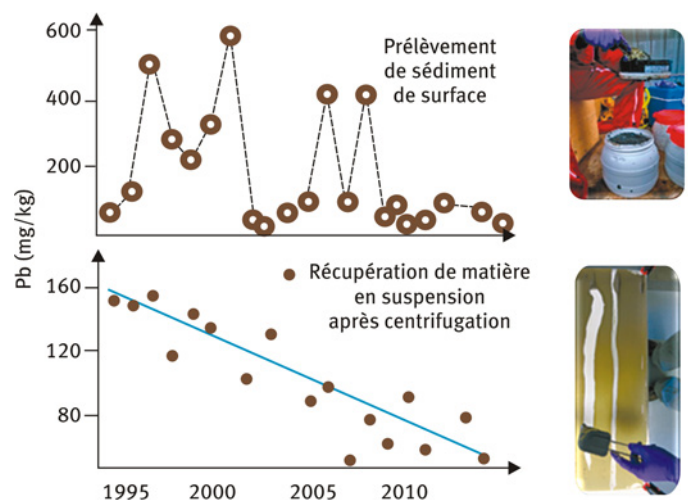
Représentativité des MES échantillonnées avec un piège à particules

Alors que la représentativité des MES collectées par pompage/centrifugation en continu a déjà été documentée, celle des MES collectées par piège à particules soulève toujours des questions. En effet, les pièges à particules peuvent induire un biais lors de l'échantillonnage, qui se traduit en général par une augmentation de la granulométrie (sous-estimation des particules les plus fines). Ce biais peut modifier *a priori* les concentrations des substances hydrophobes, en raison de leur forte affinité pour les particules fines et/ou la matière organique. Dans le cadre de l'OSR, une comparaison sur le long terme des MES prélevées par piège à particules et par centrifugation (référence) à la station de Jons sur le Haut-Rhône a permis de démontrer que :

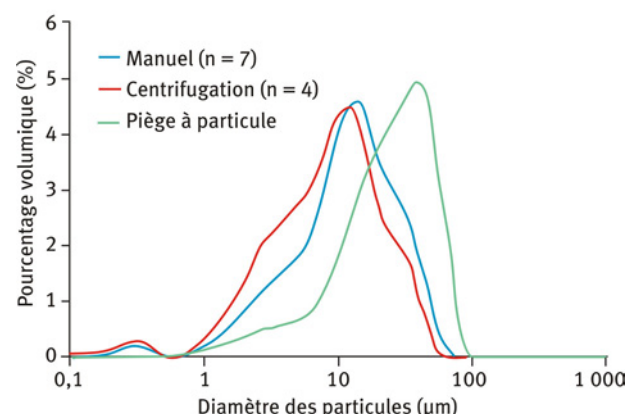
- toutes les classes de taille des MES présentes dans les échantillons de référence sont bien capturées par le piège mais la proportion des particules fines (< 10 µm) diminue et la proportion des particules les plus grossières (> 20 µm) augmente (figure 2) ;
- ce biais granulométrique observé est fortement dépendant du débit de la rivière et donc de la vitesse de courant. Plus le débit de la rivière augmente, plus la proportion des particules fines des échantillons de piège est faible (et inversement pour la proportion des particules grossières) par rapport à celle observée dans l'échantillon de référence ;

- ce biais granulométrique ne semble pas affecter significativement les concentrations en COP ni celles en mercure (figure 3) ou en PCB (polychlorobiphényles), puisque ces concentrations sont similaires quelles que soient les méthodes de prélèvement de MES ;
- toutefois, il convient de ne pas généraliser ces résultats pour les contaminants puisque ces travaux ont été menés à l'échelle d'une seule et même station, représentative d'un fleuve, avec ses propres caractéristiques hydrologiques/physiques et pour des MES représentatives de la lithologie du bassin versant drainé.

1 Concentrations en plomb (Pb en mg/kg) dans les sédiments de surface et dans les matières en suspension (MES) de la Moselle à la station de Sierck sur la période 1993-2014 et issues des données du réseau de surveillance de l'Agence de l'eau Rhin Meuse (modifié, d'après Yari *et al.*, 2019).

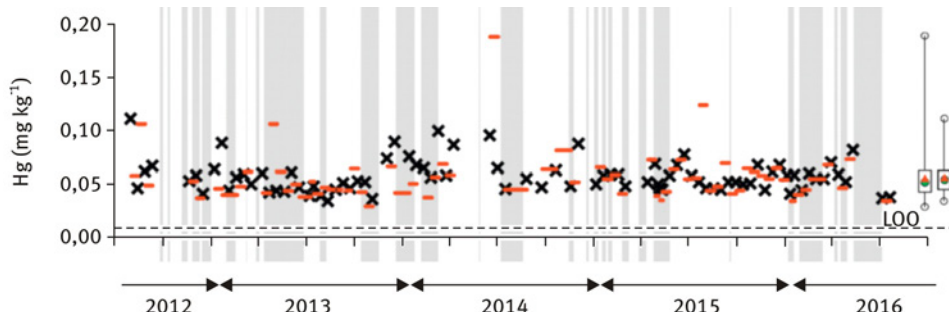


2 Photos du piège à particules lors de son déploiement/retrait et distribution granulométrique d'un échantillon de matière en suspension collecté par piège à particules, par pompage/centrifugation et par prélèvement manuel (d'après Dabrin *et al.*, 2019).



1. <http://www.graie.org/osr/spip.php?rubrique59>

③ Concentrations en mercure (Hg) dans les matières en suspension collectées à la station de Jons (Rhône) entre 2012 et 2016 par piège à particules (traits rouges) et centrifugation (croix noires). Les boîtes à moustaches pour le piège à particule (à gauche) et pour la centrifugation (à droite) représentent les concentrations minimum et maximum (cercle noirs), les 1^o et 3^o quartiles (boîtes), la moyenne (triangle rouge) et la médiane (cercle vert) des concentrations (d'après Masson *et al.*, 2018).



Recommandations et perspectives

L'utilisation du piège à particules représente une alternative intéressante aux prélèvements de sédiments de surface (fraction < 2 mm) pour le suivi spatial et temporel de la contamination de la matrice sédimentaire. Le temps minimum de déploiement des pièges à particules est fixé en fonction des conditions hydrologiques du cours d'eau étudié et selon la masse de MES nécessaire pour réaliser les analyses de substances chimiques ciblées. Toutefois, pour s'affranchir de la mise en place de processus de transformation et/ou dégradation dans le piège, il convient de le déployer sur des périodes n'excédant pas un mois. Ce type d'outil de prélèvement est susceptible d'être retourné lors d'épisodes de crues, compromettant le piégeage correct des particules. De plus, s'il est mal positionné dans le cours d'eau, il peut induire un prélèvement de sédiments déposés (particules plus grossières) remis en suspension lors d'événements hydrologiques extrêmes. Ainsi, il convient de ne pas les exposer au courant principal du cours d'eau, à de trop fortes vitesses, mais de les déployer de préférence dans des zones abritées en berge. Il est important de déployer les pièges à particules dans le premier mètre de la colonne d'eau,

idéalement fixé à un ponton flottant pour suivre les changements de niveau de la rivière. C'est donc un outil idéal pour un déploiement dans les grands cours d'eau. L'utilisation de ce type de piège suggère d'être périodiquement vérifiée par comparaison avec des échantillons de MES prélevées ponctuellement par centrifugation ou de façon manuelle. Il convient également de systématiquement caractériser et bancariser la distribution granulométrique et les concentrations en COP de ces échantillons. Par la suite, l'applicabilité de ce type de piège à particules nécessite d'être testée dans les petits cours d'eau et/ou de le comparer à d'autres types de pièges. ■

Les auteurs

Aymeric DABRIN, Anice YARI, Matthieu MASSON,
Jérôme LE COZ et Marina COQUERY

INRAE, UR Riverly, 5 rue de la Doua, CS 20244,
F-69625 Villeurbanne, France.

✉ aymeric.dabrin@inrae.fr

✉ anice.yari@sorbonne-universite.fr

✉ matthieu.masson@inrae.fr

✉ jerome.lecoz@inrae.fr

✉ marina.coquery@inrae.fr

EN SAVOIR PLUS...

📄 DABRIN, A., MASSON, M., LE-BESCOND C., COQUERY, M., 2019, *Représentativité des matières en suspension échantillonnées par les pièges à particules dans les cours d'eau*, Rapport Aquaref 2018, 27 p.,
✉ https://www.aquaref.fr/system/files/Aquaref_G2b3-2018-Piege_particules_VF.pdf

📄 LEPOM, P., BROWN, B., HANKE, G., LOOS, R., QUEVAUVILLER, P., WOLLGAST, J., 2009, Needs for reliable analytical methods for monitoring chemical pollutants in surface water under the European Water Framework Directive, *J. Chromatogr.*, vol. 126, n°3, p. 302-315, ✉ <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2008.06.017>

📄 MASSON, M., ANGOT, H., LE BESCOND, C., LAUNAY, M., DABRIN, A., MIÈGE, C., LE COZ, J., COQUERY, M., 2018, Sampling of suspended particulate matter using particle traps in the Rhône River: Relevance and representativeness for the monitoring of contaminants, *Science of the Total Environment*, 637-638, p. 538-549, ✉ <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02015899>

📄 SCHUBERT, B., HEININGER, P., KELLER, M., RICKING, M., CLAUS, E., 2012, Monitoring of contaminants in suspended particulate matter as an alternative to sediments, *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, vol. 36, p. 58-70,
✉ <https://doi.org/10.1016/j.trac.2012.04.003>

📄 SCHULZE, T., RICKING, M., SCHROTER-KERMANI, C., KORNER, A., DENNER, H.D., WEINFURTNER, K., WINKLER, A., PEKDEGER, A., 2007, The German Environmental Specimen Bank - sampling, processing, and archiving sediment and suspended particulate matter, *Journal of Soils and Sediments*, n° 7, p. 361-367, ✉ <http://dx.doi.org/10.1065/jss2007.08.248>

📄 YARI, A., DABRIN, A., COQUERY, M., 2019, Méthodologie d'évaluation des tendances temporelles de contamination dans les sédiments et les matières en suspension des systèmes aquatiques continentaux, *Techniques Sciences Méthodes*, 114(6), p. 71-84., ✉ <https://doi.org/10.1051/tsm/201906071>



Prélèvement de matières en suspension pour la surveillance de la contamination chimique des sédiments dans le Rhône.

