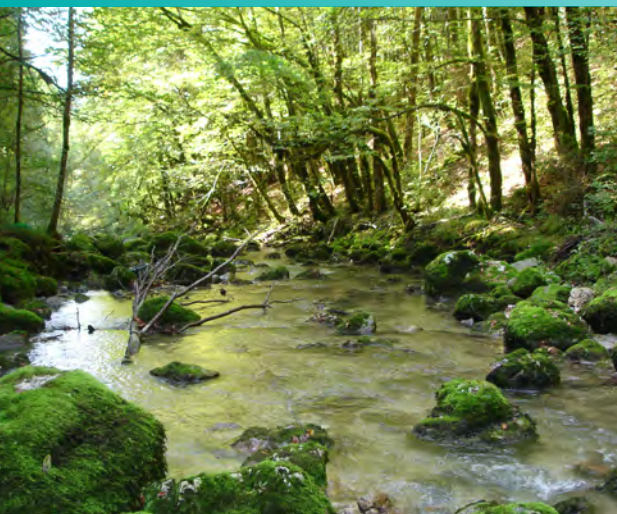




Christine Argillier, Christian Chauvin, Mario Lepage,
Maxime Logez, Yves Souchon et Bertrand Villeneuve

20 ans de recherche
pour le développement
des méthodes hydroécologiques
en appui à la directive-cadre
européenne sur l'eau

20 ans de recherche pour le développement
des méthodes hydroécologiques en appui
à la directive-cadre européenne sur l'eau

Contributeurs :

Jérôme Belliard, Vincent Bertrin, André Chandesris, François Delmas, Martial Ferréol,
Mathieu Floury, Christophe Laplace-Treyture, Nathalie Reynaud, Juliette Rosebery,
Évelyne Talès, Laurent Valette

Ce document est le fruit d'un travail réalisé entre 2018 et 2020, soutenu par la Direction des affaires internationales et le département Eau de l'Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (Irstea), puis par la direction à l'Appui aux politiques publiques (DAPP) de l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE).

Il vise à compiler et à tirer une synthèse de l'ensemble des actions menées par les équipes du Centre d'étude du machinisme agricole et du génie rural des eaux et forêts (Cemagref) puis d'Irstea dans les programmes de développement méthodologique et d'appui aux autorités publiques pour la mise en œuvre de la directive-cadre européenne sur l'eau en France. De façon factuelle, la logique suivie dans ces programmes et l'historique de réalisation pourront apporter au lecteur les informations nécessaires pour comprendre les méthodes mises en œuvre dans la surveillance et l'évaluation de l'état des masses d'eau et les contraintes de leur élaboration, dans le cadre d'un système complexe sous interaction avec les tutelles européennes et les autres États membres.

À ce titre, cet ouvrage contribue à la conservation de la mémoire collective des travaux et de la stratégie de recherche et développement de l'institut de recherche finalisé qui les a conduits.

Tous les auteurs ont été rattachés au Cemagref, devenu Irstea en février 2012. Dans le texte, il pourra ainsi être fait référence au Cemagref pour les actions les plus anciennes, mais les deux noms de l'institut apparaîtront sans forcément faire référence à des actions datées d'avant ou après 2012. INRAE, résultat de la fusion entre l'Inra et Irstea au 1^{er} janvier 2020, pourra aussi apparaître pour certains travaux très récents ou se poursuivant aujourd'hui.

De la même façon, le CSP (Conseil supérieur de la pêche), puis l'Onema (Office national de l'eau et des milieux aquatiques), partenaire principal des travaux menés par Irstea sur ces sujets, est devenu AFB (Agence française pour la biodiversité) au 1^{er} janvier 2017 puis OFB (Office français pour la biodiversité) au 1^{er} janvier 2020. Il pourra donc être fait référence à ces quatre sigles dans le texte en fonction de la période d'activité concernée.

20 ans de recherche pour le développement des méthodes hydroécologiques en appui à la directive-cadre européenne sur l'eau

Christine Argillier, Christian Chauvin, Mario Lepage, Maxime Logez,
Yves Souchon et Bertrand Villeneuve

Remerciements

Nous remercions Esther Diez-Cebollero pour ses encouragements, ses conseils et son regard bienveillant. Merci également à tous les collègues, parmi lesquels figurent de nombreux contractuels, impliqués dans cet appui aux politiques publiques qui ont apporté du contenu à cette synthèse. Merci à Gisèle Parfait et Roxane Jupin grâce à qui le document a acquis son format actuel.