Focus

Intérêt pour la directive cadre européenne sur l'eau de l'analyse chimique non-ciblée de micropolluants organiques dans les milieux aquatiques

Dans cette note, les auteurs font le point sur une méthode d'exploration non-ciblée permettant de détecter de nouveaux micropolluants organiques et les éventuels produits de transformation des substances rejetées dans les milieux aquatiques. L'analyse exhaustive et sans a priori d'échantillons collectés dans les milieux aquatiques (eaux, sédiment et biote) par cette approche en fait un outil complémentaire à l'analyse ciblée et précieux pour la surveillance dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau.

Vers une surveillance chimique des eaux par analyse non-ciblée

Adoptée en 2000, la directive cadre sur l'eau (DCE) introduisait l'objectif de bon état écologique et de bon état chimique pour les masses d'eau de surface. En pratique, cela consiste à œuvrer pour obtenir une diminution de la pollution des eaux à travers le suivi de substances ou micropolluants (quarante-cinq aujourd'hui selon la directive 2013/39/EU) considérés comme prioritaires en raison de leur toxicité et de leur concentration dans les milieux aquatiques. Pour les micropolluants organiques, la spectrométrie de masse selon une approche dite « ciblée » est la technique analytique la plus utilisée en raison de sa grande robustesse, sensibilité et spécificité (Escher *et al.*, 2020). Cependant, cette approche ciblée permet de détecter uniquement des micropolluants organiques sélectionnés au préalable et pour lesquels un étalon analytique est disponible. Afin de réviser la liste de substances prioritaires pour considérer de nouveaux micropolluants organiques pertinents plus ou moins connus et ubiquistes, ainsi que les éventuels produits de transformation des substances rejetées dans les milieux aquatiques, une méthode d'exploration plus globale et sans a priori, dite non-ciblée, est nécessaire.

Principe de l'analyse non-ciblée

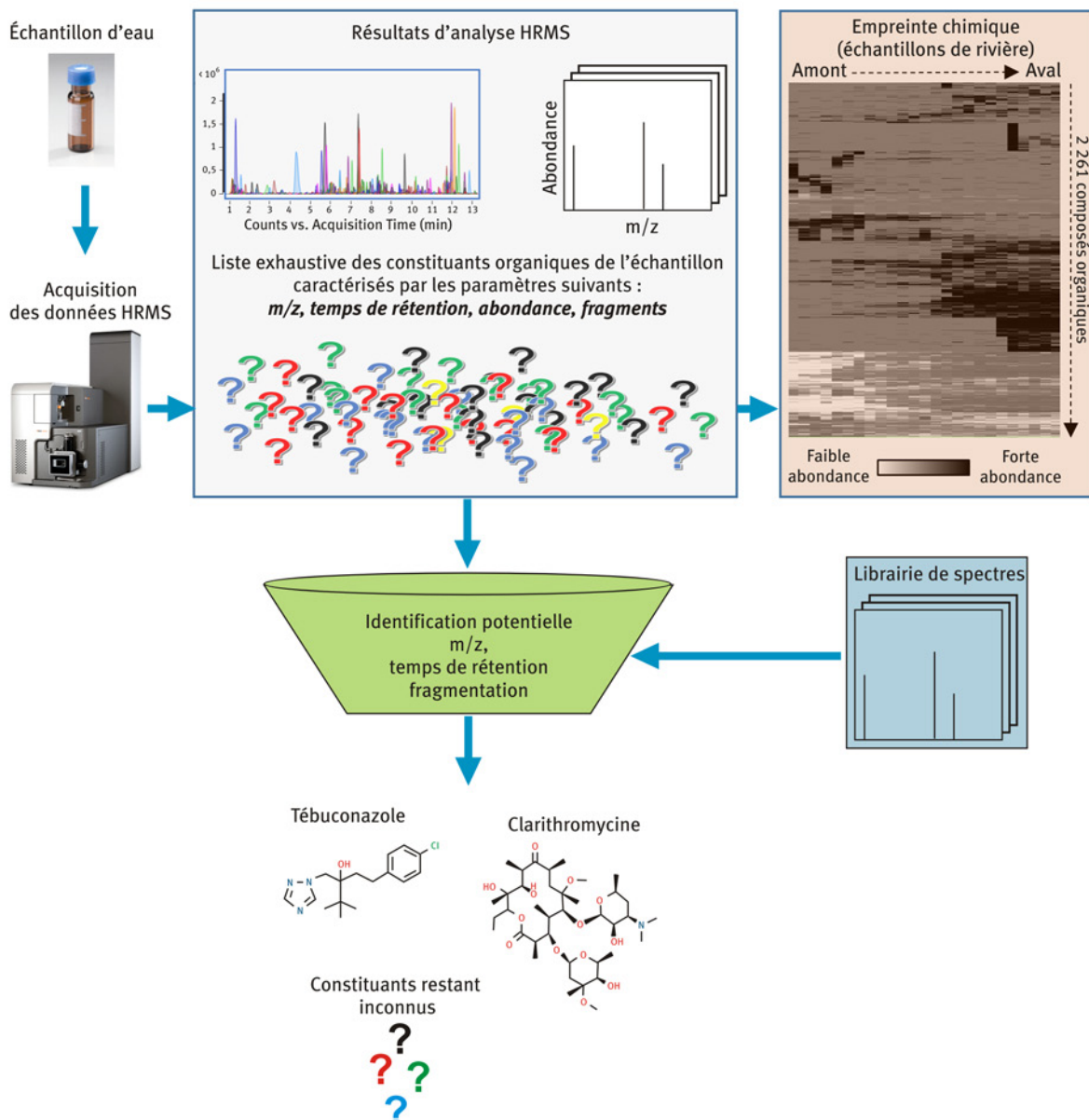
La chromatographie liquide ou gazeuse assure la séparation des micropolluants organiques présents dans un échantillon. En effet, selon ses propriétés physico-chimiques, chaque micropolluant traverse la colonne chromatographique en un temps spécifique appelé temps de rétention. Ensuite, la spectrométrie de masse assure l'ionisation et la détection des micropolluants selon leur rapport masse/charge communément désigné m/z . Tandis que l'analyse ciblée est généralement quantitative et fondée sur la spectrométrie de masse à basse résolution permettant uniquement la détection des m/z de micropolluants organiques présélectionnés, l'analyse non-ciblée est généralement qualitative et fondée sur l'utilisation de la spectrométrie de masse à haute résolution (HRMS) permettant la détection exhaustive des m/z sans a priori. De plus, la haute résolution en HRMS permet de discriminer des composés dont les masses sont très proches alors que ceux-ci seraient indiscernables par la spectrométrie de masse conventionnelle utilisée pour l'analyse ciblée. Le résultat d'une analyse non-ciblée en HRMS consiste donc en une liste des signaux détectés et caractérisés chacun par un rapport m/z , un temps de rétention et une intensité. Selon le type d'échantillon

analysé, le nombre des signaux détectés peut varier de plusieurs centaines à plusieurs dizaines de milliers. Pour obtenir davantage d'information, certains instruments utilisés en HRMS peuvent également fragmenter les micropolluants organiques en provoquant leur collision avec un gaz neutre afin d'enregistrer aussi les signaux des fragments. Cette information supplémentaire permet d'augmenter le niveau de confiance des résultats lors de l'identification des micropolluants (Schymanski *et al.*, 2014). En effet, la fragmentation d'un micropolluant complète l'information relative au rapport masse/charge et au temps de rétention car elle représente sa signature spécifique.

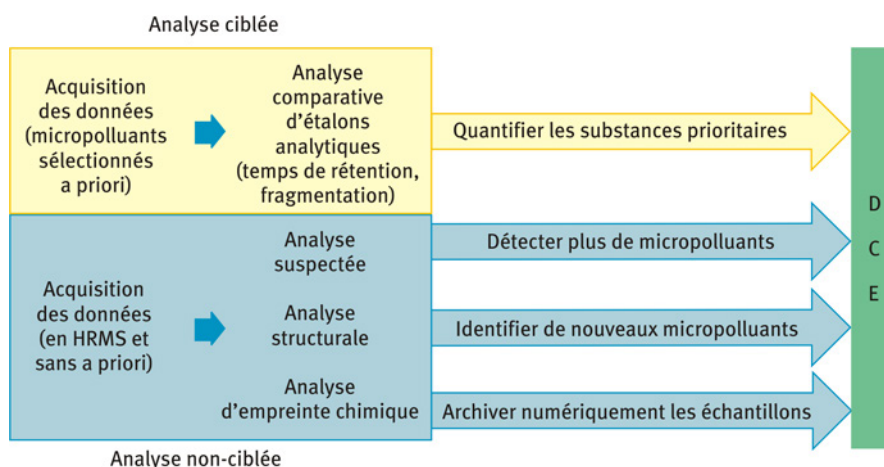
L'analyse non-ciblée en HRMS génère donc un volume de données très important dont le traitement nécessite une approche particulière selon l'objectif recherché

(Bergé *et al.*, 2018 ; Pourchet *et al.*, 2020 ; Soulier *et al.*, 2021 ; Tian *et al.*, 2020). D'une manière générale, trois stratégies sont employées. La première, et la plus fréquemment employée, dite « analyse suspectée », consiste à rechercher les micropolluants organiques tels que des résidus pharmaceutiques, des biocides ou des produits de transformation déjà parfaitement caractérisés dont la présence dans les eaux est plausible. Pour ce faire, les données acquises sont confrontées à des bibliothèques de spectres contenant les signatures spécifiques d'un certain nombre de micropolluants (figure 1). Ces bibliothèques de spectres sont commercialisées par les fournisseurs de spectromètres de masse à haute résolution ou développées par chaque utilisateur selon ses besoins. D'autres bibliothèques de spectres sont également disponibles en libre accès sur internet comme par

1 Représentation schématique simplifiée de l'analyse d'un échantillon d'eau par une approche non-ciblée, des données obtenues et de leur traitement (identification de micropolluants et génération d'empreinte chimique).