Sommaire

Préface	7
----------------	----------

CHAPITRE 1	QU'EST-CE QUE LA DCE ET QUELS DÉFIS FALLAIT-IL RELEVER ?	9
-------------------	---	----------

Le Cemagref s'est organisé très rapidement pour accompagner la mise en œuvre de la DCE	13
Les travaux fondateurs des équipes du Cemagref	14

CHAPITRE 2	BILAN DES TRAVAUX DE RECHERCHE	17
-------------------	---------------------------------------	-----------

Constitution des bases de données, codification des indicateurs	17
Définition des masses d'eau, délimitation et référentiel typologique	20
Constitution des réseaux de référence cours d'eau et plans d'eau	23
Mise au point de méthodes d'échantillonnage	25
Développement des bio-indicateurs	32
Incertitudes associées aux bio-indicateurs	46
Physico-chimie soutenant la biologie	56
Caractérisation de l'hydromorphologie des écosystèmes	60
Contribution à la réalisation de l'état des lieux et de l'évaluation du risque de non-atteinte du bon état	61
L'extrapolation de l'état aux masses d'eau non suivies	69
Conséquence potentielle du changement climatique sur les indicateurs	71
Restauration - Réseaux de sites restaurés	74
Travaux sur les nouveaux outils : télédétection, ADNe	76

CHAPITRE 3	ACCOMPAGNEMENT DU MINISTÈRE EN CHARGE DE L'ENVIRONNEMENT	79
-------------------	---	-----------

Intégration des indicateurs dans les outils du SIE	79
Aquaref, laboratoire national de référence pour la surveillance	82
Contribution à la stratégie européenne de mise en œuvre de la DCE	83

Contribution aux travaux de différentes instances nationales	86
Accréditation des laboratoires	88
Formation et transfert des compétences aux opérateurs	89
Outils de diffusion de l'information	90

CHAPITRE 4	DISCUSSION PERSPECTIVES	91
-------------------	--------------------------------	-----------

Quels enseignements humains ?	92
Quels défis ont été relevés ?	93
Quels défis restent à relever ? Quelques perspectives	99

CHAPITRE 5	EN GUISE DE CONCLUSION	105
-------------------	-------------------------------	------------

Bibliographie	106
----------------------	------------

Préface

Pour prendre en charge des questions nouvelles en recherche comme pour apporter un appui aux politiques publiques, il faut pouvoir se projeter vers l'avenir tout en s'appuyant sur les travaux antérieurs. Ainsi, c'est ici à un exercice rétrospectif très utile que se livrent les scientifiques d'INRAE impliqués depuis 20 ans dans des recherches sur le développement des méthodes hydroécologiques au service des politiques publiques de l'eau et des milieux aquatiques en France et en Europe.

La *Directive-cadre européenne sur l'eau* de 2000 (DCE) a été une formidable courroie de transmission entre la recherche et une politique publique environnementale. Traduite en 2006 dans le droit français par la *Loi sur l'eau et les milieux aquatiques* (LEMA), elle a marqué un tournant dans la relation science / société dans le domaine de l'environnement.

Affichant pour ambition le rétablissement du « bon état des eaux » continentales à l'horizon 2015, cette directive environnementale fixait une obligation de résultats avec des échéances précises, alors même que de multiples questions se trouvaient sans réponse au moment de sa mise en place : Comment construire les nouveaux réseaux de surveillance ? Quelles données environnementales mobiliser ou mobilisables et comment les bancariser ? Quel état de référence choisir pour les différentes masses d'eau et comment le mesurer ? Qu'est-ce qu'un « bon état » écologique ? Comment échantillonner puis introduire les êtres vivants dans cette évaluation ? Comment comparer les résultats des évaluations des différents pays membres de l'Union européenne ? etc.

Dès la parution de la directive, il s'agissait bien de comprendre pour agir. Aussi, un conséquent programme de recherche orientée vers l'action a-t-il été mis en place dans les années 2000 entre le Ministère en charge de l'environnement et la communauté scientifique, notamment Irstea et l'Inra, aujourd'hui INRAE.