② Apport potentiel de l'analyse non-ciblée en complément de l'analyse ciblée pour la directive cadre européenne sur l'eau (DCE).



exemple MassBank (<https://massbank.eu/MassBank/>) ou mzCloud (<https://www.mzcloud.org>). La seconde stratégie, dite « analyse structurale », consiste à étudier en détails les signaux demeurant inconnus afin d'identifier les micropolluants organiques associés. Par exemple, grâce à la précision de la masse mesurée, la formule brute d'un micropolluant organique inconnu peut être déterminée. Ensuite, l'examen détaillé de la fragmentation de ce micropolluant peut conduire à la proposition d'une structure. Cette approche est fréquemment employée afin d'identifier de nouveaux produits de transformation d'un micropolluant connu (Tian *et al.*, 2020). La troisième stratégie, dite « analyse d'empreinte chimique », consiste à examiner les données acquises dans leur ensemble sans tenter d'identifier les micropolluants organiques associés (figure ①). Cette approche permet d'observer la variation de la composition de l'eau le long d'une rivière ou durant le traitement des eaux usées. L'application d'outils statistiques permet alors un examen approfondi des données. Une analyse cluster permet, par exemple, de grouper les micropolluants dont l'abondance relative évolue de manière similaire entre les différents échantillons comparés et d'aboutir à l'identification de nouveaux marqueurs de sources de contamination. L'utilisation et le développement de la HRMS pour des applications environnementales sont renforcés par les travaux de collectifs comme le réseau européen NORMAN (<https://www.norman-network.com>) auquel les chercheurs d'INRAE contribuent activement.

Intérêt de l'analyse non-ciblée pour la directive cadre européenne sur l'eau

L'analyse exhaustive et sans a priori des milieux aquatiques (eaux/sédiment/biote) par l'approche non-ciblée en fait un outil complémentaire à l'analyse ciblée et précieux pour la surveillance DCE (figure ②) car :

- le nombre de micropolluants organiques considérés passe de quelques dizaines lors d'une analyse ciblée à plusieurs milliers lors d'une analyse non-ciblée, sous réserve que les techniques de préparation d'échantillons

avant analyse soient adaptées. De plus, le coût analytique n'est pas affecté pour une telle recherche purement qualitative car, hormis quelques composés traceurs pour le dopage des échantillons, l'analyse suspectée permet de s'affranchir de l'acquisition d'étalons analytiques très coûteux. Cependant, le temps lié au retraitement des données en analyse non-ciblée peut augmenter de manière très significative en fonction de la robustesse du protocole ou « workflow » utilisé. En ce sens, le retour d'expérience de douze laboratoires français membres du GT NTS permet de clarifier les pratiques et les précautions à considérer lors de la réalisation d'analyses non-ciblées pour la recherche de composés suspects dans les échantillons environnementaux (Soulier *et al.*, 2021). D'une manière générale, la surveillance d'un nombre de micropolluants organiques grandement élargi dans les eaux de surface et dans les rejets contribuera à la mise à jour des substances prioritaires pour la DCE ;

- chaque micropolluant observé peut donner lieu (en fonction de sa fréquence de détection, sa concentration et sa toxicité) à la recherche de ses éventuels produits de transformation qui demeurent généralement méconnus et négligés mais sont parfois tout aussi actifs que la molécule mère (Kern *et al.*, 2009) ;
- l'empreinte chimique de chaque échantillon est enregistrée et archivée. L'analyse non-ciblée permet donc de créer une large « banque d'échantillons virtuelle » disponible ultérieurement pour une analyse rétrospective, par exemple grâce à l'utilisation de bibliothèques de spectres de micropolluants (<https://www.norman-network.com/nds/>). ■

Les auteurs

Sylvain MEREL, Christelle MARGOUM,
Kevin ROCCO, Marina COQUERY
et Cécile MIÈGE
INRAE, UR RiverLy, 5 rue de la Doua, CS 20244,
F-69625 Villeurbanne, France.
✉ sylvain.merel@inrae.fr
✉ christelle.margoum@inrae.fr
✉ kevin.rocco@inrae.fr
✉ marina.coquery@inrae.fr
✉ cecile.miege@inrae.fr



EN SAVOIR PLUS...

- **BERGÉ, A., BULETÉ, A., FILDIER, A., GASPERI, J., MAILLER, R., ROCHER, V., VULLIET, E.**, 2018, La spectrométrie de masse haute résolution : un outil innovant de caractérisation des ouvrages d'assainissement, *Techniques - Sciences - Méthodes*, n° 113, p. 51-66.
- **ESCHER, B.I., STAPLETON, H.M., SCHYMANSKI, E.L.**, 2020, Tracking complex mixtures of chemicals in our changing environment, *Science*, vol. 367, p. 388-392, <https://doi.org/10.1126/science.aay6636>
- **KERN, S., FENNER, K., SINGER, H.P., SCHWARZENBACH, R.P., HOLLENDER, J.**, 2009, Identification of transformation products of organic contaminants in natural waters by computer-aided prediction and high-resolution mass spectrometry, *Environmental Science & Technology*, vol. 43, p. 7039-7046, <https://doi.org/10.1021/es901979>
- **POURCHET, M., DEBRAUWER, L., KLANOVA, J., PRICE, E.J., COVACI, A., CABALLERO-CASERO, N., OBERACHER, H., LAMOREE, M., DAMONT, A., FENAILLE, F., VLAANDEREN, J., MEIJER, J., KRAUSS, M., SARIGIANNIS, D., BAROUKI, R., LE BIZEC, B., ANTIGNAC, J.-P.**, 2020, Suspect and non-targeted screening of chemicals of emerging concern for human biomonitoring, environmental health studies and support to risk assessment: From promises to challenges and harmonisation issues, *Environment International*, vol. 139, 105545, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105545>
- **SCHYMANSKI, E.L., JEON, J., GULDE, R., FENNER, K., RUFF, M., SINGER, H.P., HOLLENDER, J.**, 2014, Identifying small molecules via high resolution mass spectrometry: communicating confidence, *Environmental Science & Technology*, vol. 48, p. 2097-2098, <https://doi.org/10.1021/es5002105>
- **SOULIER, C., BOITEUX, V., CANDIDO, P., CAUPOS, A., CHACHIGNON, M., COUTURIER, G., DAUCHY, X., DEVIER, M.-H., ESPERANZA, M., FILDIER, A., GARDIA-PAREGE, C., GUIBAL, R., LE ROUX, J., LEROY, G., LESTREMAU, F., LISSALDE, S., NOYON, N., PIRAM, A., VULLIET, E., MARGOUM, C.**, 2021, La spectrométrie de masse haute résolution pour la recherche de micropolluants organiques dans l'environnement, *Techniques - Sciences - Méthodes*, n° 6, p. 43-54.
- **TIAN, Z., PETER, K.T., GIPE, A.D., ZHAO, H., HOU, F., WARK, D.A., KHANGAONKAR, T., KOLODZIEJ, E.P., JAMES, C.A.**, 2020, Suspect and nontarget screening for contaminants of emerging concern in an urban estuary, *Environmental Science & Technology*, vol. 54, p. 889-901, <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06126>

Quand la surveillance des plans d'eau prendra de la hauteur

Les outils du spatial, qui ne cessent de progresser, apparaissent aujourd'hui incontournables pour compléter efficacement et à moindre coût les programmes de surveillance des paramètres ciblés par la directive cadre sur l'eau. Plusieurs paramètres peuvent être suivis, comme la température de l'eau, la transparence, la concentration en chlorophylle-a ou le marnage. Cet article propose un aperçu des avancées françaises récentes pour caractériser ces paramètres, à partir de satellites d'intérêts au travers notamment des travaux conduits dans les centres d'expertise scientifique du Pôle national de données et services dédié aux surfaces continentales (THEIA).



évaluation de l'état écologique des plans d'eau, imposée par la directive cadre européenne sur l'eau (DCE), repose majoritairement sur les données acquises *in situ* par les États membres dans le cadre des réseaux de surveillance réglementaires. Les méthodes traditionnelles de surveillance, bien que déjà riches d'information, ne donnent néanmoins qu'une vision partielle dans le temps et dans l'espace des caractéristiques des milieux et des pressions qu'ils subissent. Ce manque d'information peut ainsi conduire à une évaluation erronée de l'état écologique (Soulignac *et al.*, 2016; encadré 1), avec un impact potentiel sur la robustesse des programmes de mesures et de gestion. Par ailleurs, en France, seuls les plans d'eau de plus de cinquante hectares sont concernés par la surveillance réglementaire. Intensifier la surveillance avec les méthodes actuelles étant peu envisageable financièrement, la télédétection satellitaire offre des potentialités remarquables (Papaathanasopoulou *et al.*, 2019) pour compléter les données

in situ à moindre coût et consolider ainsi l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau.

Aujourd'hui, les nouvelles générations de satellites dont les produits sont accessibles gratuitement, offrent un très bon compromis entre la précision géographique au sol (résolution spatiale) et la fréquence de revisite (résolution temporelle), adapté aux plans d'eau ciblés par la mise en application française de la DCE et au suivi de leurs dynamiques saisonnières. La sensibilité des capteurs embarqués par ces satellites (résolution radiométrique) et leur capacité à décrire les caractéristiques des cibles au sol (résolution spectrale) ont également progressé, bien que la plupart d'entre eux ne soient pas dédiés exclusivement à l'observation des eaux intérieures. Les satellites aux capteurs dédiés (exemple Sentinel-3 et MODIS à 300 et 250 m respectivement) restent quant à eux trop approximatifs spatialement pour cet exercice et les plus résolus spatialement présentent des performances radiométriques et spectrales limitées et un temps de revisite trop faible pour assurer une surveillance adéquate.

1 Caractéristiques des principaux satellites pour l'étude des plans d'eau DCE et paramètres potentiellement mesurables.

La résolution temporelle correspond au temps de revisite d'une même cible ; la résolution spatiale correspond à la taille du pixel ou de l'empreinte au sol ; la résolution spectrale correspond au nombre de bandes et à la plage de longueurs d'onde couverte.

Satellite	Couverture temporelle	Résolution temporelle moyenne	Résolution spatiale	Capteur	Type de capteur*	Résolution spectrale	Paramètre(s) mesurables(s)**
LANDSAT 4-7	1982-présent	16 jours	30-120 m	TM /ETM+	Optique & IRT	8 bandes 0,45-2,35 µm	chl _a , mes, ds, temp
LANDSAT 8	2013-présent	16 jours	30-100 m	OLI & TIRS	Optique & IRT	11 bandes 0,43-12,51 µm	chl _a , mes, ds, temp
SENTINEL-2	2015-présent	5 jours	10-60 m	MSI	Optique	13 bandes 0,43-2,29 µm	chl _a , mes, ds, mar
SENTINEL-1	2015-présent	6 jours	~ 5-90 m	C-SAR	Radar	5,355-5,455 GHz	mar
SWOT	Lancement en 2022	1 à 4 visites sur un cycle de 21 jours	50 m	KaRIn	Interféromètre Radar	35,65-35,85 GHz	mar
TRISHNA	Lancement en 2024	3 jours	57-90 m	IRT	IRT	4 bandes 8,5-12,1 µm	temp

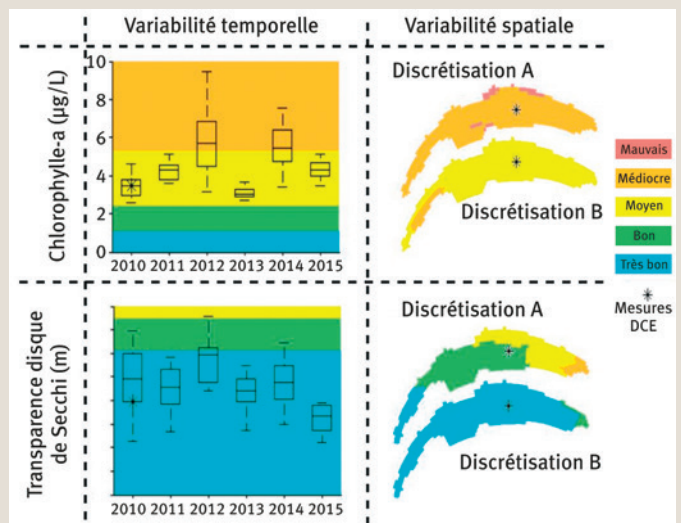
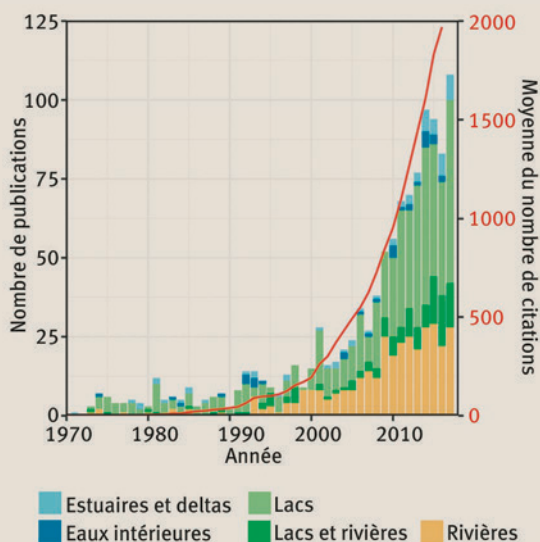
* IRT = infrarouge thermique ; ** chl_a = concentration chlorophylle-a, mes = concentration en matières en suspension, ds = transparence (profondeur du disque de secchi), temp = température de surface de l'eau, mar = marnage.

Plusieurs paramètres soutenant la mise en œuvre de la DCE peuvent ainsi être suivis, comme la température de l'eau, la transparence, la concentration en chlorophylle-a ou le marnage. Compte tenu des fortes potentialités, la littérature internationale sur ce sujet est florissante (figure 1). Cet article se propose de présenter un aperçu des avancées françaises récentes en recherche et développement pour caractériser ces paramètres, à partir des satellites d'intérêts mentionnés dans le tableau 1, au travers notamment des travaux conduits dans les Centres d'expertise scientifique (CES) du Pôle national de données et services dédié aux surfaces continentales (THEIA).

1 UNE ÉVALUATION DE L'ÉTAT ÉCOLOGIQUE DES PLANS D'EAU SENSIBLE ?

Les travaux de Soulignac *et al.* (2016) montrent que l'évaluation DCE de l'état des plans d'eau est significativement sensible aux dates des échantillonnages et à leur localisation (généralement quatre dates tous les trois ans par plan de gestion de six ans à l'aplomb du point le plus profond du lac). Pour quantifier le biais lié à la variabilité temporelle (partie gauche de la figure), les auteurs ont analysé la sensibilité de la classe d'état pour différentes combinaisons de quatre dates, tirées aléatoirement dans les fenêtres temporelles du protocole d'échantillonnage, sur des lacs suivis plus régulièrement (une à deux fois par mois). Pour quantifier l'effet de la localisation (partie droite de la figure), les états écologiques possibles sur l'ensemble du lac ont été calculés au pas journalier, d'après les résultats d'une modélisation de la qualité de l'eau sur un plan de gestion. Les résultats sont illustrés ci-contre sur le lac Léman pour les paramètres chlorophylle-a et transparence. Par exemple, l'état évalué comme moyen en 2010 aurait été évalué médiocre en 2012 et 2014 pour la chlorophylle-a. Pour le paramètre transparence, dans les prédictions les plus pessimistes, la structure spatiale peut engendrer des évaluations différentes selon la localisation du point de surveillance.

1 Articles publiés par année dans le domaine de la télédétection des eaux continentales. La moyenne du nombre de citation correspond à la moyenne de la somme des citations sur le nombre d'année de tous les papiers depuis leur date de publication (d'après Topp *et al.*, 2020).



Pour la variabilité temporelle, la barre horizontale des boîtes à moustache représente la médiane des états possibles. Pour la variabilité spatiale, la discrétisation A donne les résultats des prédictions les plus pessimistes sur la période (2010-2016), la discrétisation B les plus optimistes.

La température de l'eau : IRT Landsat et TRISHNA

La température joue un rôle essentiel et structurant dans le fonctionnement des écosystèmes lacustres. Elle constitue par ailleurs l'un des paramètres physico-chimiques à prendre en compte pour l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau au titre de la DCE, parmi les paramètres physico-chimiques généraux dits « soutenant la biologie ». Aucun indicateur n'existe pourtant aujourd'hui pour ce paramètre en France, et à notre connaissance dans les autres États membres, pour les plans d'eau. Ceci s'explique par un besoin d'informations détaillées sur la dynamique spatiale (horizontale et verticale) et temporelle des structures thermiques, y compris durant la période de mélange hivernale (période clé pour l'apport en oxygène dans les parties profondes des plans d'eau). Le réseau national thermie (RNT) plans d'eau a été déployé dans l'objectif de combler ce besoin, mais le nombre de sites échantillonnés n'est pas encore suffisamment représentatif de la diversité nationale et il n'offre pas de vision spatialisée des structures thermiques horizontales. La télédétection peut contribuer, par couplage avec la modélisation, à enrichir les informations acquises.

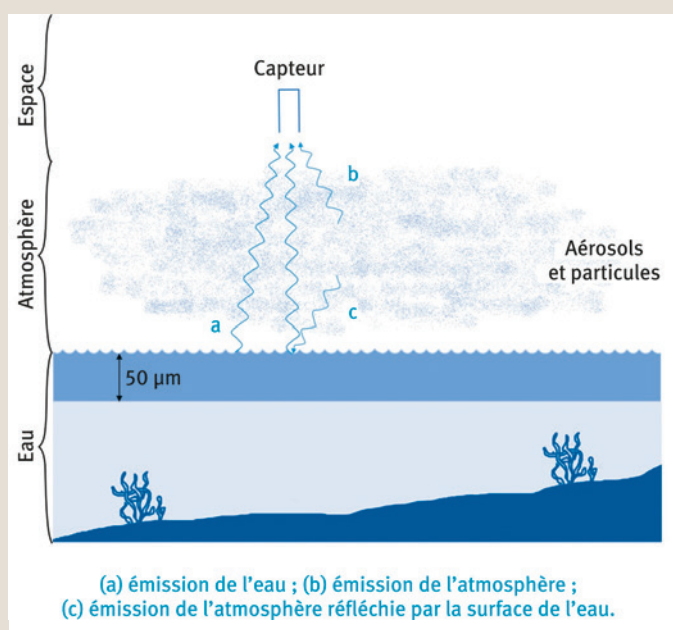
Vue de l'espace, l'estimation de la température de surface de l'eau est mesurable à partir de la télédétection infrarouge thermique (IRT) (encadré ②). Le programme satellitaire Landsat fournit depuis les années 1980 une série continue d'images dans l'IRT qui nous permet aujourd'hui de disposer de chroniques long terme, à cent mètres de résolution spatiale, à raison d'une mesure tous les seize jours dans des conditions d'acquisition idéales

(absence de nuage). Dans le cadre du CES « Température de surface et émissivité », le pôle « Écosystèmes lacustres » (ECLA, OFB-INRAE-USMB) produit des images de température sur l'ensemble des surfaces en eaux continentales de France métropolitaine et d'Outre-mer visibles par l'imagerie Landsat. Cette production mise à jour annuellement est diffusée sur la plateforme de données du pôle ECLA (<https://data.ecla.inrae.fr/>) et très prochainement sur celle du pôle THEIA. La méthode, qui consiste à corriger des effets atmosphériques l'énergie émise dans l'IRT par les surfaces en eau, est régulièrement validée à partir des données *in situ* historiques de la surveillance et des réseaux complémentaires. Cette validation repose actuellement sur une centaine de lacs. L'erreur moyenne sur l'estimation de la température de surface de l'eau est de $\pm 1,2$ degrés Celsius (Simon *et al.*, 2014 ; Prats *et al.*, 2018). Dans les années à venir, cette télésurveillance sera complétée par les observations du satellite TRISHNA (*Thermal infraRed Imaging Satellite for High-resolution Natural resource Assessment*) qui permettra de gagner notamment en résolution spatiale (50 m) et temporelle (revisite tous les trois jours) (tableau ①).