Avec la DCE, la surveillance prend de multiples dimensions parmi lesquelles le « vivant » devient le premier témoin de l'état écologique des cours d'eau, plans d'eau et estuaires. La physicochimie et l'hydromorphologie des masses d'eau viennent alors préciser les éléments de qualité biologique. Les auteurs nous racontent ici les différentes étapes franchies successivement pour résoudre les questions soulevées au fur et à mesure de la mise en place de cette directive et de la LEMA. Un récit se déroule ainsi sous les yeux du lecteur, marqué par la construction d'une relation entre des services publics, Ministère ou opérateurs publics, et la Recherche, entre les individus et les institutions.

Ces travaux ont été menés sur un temps long grâce à un financement soutenu du Ministère en charge de l'Environnement et de l'Office de l'eau et des milieux aquatiques (Onema aujourd'hui OFB). Ils ont été valorisés via des publications originales dans des revues scientifiques de très bon niveau, mais également via des rendus très opérationnels, qu'il s'agisse de méthodes d'échantillonnage normalisées, d'outils de diagnostic, de bases de données ou des formations associées. Le succès de ces recherches se mesure également au travers de la reconnaissance nationale et internationale des scientifiques

et des équipes mobilisées et par là même de l'Institut, dont l'expertise a été recherchée dans divers groupes de travail et projets européens.

Ces 20 années de recherche au service d'une politique publique environnementale européenne illustrent bien ce que la Science peut apporter aux politiques publiques et à la Société.

Les auteurs témoignent ici du formidable élan suscité par la nature concrète et urgente des finalités environnementales poursuivies, marqué par des itérations permanentes entre terrain et laboratoire et finalement par une forme assez novatrice de co-construction de programme de recherche, la mise en action faisant émerger de nouvelles questions de recherche, innovantes et passionnantes.

Patrick Flammarion
Directeur général délégué
à l'expertise et à l'appui aux politiques publiques
INRAE

QU'EST-CE QUE LA DCE ET QUELS DÉFIS FALLAIT-IL RELEVER ?

Adoptée par la Commission européenne en octobre 2000 pour réformer et harmoniser la réglementation sur l'eau et sa gestion dans toute l'Europe, la directive-cadre européenne sur l'eau (DCE) avait pour ambition de mettre en œuvre le concept de gestion intégrée des rivières et de leurs bassins versants (Integrated River Basin Management, IRBM) (Giakoumis & Voulvoulis, 2018). Discutée au Parlement européen dès 1993, notamment nourrie par l'expérience danoise de tentative de meilleure maîtrise de sa pollution diffuse d'origine agricole, mais aussi par des logiques de suivi de réseaux de qualité d'eau et d'évaluation biologique des milieux en vigueur dans des pays comme le Royaume-Uni ou la France, ses grands principes découlent d'un constat net sur les limites des pratiques de gestion antérieures par les seules normes chimiques par filières (directive nitrates pour les pollutions agricoles et directive sur les eaux résiduaires urbaines de 1991) ou par usages (baignade, pêche, conchyliculture, etc.).

La démarche visant à évaluer l'état des hydrosystèmes à large échelle, en s'appuyant sur divers indicateurs physiques, chimiques et biologiques, n'était alors pas limitée à l'Europe. Plusieurs systèmes homologues ont vu le jour dans le monde à la même époque : l'« Environmental Monitoring and Assessment Program » de l'US Environmental Protection Agency (Stevens, 1994), devenu le « National Aquatic Resource Surveys » (Paulsen *et al*, 2008), le « River Health Program » en Afrique du Sud (Mangadze *et al*, 2019) et le « Systematic Assessment of the Health of River Ecosystems » du bassin de la Murray-Darling en Australie (Mangadze *et al*, 2019).

La DCE s'est accompagnée de plusieurs innovations conceptuelles :

- La **gestion par grand bassin** hydrographique (« district » dans le vocabulaire DCE), qui était déjà appliquée en France depuis la loi sur l'eau de 1964, est devenue le cadre de gestion spatiale au niveau européen, mais plusieurs pays avaient beaucoup de chemin à parcourir avant de s'y conformer ;