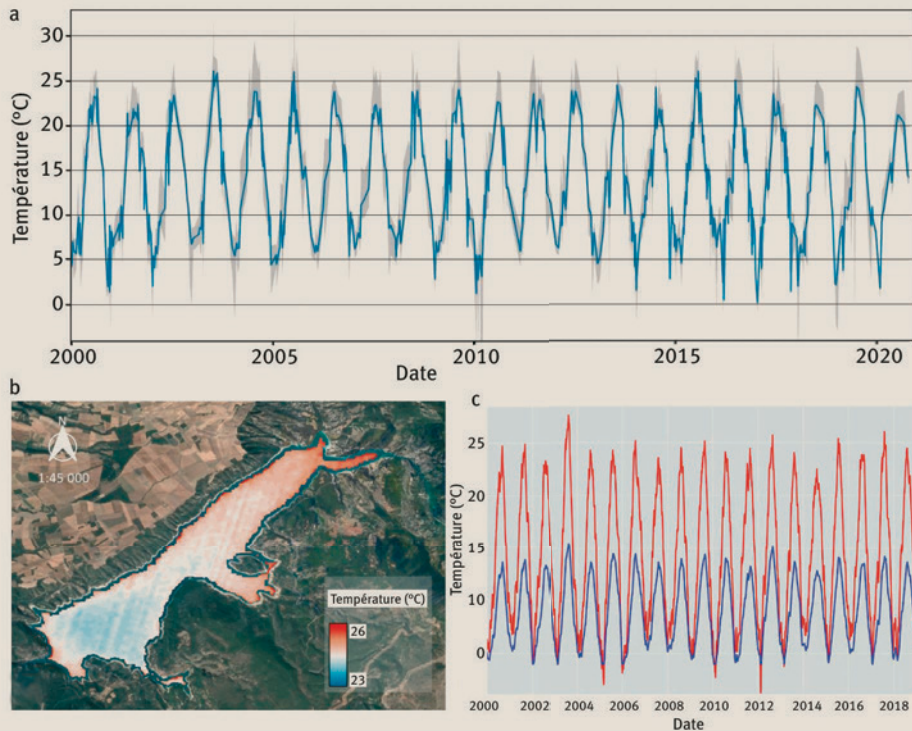
Les informations sur l'évolution temporelle et la distribution spatiale des températures de surface des plans d'eau fournies par la télésurveillance permettent de calibrer des modèles thermodynamiques des plans d'eau français (Prats *et al.*, 2020 ; figure ②). Ces modèles, prédisant les structures thermiques au pas de temps journalier sur l'ensemble de la colonne d'eau, contribueront à terme à la définition de valeurs seuils pour un indicateur DCE sur la température.

② QU'EST-CE QUE LA TÉLÉDÉTECTION IRT POUR LA MESURE DE TEMPÉRATURE DE SURFACE DE L'EAU ?

Tout corps émet un rayonnement électromagnétique à sa surface (premiers micro-mètres = température de peau), dont la distribution spectrale dépend de la température. Plus un corps est chaud, plus son pic de rayonnement a lieu vers les courtes longueurs d'onde, la température étant inversement proportionnelle à la longueur d'onde. Les températures des surfaces terrestres (entre -50 et $+50$ °C) sont visibles dans le domaine de l'infrarouge thermique (IRT). La relation entre la distribution spectrale de la lumière et la température est bien connue pour les corps noirs. Un corps noir est un objet théorique qui absorbe parfaitement toute la lumière reçue, sans en réfléchir ni en transmettre. Dans l'IRT, la distribution spectrale de la lumière de l'eau est identique à celle d'un corps noir mais dans un degré moindre (à 98 % environ). Ce sont ces propriétés physiques qui rendent possible la mesure de la température de peau, très bien reliée à la température de surface des plans d'eau (Prats *et al.*, 2018). L'observation satellitaire est réalisée dans la fenêtre IRT comprises entre 8-14 μm pour limiter l'interférence avec les rayonnements atmosphériques, même si des corrections restent nécessaires notamment en présence de vapeur d'eau. La figure ci-dessus illustre les différents rayonnements captés dans l'IRT au-dessus de l'eau.



② **Caractérisation thermique du lac de Sainte-Croix : (a) chronique de température de peau dérivée de l'imagerie satellitaire IRT Landsat (en bleu les températures moyennes à l'échelle du lac et en gris les extremums) ; (b) températures à la surface au 30 août 2015 ; (c) chronique temporelle des profils de température de surface (en rouge) et du fond (en bleu) au pas journalier par le couplage modélisation et télédétection.**



La transparence et la chlorophylle-a : imagerie Landsat et Sentinel-2

La transparence de l'eau est un paramètre physico-chimique couramment utilisé pour estimer la qualité de l'eau et intervient dans l'évaluation réglementaire de l'état écologique des plans d'eau. Elle est habituellement estimée sur le terrain à partir de mesure de la profondeur de disparition du disque de Secchi. La concentration en chlorophylle-a (chl_a) intervient directement dans le calcul d'un des indicateurs biologiques pour la DCE, l'IPLAC (indice phytoplanctonique lacustre) en tant que proxy de l'abondance du phytoplancton. Le protocole standardisé d'échantillonnage pour l'IPLAC préconise une mesure intégrée sur la zone euphotique (zone superficielle dans laquelle pénètre la lumière), soit en laboratoire à partir d'un échantillon prélevé *in situ*, soit directement *in situ* à l'aide de sondes fluorimétriques.

Ces deux paramètres, parfois soumis à des phénomènes locaux et susceptibles d'évoluer ou de présenter des événements très ponctuels dans le temps, ne sont cependant mesurés qu'en un seul point du lac, généralement sur deux années par plan de gestion de six ans. Vue de l'espace, ces paramètres sont mesurables de manière intégrée par télédétection de la couleur de l'eau (encadré ⑤) sur la zone euphotique. Des efforts de R&D restent à fournir pour utiliser à terme cet outil dans la surveillance DCE, notamment pour gagner en généralité et en précision. Trois défis sont actuellement identifiés par la communauté.

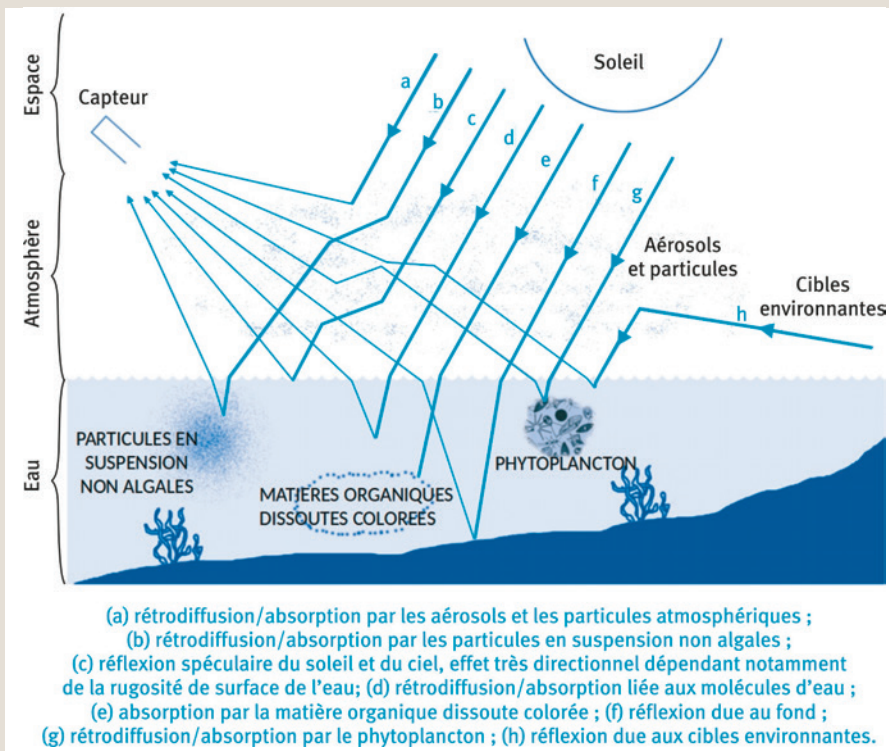
Le premier défi consiste à démêler le signal sortant de l'eau des autres signaux perturbateurs arrivant au capteur satellitaire (encadré ③). C'est à partir de ce signal que sont déduits les différents paramètres liés aux matières colorées, dont la transparence et la concentration en chl_a. Le CES « Couleurs des eaux continentales » a développé l'algorithme GRS (Harmel *et al.*, 2018) qui prend notamment mieux en compte les effets du reflet du soleil sur la surface de l'eau. Des progrès restent à apporter sur la quantification des aérosols et les effets d'environnement (Pahlevan *et al.*, 2021).

Le second défi réside dans la localisation des pixels correspondant exclusivement à l'eau, c'est-à-dire pour lesquels le fond n'est pas visible et qui ne sont pas dans l'ombre des nuages. La méthode la plus utilisée repose le seuillage d'un indice de détection d'eau, comme le *Normalized Difference Water Index*, implémenté dans GRS. Elle donne des résultats satisfaisants mais des confusions persistent notamment avec les ombres de nuage. Les méthodes basées sur l'intelligence artificielle, comme l'algorithme WaterDetect (Cordeiro *et al.*, 2021), sont actuellement testées.

Le troisième défi vise à traduire le signal sortant de l'eau capté par les satellites en paramètres de qualité. Plusieurs approches sont possibles (Mishra *et al.*, 2017) : en reliant directement le signal aux mesures *in situ* du paramètre recherché sur un échantillon de sites (approche empirique) ou en reliant les paramètres optiques des constituants de l'eau au signal satellitaire par modélisation (approche analytique). Alors que l'approche empirique

③ QU'EST-CE QUE LA TÉLÉDÉTECTION COULEUR DE L'EAU ?

La couleur de l'eau est liée à la présence de matières colorées dans la colonne d'eau qui vont interagir avec la lumière provenant du soleil par des processus d'absorption et de diffusion. Les plans d'eau oligotrophes (peu productifs) sont souvent de couleur bleue, en raison de la prépondérance de la rétrodiffusion de la partie bleue du spectre lumineux par les molécules d'eau et de l'absorption de l'eau dans les autres parties du spectre. Ce processus se complexifie lors de la présence combinée d'autres matières colorées. Les plans d'eau plus eutrophes ont généralement des teintes vertes liées à la présence importante de chlorophylle-a (pigment principal du phytoplancton), qui absorbe les parties bleue et rouge du spectre. De nombreux lacs contiennent également de la matière organique dissoute colorée, des matières minérales ou encore du phytoplancton contenant des pigments spécifiques (la phycocyanine des cyanobactéries par exemple), offrant ainsi une palette de couleurs diversifiée. Au niveau du capteur satellitaire, l'information sortant de l'eau est perturbée à la fois par la lumière diffusée par les molécules et les aérosols atmosphériques, par la lumière réfléctée directement par la surface de l'eau (effet miroir) et par les cibles environnantes (phénomènes d'adjacence). La figure ci-dessous schématise les différentes informations captées par le satellite au-dessus de l'eau. À noter que la couleur de l'eau dépend également de la lumière réfléchie par le fond, cependant les zones impactées ne sont pas étudiées en télédétection couleur de l'eau.

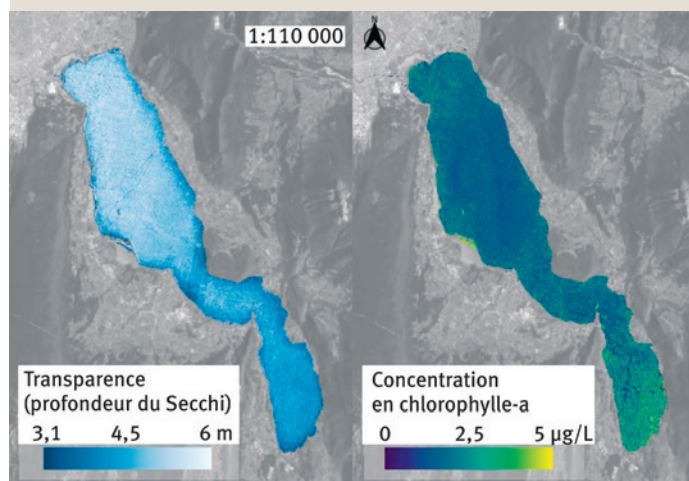


est simple à réaliser mais peu générique car dépendante de l'échantillon, l'approche analytique est à l'inverse plus générique mais plus complexe à mettre en œuvre compte tenu des données optiques nécessaires au calage des modèles. Pour réaliser ce compromis entre généralité et spécificité, le CES construit actuellement, sur la base d'une typologie de la couleur de l'eau (Spyrakos *et al.*, 2018; Neil *et al.*, 2019), un portefeuille d'algorithmes adaptés à la diversité des milieux aquatiques rencontrés dans les eaux intérieures françaises permettant de calculer chacun des paramètres. La figure ③ illustre un exemple de résultat obtenu pour la transparence et la concentration en chl-a sur le lac d'Annecy (Haute-Savoie) avec les algorithmes dédiés à ce type d'eau.

Le marnage : imagerie Sentinel-1 & 2 et altimétrie SWOT

Les fluctuations du niveau d'eau des plans d'eau (marnage) impactent fortement le fonctionnement des écosystèmes lacustres et la biodiversité qu'ils abritent. Du point de vue de la DCE, le marnage est une caractéristique prise en compte dans les règles de typologie

③ Cartographie sur le lac d'Annecy (74) à partir de l'imagerie Sentinel-2 (10 m) de la transparence (profondeur de Secchi) à gauche, le 03 août 2016 ; et de la concentration en chlorophylle-a à droite le 7 juillet 2018.



des plans d'eau. Pour les masses d'eau fortement modifiées, il constitue également une contrainte technique obligatoire à considérer pour l'évaluation du potentiel écologique. Par ailleurs il intervient dans le calcul de l'indice LHYMO, en cours de finalisation, qui propose une l'évaluation globale de l'état hydromorphologique des plans d'eau.

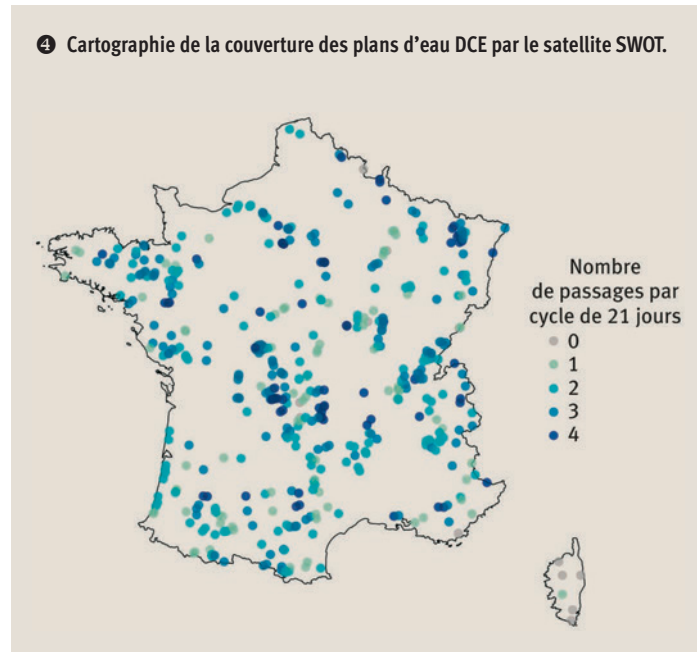
Malgré ces nécessités réglementaires, le marnage des lacs est généralement très peu documenté. S'il est pourtant suivi finement sur les retenues gérées, la donnée reste difficilement accessible. Les méthodes d'observation directe du niveau de l'eau ne permettent pas quant à elles de disposer de mesures suffisamment fréquentes pour caractériser correctement ces fluctuations, en particulier pour les plans d'eau les plus difficiles d'accès. La pose d'enregistreurs automatiques à haute-fréquence est une alternative envisageable mais trop coûteuse pour la surveillance nationale.

Pour combler ce manque de données, la télédétection offre deux possibilités de mesure du marnage : une mesure directe par altimétrie radar et une mesure au travers du suivi des variations de superficie des surfaces en eaux, directement reliées aux variations de hauteurs d'eau (encadré 4).

L'altimétrie radar est déjà utilisée de manière opérationnelle pour le suivi du marnage des grands lacs et fleuves au travers de la base de données Hydroweb (<http://hydroweb.theia-land.fr/>). Néanmoins, les précisions géographiques au sol des altimètres actuels ne permettent pas de couvrir les plans d'eau français (seul le lac Léman est actuellement documenté dans Hydroweb). L'arrivée imminente de l'altimètre radar SWOT (prévu en 2022) améliorera sensiblement cette couverture, avec une mesure altimétrique centimétrique rendue possible sur toute surface en eau de largeur supérieure à 100 m, voire 50 m. La majorité des plans d'eau ciblés par la mise

en application française de la DCE pourront donc être suivis par SWOT, avec une fréquence a minima hebdomadaire pour près de la moitié d'entre eux (figure 4).

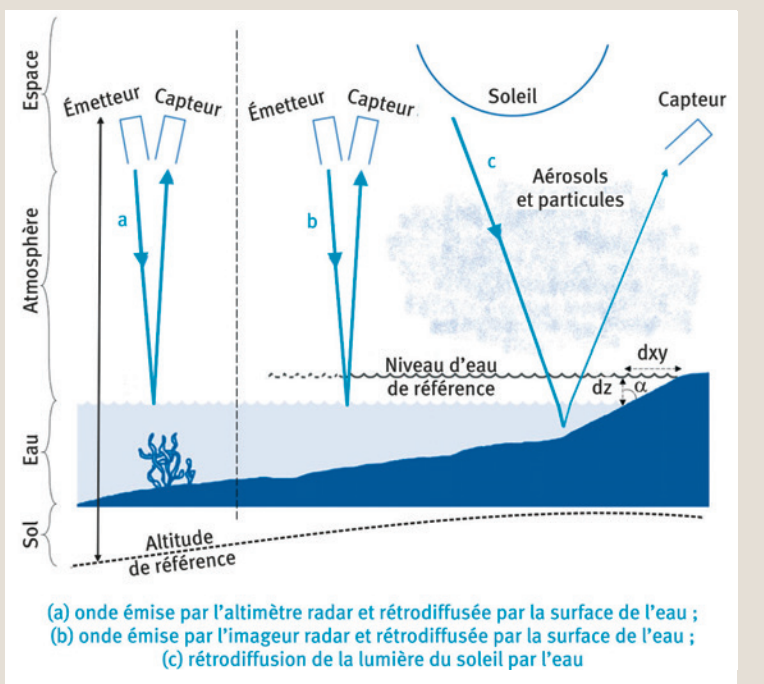
Le suivi en parallèle des superficies des surfaces en eau, par imagerie optique et/ou radar, renforcera cette télésurveillance dans le temps et permettra de caractériser des systèmes de plus petites tailles. Les travaux de Simon *et al.* (2015) ont montré qu'avec des images de résolution spatiale inférieure ou égale à 10 m, la précision de la mesure du marnage est conservée par rapport aux résolutions plus fines. Cependant, la performance de cette méthode reste dépendante de la morphologie