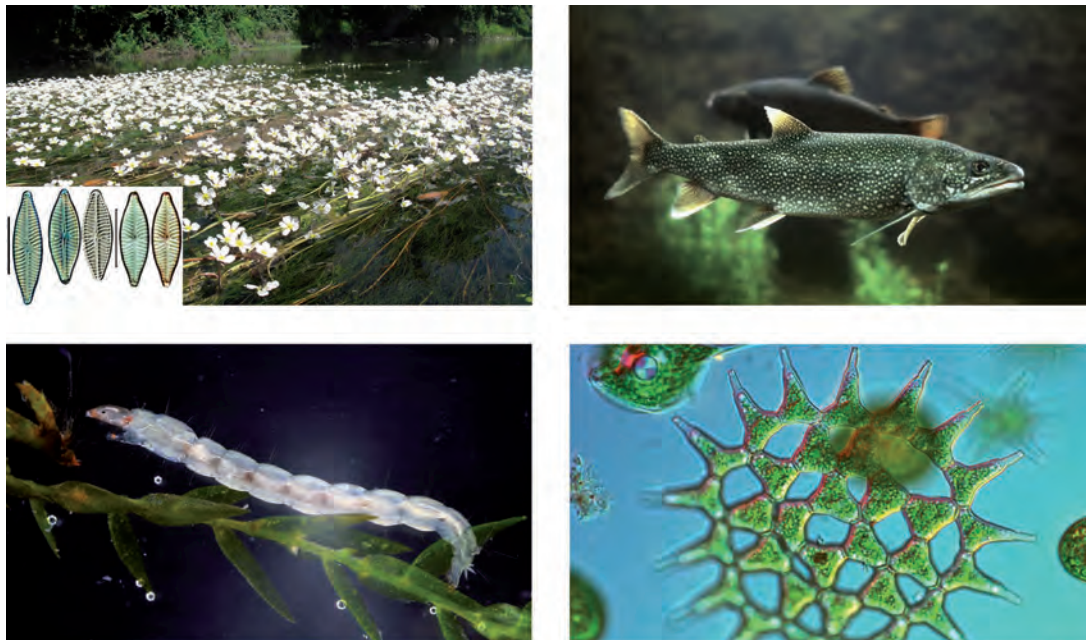
- La notion de **gestion adaptative** par cycle d'apprentissage et de gestion de six ans, reposant sur un **suivi** indispensable pour apprécier l'évolution des milieux aquatiques, en évaluer l'état et mesurer les progrès des actions de préservation (principe de non-dégradation) ou des actions de restauration (programmes de mesures).

La DCE a aussi introduit en Europe plusieurs autres facteurs de progrès :

- Une évaluation des milieux basée sur la **réponse intégrée de plusieurs éléments de qualité biologique (EQB)**, reposant sur plusieurs groupes d'organismes aux spectres écologiques complémentaires et synthétisés par la notion **d'état écologique**. Ces approches ont l'avantage de représenter l'état des écosystèmes avec des métriques¹ biologiques indicatrices qui intègrent dans le temps différents impacts se produisant dans le bassin versant difficilement détectables par la seule surveillance de la chimie ou de la physique de l'eau (Karr, 1981 ; Simon *et al.*, 2007 ; Roley *et al.*, 2014). Un recentrage du système d'évaluation sur la biologie se heurtait à la fois à la culture technique dominante de gestion par les seules valeurs repères de la physico-chimie, certes simples d'application, mais extrêmement réductrices, mais aussi aux postures disciplinaires, défendant soit un groupe « plus indicateur » que ses voisins (ex. poissons *versus* diatomées), soit des organismes sentinelles « étalonnés » par des tests laboratoires par rapport à des seuils critiques de certains xénobiotiques (outils de l'écotoxicologie) ;
- La nécessité de prendre en compte le **cadre physique ou hydromorphologique** du contexte dans lequel la biologie était évaluée (Vaughan *et al.*, 2009 ; Gurnell *et al.*, 2015). La DCE reconnaît qu'il existe des **situations géographiques et des types de milieux différents** dont il faut tenir compte dans l'évaluation, ce qui constitue une rupture avec des normes uniformes de composition physicochimique, quelle que soit la typologie des milieux ;
- Pour chacun des types, la définition de **conditions de référence** comme repères de l'évaluation des états dans le temps. Contrairement à ce qui a beaucoup été écrit, il ne s'agissait pas nécessairement de reconstituer des situations historiques, mais d'observer ou de modéliser des situations peu dégradées ayant des conséquences mineures sur les différentes composantes de l'état écologique (Wallin & Wiederholm, 2003). Par ailleurs, il faut insister sur le fait que **ces références ne sont pas les objectifs de gestion** ; elles aident à repérer les situations en très bon état et à caler les limites du bon état. Les écarts constatés entre situations observées et référentiel aident à prendre la décision sur les mesures adéquates à programmer lors de chaque cycle de six ans. C'est un processus concerté de hiérarchisation spatiale et temporelle de ces mesures, qui en même temps tient compte de la démarche parallèle de caractérisation des pressions impactantes, de leur emprise géographique, de la connaissance de leurs effets et du potentiel de restauration ;
- **L'obligation de résultat** : les pratiques antérieures établissaient des bilans financiers des actions engagées pour lutter contre la pollution. La DCE demande en plus de faire la preuve que ces actions se traduisent par une amélioration mesurée. Ce principe explique notamment la nécessité de déployer plusieurs types de réseaux, dont deux principaux : les réseaux de contrôle de surveillance (RCS) et de contrôle opérationnel (RCO), adaptés respectivement