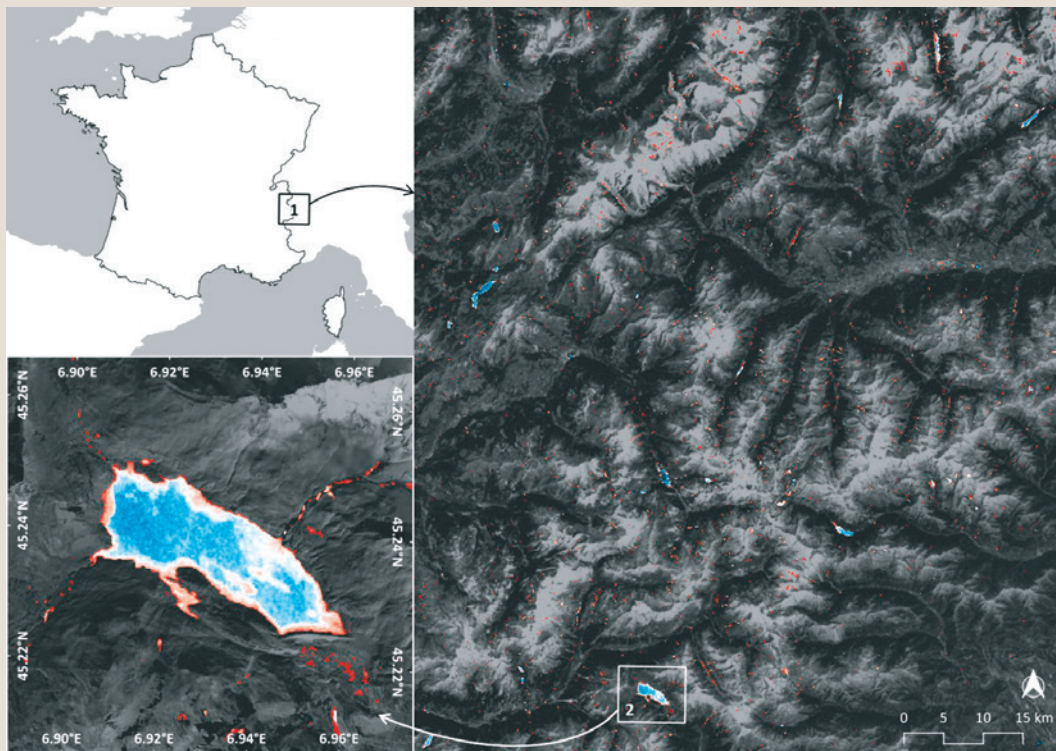
4 QUELLES MÉTHODES DE TÉLÉDETECTION POUR LE SUIVI DU MARNAGE ?

Le marnage peut être mesuré de façon directe par l'altimétrie radar satellitaire. Cette technique consiste à mesurer le temps de retour d'une onde très haute fréquence (environ 13 GHz) émise depuis le satellite. Le temps de retour dépend de l'altitude du satellite et de l'altitude de la cible au sol. L'altitude du satellite étant connue de façon précise à tout instant grâce aux instruments embarqués, il est possible de calculer l'altitude de la cible au sol. Si la cible se trouve intégralement contenue dans l'emprise de l'onde, la précision de la mesure atteindra le décimètre. Dans le cas contraire, la mesure sera bruitée par les cibles environnantes, diminuant ainsi le niveau de précision.

Le marnage peut également être indirectement mesuré par le suivi de l'évolution des surfaces en eau. L'évolution des superficies est en effet reliée géométriquement aux variations du niveau de l'eau. Plus la pente est douce, plus les variations de superficies sont détectables pour des marnages de faible amplitude. L'extraction des surfaces en eau peut être réalisée par traitement de l'imagerie optique ou radar (voir figure ci-contre). Les deux informations complémentaires permettent de gagner en fréquence de revisite, d'autant plus que la télédétection radar permet d'obtenir une information même en présence de nuages.



⑤ Produit superficie en eau du CES « Cartographie et suivi des surfaces en eau » sur une tuile Sentinel-1 (10 m, une image tous les trois jours) pour l'année 2019 (le zoom en bas à gauche concerne la retenue de Mont-Cenis en Savoie). Le dégradé du rouge vers le bleu donne une indication de la fréquence de détection des pixels en eau sur l'année (en rouge pour les fréquences les plus basses, en bleu pour les fréquences les plus hautes).



des berges: plus la pente est importante, moins les variations de superficies sont détectables à marnage équivalent. Cette analyse de performance reste à mener sur le territoire français. Celle-ci sera facilitée par l'accès aux produits des surfaces en eau du CES « Cartographie et suivi des surfaces en eau » (figure ⑤), issues notamment du couplage de l'imagerie radar Sentinel-1 et l'imagerie optique Sentinel-2, qui sont actuellement en cours d'évaluation et seront diffusés fin 2021 sur la future plateforme HYDROWEB-NG dédiée aux données issues du spatial sur les hydrosystèmes.

Conclusion

Les outils du spatial, qui ne cessent de progresser, apparaissent aujourd'hui incontournables pour compléter efficacement et à moindre coût les programmes de surveillance, notamment réglementaires. À très court terme, la télésurveillance offrira une vision plus détaillée dans le temps et dans l'espace (distribution horizontale) de la température de l'eau, la transparence, la concentration en chlorophylle-a et permettra de mieux suivre le marnage. Elle complétera ainsi les mesures réalisées *in situ*, qui resteront néanmoins indispensables, à la fois pour rendre compte de la dimension verticale de certains paramètres, comme la température et la concentration de la chlorophylle-a et pour continuer de collecter les nombreuses informations nécessaires à l'évalua-

tion, aujourd'hui difficilement estimables par imagerie (richesse spécifique et biomasse du phytoplancton par exemple). En outre, le recours à la télésurveillance agrandira le champ de suivi de ces paramètres aux lacs de taille plus modeste (< 50 ha), qui concentrent eux aussi de nombreux enjeux environnementaux et sociétaux. Des efforts en R&D restent néanmoins à fournir. Ces efforts sont variables en fonction du paramètre étudié: alors que pour la température, les séries temporelles sont déjà en production sur le territoire national, des tests de performances doivent être conduits pour la transparence et la chlorophylle-a, et la phase de prototypage vient de débuter pour le marnage. Les équipes scientifiques associées aux différents CES du pôle THEIA (« Température de surface et émissivité », « Couleurs des eaux continentales », « Cartographie et suivi des surfaces en eau » et « Hauteur des lacs et des rivières »), participent, avec la communauté internationale aussi bien marine que continentale, à ces efforts. Dans cet exercice, la collecte de données de terrain de qualité est indispensable pour le développement des algorithmes et la qualification des produits issus du spatial (encadré ⑤). Mais déjà, pour qu'à terme cette nouvelle information soit utilisée pleinement dans le processus de surveillance voire d'évaluation, il est indispensable que la sphère scientifique s'empare de ces données plus riches dans le temps et dans l'espace et réfléchisse à la manière de les exploiter en complément des mesures *in situ*. ■

5 DES DONNÉES TERRAIN DE QUALITÉ POUR OPÉRATIONNALISER LA TÉLÉDÉTECTION SUR LES PLANS D'EAU

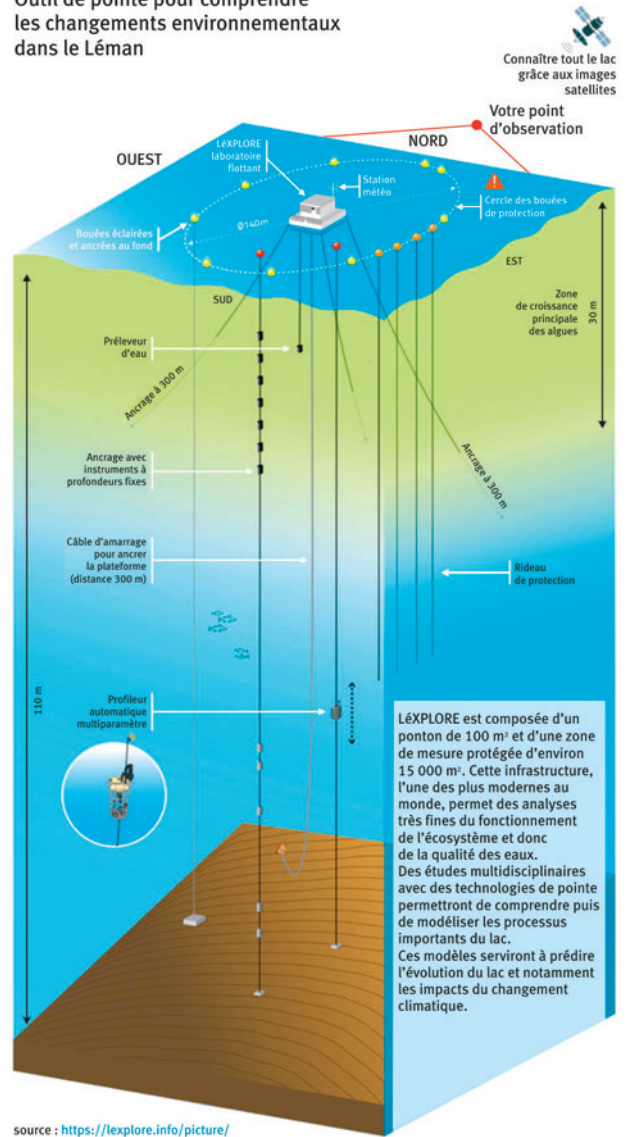
Malgré les progrès grandissant du spatial, les investigations de terrain resteront nécessaires, particulièrement pour récolter les données nécessaires à la calibration des algorithmes (corrections atmosphériques, estimation des paramètres) et à la validation des produits images (détermination et quantification des erreurs). Cet exercice, dit « cal/val », reste un défi majeur en télédétection des eaux intérieures et requiert des données aussi bien optiques (réflectance sortant de l'eau, absorption et diffusion du signal dans la colonne d'eau) qu'écologiques (e.g. transparence, température, concentrations en pigments) acquises avec précision et dans des conditions d'échantillonnage comparables à celles des satellites (aussi bien dans le temps et dans l'espace horizontal et vertical).