1. Une « métrique » est définie comme un paramètre ou un ensemble de paramètres mesurables décrivant une fonctionnalité de l'écosystème, par exemple le taux d'espèces détritivores, le nombre d'espèces exogènes, la richesse taxinomique, la diversité taxinomique ou fonctionnelle...

à l'état des lieux servant de base au programme de gestion de chaque cycle et à la mesure des trajectoires de retour au bon état, à des pas de temps itératifs (EC 2003, CIS guidance 11).



***Ranunculus fluitans* (macrophyte) et *Navicula reichardtiana* (diatomée) ; *Salvelinus namaycush* (poisson) ; *Diptère chironomidae* (macroinvertébré) ; *Pediastrum simplex* (phytoplancton).**
© C. Chauvin, M. Coste, H. Carmie, J.-P. Balmain.

La DCE a introduit en Europe l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques basée sur une combinaison de quatre éléments de qualité biologique (EQB) complémentaires : macrophytes et phytobenthos, ichtyofaune, macrofaune invertébrée, phytoplancton.

Enfin, les définitions techniques très textuelles de l'annexe V de la DCE laissaient beaucoup de place à l'interprétation. Dans un souci d'harmonisation des approches et d'équité entre États membres, la DCE a mis en place et s'est appuyée sur les travaux de divers groupes européens (Common Implementation Strategy – Working Group Ecological Status, CIS WG ECOSTAT) ou régionaux (Geographical Intercalibration Groups, GIG). Ces groupes, dont certains sont encore actifs, rassemblant les représentants des États et des experts scientifiques, ont produit de nombreux guides techniques précisant entre autres les attendus définis dans l'annexe V de la DCE et les méthodes de validation des résultats.

Au final, la DCE a tenté d'introduire dans la gestion courante des concepts que nombre de travaux de recherche sur les écosystèmes incitaient à appliquer, notamment de passer d'approches par trop sectorielles à une approche plus systémique (d'aucuns la qualifient aussi d'holistique), de tenir compte des vulnérabilités des milieux, différenciées géographiquement, le tout inscrit dans un processus dynamique de type gestion adaptative (figure 1).

Elle a posé nombre de défis scientifiques sur : (1) les référentiels typologiques ; (2) les différentes méthodes d'échantillonnage à déployer dans un cadre national ; (3) les notions de bio-indicateurs d'état dits

multimétriques, c'est-à-dire capables de « synthétiser » la somme des effets négatifs des pressions par rapport à une valeur de référence, la capacité diagnostique de ces bio-indicateurs et l'incertitude associée ; (4) la construction des évaluations physico-chimiques et hydromorphologiques en soutien à la biologie ; (5) la construction de systèmes d'évaluation du risque (chimique, toxique, hydromorphologique) d'essence probabiliste pour étayer et établir les diagnostics ; (6) la capacité à affecter un état à des masses d'eau non documentées par des données de surveillance (construction de modèles d'extrapolation).

Elle a posé des défis pratiques sur : (1) la refonte, voire la création des réseaux de surveillance, clé de voûte d'une dynamique de gestion adaptative : évaluer, diagnostiquer, hiérarchiser les pressions dominantes, définir un programme d'action dit de mesures, suivi de l'efficacité des actions ; (2) la mise en place de référentiels dynamiques tels que le réseau de référence pérenne ; (3) la gestion efficace des données de niveau national.