Compte tenu de la difficulté de collecter une telle donnée de manière exhaustive sur les différents plans d'eau, des bases de données fédératrices, comme le projet LIMNADES (*Lake Bio-optical Measurements and Matchup Data for Remote Sensing*) au niveau international, ou le projet TELQUEL (TELédétection de QUalité Écologique des Lacs) en France, émergent et feront référence dans les années à venir. Des plateformes de mesure flottantes lacustres voient également le jour. Elles seront à même de collecter ces différentes données quasiment en continu (très haute-fréquence, cf. l'exemple ci-contre de la station LÉXPLORE sur le lac Léman ;

source : <https://lexplore.info/picture/>).

En attendant, la plupart des études, notamment de benchmarking des algorithmes ou faisant appel aux approches d'intelligence artificielle, continuent de se baser essentiellement sur les données de qualité d'eau provenant des réseaux de surveillance réglementaire ou auxiliaires. Cependant, des données réseaux très bruitées par nature compte tenu de la multiplicité des acteurs impliqués rendent encore l'exercice délicat notamment dans l'estimation des erreurs.

LÉXPLORE Outil de pointe pour comprendre les changements environnementaux dans le Léman



Les auteurs

Thierry TORMOS, Pierre-Alain DANIS et Jean-Marc BAUDOIN

Office français de la biodiversité, 510 rue René Descartes, CS 10458, F-13592 Aix-en-Provence Cedex 3, France.
Pôle ECLA, Aix-en-Provence, France.

thierry.tormos@ofb.gouv.fr ; pierre-alain.danis@ofb.gouv.fr ; jean-marc.baudoin@ofb.gouv.fr

Nathalie REYNAUD, Guillaume MORIN, Arthur COQUE et Tiphaine PEROUX

INRAE, UMR RECOVER, 3275 route de Cézanne, CS 40061, F-13182 Aix-en-Provence Cedex 5, France.
Pôle ECLA, Aix-en-Provence, France.

nathalie.reynaud@inrae.fr / guillaume.p.morin@inrae.fr

arthur.coque@inrae.fr / tiphaine.peroux@inrae.fr

Tristan HARMEL et Jean-Michel MARTINEZ

CNRS, UMR GET, Observatoire Midi-Pyrénées, 14 avenue Édouard Belin, F-31400 Toulouse, France.

tristan.harmel@get.omp.eu / jean-michel.martinez@get.omp.eu

Alice ANDRAL

CNES, 18 avenue Édouard Belin, F-31401, Toulouse Cedex 9, France.

alice.andral@cnes.fr

POUR ALLER PLUS LOIN...

Au niveau national

- 📄 Centre d'Expertise Scientifique THEIA « température de surface et émissivité » : <https://www.theia-land.fr/ceslist/ces-temperature-de-surface-et-emissivite/>
- 📄 Centre d'Expertise Scientifique THEIA « couleur des eaux continentales » : <https://www.theia-land.fr/ceslist/ces-couleurs-des-eaux-continentales/>
- 📄 Centre d'Expertise Scientifique THEIA « cartographie et suivi des surfaces en eau » : <https://www.theia-land.fr/ceslist/ces-cartographie-et-suivi-des-surfaces-en-eau/>
- 📄 Centre d'Expertise Scientifique THEIA « hauteur des lacs et des rivières » : <https://www.theia-land.fr/ceslist/ces-hauteur-des-lacs-et-rivieres/>
- 📄 Accès aux données en France : <https://data.ecla.inrae.fr/>

Au niveau européen

- 📄 Les données COPERNICUS sur les grands lacs : <https://land.copernicus.eu/global/products/lwq/>

Au niveau international

- 📄 La base de donnée LIMNADES : https://limnades.stir.ac.uk/Limnades_login/index.php
- 📄 Le site de l'IOCCG, groupe de coordination international de la couleur de l'eau : <https://ioccg.org/>

EN SAVOIR PLUS...

- 📄 CORDEIRO, M.C.R., MARTINEZ, J.-M., PEÑA-LUQUE, S., 2021, Automatic water detection from multidimensional hierarchical clustering for Sentinel-2 images and a comparison with Level 2A processors, *Remote Sensing of Environment*, 253:112209, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112209>
- 📄 HARMEL, T., CHAMI, M., TORMOS, T. *et al.*, 2018, Sun glint correction of the Multi-Spectral Instrument (MSI)-SENTINEL-2 imagery over inland and sea waters from SWIR bands, *Remote Sensing of Environment*, 204:308-321, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.10.022>
- 📄 PAHLEVAN, N., MANGIN, A., V BALASUBRAMANIAN, S. *et al.*, 2021, ACIX-Aqua: A global assessment of atmospheric correction methods for Landsat-8 and Sentinel-2 over lakes, rivers, and coastal waters, *Remote Sensing of Environment*, 258:112366, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112366>
- 📄 PAPHATHANASOPOULOU, E., SIMIS, S., ALIKAS, K. *et al.*, 2019, Satellite-assisted monitoring of water quality to support the implementation of the Water Framework Directive, <https://doi.org/10.5281/zenodo.3556478>
- 📄 PRATS, J., REYNAUD, N., REBIÈRE, D. *et al.*, 2018, LakeSST: Lake Skin Surface Temperature in French inland water bodies for 1999–2016 from Landsat archives, *Earth System Science Data*, 10:727-743, <https://doi.org/10.5194/essd-10-727-2018>
- 📄 PRATS, J., ROUBEIX, V., REYNAUD, N. *et al.*, 2020, The thermal behaviour of French water bodies: From ponds to Lake Geneva, *Journal of Great Lakes Research*, 46:718-731, <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.04.001>
- 📄 MISHRA, D., OGASHAWARA, I., GITELSON, A., 2017, Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters, Elsevier.
- 📄 NEIL, C., SPYRAKOS, E., HUNTER, P.D., TYLER, A.N., 2019, A global approach for chlorophyll-a retrieval across optically complex inland waters based on optical water types, *Remote Sensing of Environment*, 229:159-178, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.04.027>
- 📄 SIMON, R.N., TORMOS, T., DANIS, P.-A., 2014, Retrieving water surface temperature from archive LANDSAT thermal infrared data: Application of the mono-channel atmospheric correction algorithm over two freshwater reservoirs, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 30:247-250, <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.01.005>
- 📄 SIMON, R.N., TORMOS, T., DANIS, P.-A., 2015, Very high spatial resolution optical and radar imagery in tracking water level fluctuations of a small inland reservoir, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 38:36-39, <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.12.007>
- 📄 SOULIGNAC, F., ANNEVILLE, O., DANIS, P.-A., 2016, Variabilité dans l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau en France : mesure et modélisation, Rapport, Irstea, <https://hal.inrae.fr/hal-02605523>
- 📄 SPYRAKOS, E., O'DONNELL, R., HUNTER, P.D., *et al.*, 2018, Optical types of inland and coastal waters, *Limnology and Oceanography*, 63:846-870, <https://doi.org/10.1002/lno.10674>
- 📄 TOPP, S.N., PAVELSKY, T.M., JENSEN, D., *et al.*, 2020, Research Trends in the Use of Remote Sensing for Inland Water Quality Science: Moving Towards Multidisciplinary Applications, *Water*, 12:169, <https://doi.org/10.3390/w12010169>



Des capteurs fixés sous les bouées permettent aux chercheurs d'acquérir des données de température précises sur plusieurs années.

Sciences Eaux & Territoires
est la revue de transfert d'INRAE

**Son objectif est de proposer une information claire et lisible
de haute qualité scientifique et technique**

qui permette de nourrir le processus de l'action et/ou de la décision
des différents intervenants publics et privés
dans le domaine du développement rural et de l'environnement.

La revue développe un lien entre la recherche et l'action.

Elle est envisagée comme un outil d'aide à la décision
et à l'accompagnement de l'action sur le terrain, en diffusant une information structurée
sur des méthodologies d'action, des synthèses sur les innovations techniques ou
technologiques et les dernières avancées de la recherche finalisée dans une optique
interdisciplinaire, dans les domaines couverts par INRAE et ses partenaires.

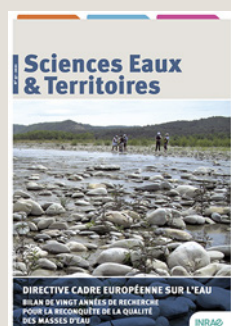
Le lectorat de la revue

Le lectorat visé est un public d'ingénieurs, de gestionnaires et de cadres des services
techniques des collectivités territoriales, des services déconcentrés de l'État,
des instituts techniques, des établissements d'enseignement technique et supérieur,
et des entreprises intervenant à leurs côtés.

De manière plus générale, cette revue s'adresse à tous les acteurs et praticiens
intervenant sur la gestion des espaces ruraux et périurbains,
qu'ils soient publics ou privés.

www.set-revue.fr

Télécharger librement les articles
sur le site de la revue Sciences Eaux & Territoires



Directeur de la publication : Philippe Mauguin
Coordination scientifique du numéro : Christine Argillier
Comité éditorial : Stéphanie Gaucherand, Véronique Gouy, Alain Hénaut, Ghislain Huyghe, Emmanuelle Jannès-Ober, Nicolas de Menthère, Sébastien Michel, Thierry Mougey, Christophe Roturier, Gaëlle Talleg et Michel Vallance
Coordination éditoriale : Sabine Arbeille
Secrétariat de rédaction, mise en page et suivi d'édition : Valérie Pagneux
Infographie : Françoise Peyriguer
Contact édition et administration :
INRAE-DipSO – 1 rue Pierre-Gilles de Genes – CS 10030 – 92761 Antony Cedex
Tél. : 01 40 96 61 21 – E-mail : set-revue@inrae.fr
Numéro paritaire : 0511 B 07860 – Dépôt légal : à parution
Impression : Jouve Mayenne
Photos de couverture : C. Chauvin (INRAE)
Photos du sommaire : V. Pagneux et D. Salles (INRAE).

Sciences Eaux & Territoires
www.set-revue.fr

N° 37, 2021
N°ISSN : 2109-3016

INRAE