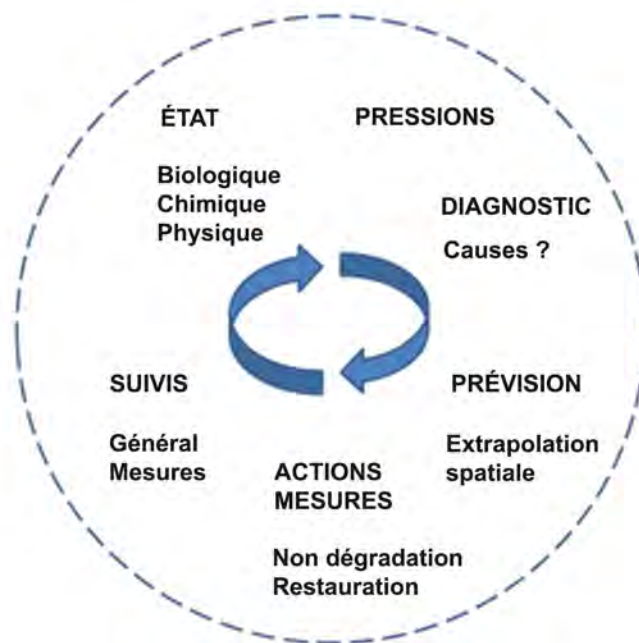


FIGURE 1 ■ Processus de gestion adaptative suivi par la DCE.

La connaissance de l'état d'un système repose sur la maîtrise d'indicateurs pour différents compartiments, mais aussi sur la connaissance des pressions s'y exerçant pour bien établir les diagnostics précédant l'action. Cette démarche inclut un suivi récurrent d'essence épidémiologique (faiblesses, intensités des dégradations, prévalences temporelles et spatiales), complété par des suivis d'essence plus clinique, par exemple des effets des actions de restauration plus locales. On notera le caractère cyclique du processus, organisé sur un pas de temps de six ans. Les pointillés indiquent que ce dernier est bien sûr dépendant d'autres facteurs extérieurs, d'autres déterminants et d'autres politiques que celles de l'eau.

Le Cemagref s'est organisé très rapidement pour accompagner la mise en œuvre de la DCE

Conscient des enjeux pour l'établissement, le département Gestion des milieux aquatiques (GMA, dirigé par Gérard Sachon) a proposé, dès l'année 2000, à Jean-Gabriel Wasson (UR BELY, à Lyon) une action d'animation interne intitulée « État écologique » pour soutenir les travaux de recherche susceptibles de contribuer à la mise en œuvre de la DCE. Ayant identifié de nombreux thèmes sur lesquels le Cemagref capitalisait déjà une grande expérience, une offre de recherche collective a été proposée à la direction de l'eau du ministère en charge de l'environnement.

La toute première implication formalisée des équipes du Cemagref a été une contribution aux travaux des groupes nationaux mis en place par le ministère en charge de l'environnement ; elle remonte à 2001, notamment pour le groupe Évaluation des eaux de surface continentales (GT DCE-ESC) et pour le groupe de travail sur les eaux littorales, dont les eaux de transition (GT Littoral). L'implication sur le volet « plans d'eau » a suivi en 2003, date où a aussi été créé le GIS Plans d'eau (Inra/CSP/Cemagref) qui a beaucoup contribué aux travaux sur l'ichtyofaune lacustre en bio-indication. Une cellule dédiée à la DCE, constituée de trois chercheurs et ingénieurs et animée par Jean-Gabriel Wasson, a ensuite vu le jour à Lyon en 2003 avant d'évoluer en pôle commun Hydroécologie cours d'eau Cemagref/Onema fin 2008, suite à la création de cet organisme (2007). Ce dernier s'est alors substitué au ministère en charge de l'environnement pour le financement des contrats cadres régissant annuellement le contenu des nombreux travaux relatifs à la DCE.

Pour coordonner les développements méthodologiques en hydrobiologie et assurer un transfert opérationnel et cohérent des méthodes de surveillance aux nombreux opérateurs, un laboratoire de référence, Aquaref, a été créé fin 2007. Regroupant cinq établissements publics, piloté par l'Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris), il a été chargé des domaines de la chimie et de l'hydrobiologie. La coordination de ce deuxième domaine est depuis assurée par INRAE (Christian Chauvin, UR REBX, Bordeaux).

En 2009, un pôle Hydroécologie des plans d'eau Cemagref/Onema a été créé à Aix-en-Provence avec pour ambition d'appuyer le ministère en charge de l'environnement dans la mise en œuvre de la DCE sur les lacs et les retenues. Ce pôle a ensuite évolué en pôle Recherche et Développement Écosystèmes lacustres (Écla), consortium scientifique d'une cinquantaine de chercheurs ex-Irstea et ex-Inra (UMR Carrtel), au sein duquel une dizaine de scientifiques poursuivent encore aujourd'hui des travaux en lien avec la DCE, notamment sur les plans d'eau des départements d'outre-mer (DOM).

La participation des équipes a été financée par une série de conventions qui ont permis le développement de recherches finalisées qui représentent près de 20 ans d'implication des chercheurs dans des travaux à l'interface entre la science et la gestion (Quevauviller *et al.*, 2005). Ces dernières ont abouti dans les délais impartis à des outils opérationnels de couverture nationale et harmonisés au niveau européen, conformément aux exigences de la Commission.

Globalement, ce programme a mobilisé annuellement, en première phase (2001-2008), une vingtaine d'équivalents temps plein (ETP) de permanents et une quinzaine d'ETP de personnels temporaires, puis une douzaine d'ETP de permanents et une vingtaine de personnels temporaires en deuxième phase

(2009-2014). Dans la période plus contemporaine (2015-2019), l'implication a été réduite à moins de dix ETP de permanents et une dizaine d'ETP de temporaires, doctorants inclus, notamment pour les thématiques plans d'eau et la phyto-bio-indication. Toutes les unités de recherche en hydrobiologie d'Irstea ont été mobilisées à un moment donné (Aix-en-Provence, Antony, Bordeaux, Lyon, Montpellier). La réalisation de ces programmes n'a été possible qu'avec la contribution de nombreux ingénieurs contractuels très investis.

Les principaux chercheurs et ingénieurs permanents impliqués dans les travaux ont été :

- *Cours d'eau* : Virginie Archaimbault, Jérôme Belliard, Sébastien Boutry, André Chandesris, Christian Chauvin, François Delmas, Martial Ferréol, Maxime Logez, Nicolas Mengin, Soizic Morin, Jérémy Piffady, Didier Pont, Marie-Claude Roger, Juliette Rosebery, Yves Souchon, Evelyne Talès, Laurent Valette, Bertrand Villeneuve, Jean-Gabriel Wasson ;
- *Plans d'eau* : Samuel Alleaume, Sébastien Boutry, Christine Argillier, Vincent Bertrin, Nadou Cadic, Bernard Dumont, Alain Dutartre, Aymeric Guibert, Pascal Irz, Cédric Lanoiselée, Christophe Laplace-Treytore, Maxime Logez, Soizic Morin, Nathalie Reynaud, Juliette Rosebery, Jacques Veslot ;
- *Eaux de transition* : Hilaire Drouineau, Michel Girardin, Mario Lepage, Jérémy Lobry (Écosystèmes aquatiques et changements globaux, EABX-Bordeaux).

Les travaux fondateurs des équipes du Cemagref

En 1984, à la création du Laboratoire d'Hydroécologie quantitative (LHQ), à Lyon, Jean-Gabriel Wasson a jeté les bases d'une approche de typologie fonctionnelle des eaux courantes, avec l'hypothèse d'un lien fort entre le cadre physique naturel et le fonctionnement des écosystèmes. En 1990, le ministère en charge de l'environnement demandait au Cemagref un diagnostic global du bassin de la Loire. C'est alors qu'avec le concours de géographes physiques, le concept des « Hydro-écorégions » fut développé (Wasson *et al.*, 1993a), pour aboutir à des « régions de gestion » s'appuyant sur un cadre géographique naturel. Les services opérationnels ayant perçu très positivement cette approche, il a conduit entre 1994 et 1996 une vaste étude du bassin de la Loire : hydrologie, morphologie, habitat aquatique et pressions anthropiques, et référentiel des peuplements (Souchon *et al.*, 2000). Tandis que ces travaux se poursuivaient au LHQ, il a développé une approche similaire sur le bassin amazonien bolivien pour l'Institut de recherche pour le développement (IRD), de juillet 1996 à juin 2000. L'ensemble de ces travaux trouve son application directe avec l'adoption de la DCE en juillet 2000 dont la première phase requiert justement : (1) une typologie à base physique ; (2) la définition de conditions de référence biologiques ; (3) l'évaluation d'un « état écologique » des milieux à partir de bio-indicateurs.

Parallèlement, à Bordeaux, l'équipe de phytoécologie aquatique s'intéressait aux communautés de diatomées benthiques de cours d'eau pour élaborer des outils d'évaluation et de diagnostic à l'adresse des gestionnaires. Dès les années 1970, une première grille d'évaluation des eaux du bassin de la Seine était proposée par Coste & Leynaud (1974). Dans les années 1980 à 1990, plusieurs indices ont ensuite été élaborés avec des objectifs de précision (l'indice de polluosensibilité spécifique ; Cemagref, 1982), de simplicité d'emploi (l'indice diatomique générique ; Rumeau & Coste, 1988) ou de régionalisation (indice diatomique Artois-Picardie ; Prygiel & Coste, 1996). L'indice biologique diatomique a été présenté dès 1996 (Lenoir & Coste, 1996), puis normalisé par l'AFNOR en 2000 sous la forme d'une norme NF. Il s'agissait d'un des premiers indicateurs biologiques, après l'IBGN en 1992, à faire l'objet

d'une standardisation formalisée par une norme nationale. Enfin, les travaux de l'équipe de Bordeaux se sont aussi intéressés aux macrophytes avec une participation très active dans le GIS Macrophytes des eaux continentales, qui a entre autres abouti à l'élaboration de l'indice biologique macrophytique en rivière (Haury *et al.*, 2006b) normalisé par l'AFNOR en 2003.

Par ailleurs, à Lyon, sous l'impulsion d'une forte demande de l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée et Corse, Barbe *et al.* (1990) publiaient un document de référence sur la « diagnose des plans d'eau », méthode d'évaluation de l'état des lacs résultant de plusieurs années d'observations et d'analyses de la dynamique des caractéristiques physico-chimiques et biologiques de ces milieux. Ces chercheurs se positionnaient ainsi en précurseurs des nouvelles approches multitaxons d'évaluation de l'état écologique des milieux lacustres. Ces travaux constituaient une base de réflexion pour le développement des outils attendus dans le cadre réglementaire de la DCE (De Bortoli *et al.*, 2006). L'équipe de Bordeaux était aussi investie depuis plus de 40 ans dans l'analyse du fonctionnement biologique des lacs, principalement basée sur l'étude pluridisciplinaire des lacs aquitains. Des protocoles avaient été développés pour leur suivi à long terme (macrophytes, phytoplancton) et l'aide à la gestion (eutrophisation, espèces invasives). À Montpellier, en 1996, la nouvelle équipe « Ressources ichtyologiques en plans d'eau » était créée pour valoriser l'ensemble des données acquises sur l'ichtyofaune lacustre par des analyses à large échelle spatiale des facteurs d'organisation des communautés sous contraintes anthropiques. C'est ainsi que la première base de données « plans d'eau » regroupant des variables environnementales et biologiques sur une centaine de lacs français a vu le jour en 1997 (Guibert *et al.*, 2005). Ces données pouvaient donc être mobilisées pour établir les premières typologies nationales (ministère en charge de l'environnement, 2005), puis pour explorer les relations entre ichtyofaune et environnement, socle du développement des indices biologiques.



Renforcement de berges pour stabiliser l'infrastructure routière.

Les caractéristiques hydrologiques et morphologiques des cours d'eau ont dans la majorité des cas été transformées par les aménagements, la gestion des débits ou le prélèvement d'eau. Les fonctionnalités des hydrosystèmes, physiques mais également chimiques et biologiques, s'en trouvent parfois fortement altérées. © Alain Dutarte.

L'état des connaissances dans les masses d'eau de type « milieux de transition », identifiées dans la directive-cadre comme étant à l'interface entre les eaux marines et continentales, était assez différent des autres types d'eaux continentales. Ces masses d'eau correspondent en France à une assez grande variété de milieux : estuaires de toutes tailles, deltas, lagunes littorales et marais littoraux saumâtres. Quelques organismes (université de Montpellier et autres laboratoires côtiers méditerranéens) avaient déjà conduit des recherches sur les différents éléments de qualité biologique des lagunes méditerranéennes, par exemple, mais aucun d'entre eux ne revendiquait une expertise sur la bio-indication à partir de l'ichtyofaune. Le Cemagref de Bordeaux, qui avait une antériorité des travaux sur ces milieux de transition (estuaire, marais littoraux et lagunes), des chroniques de données (suivi du site de Blayais sur la Garonne, par exemple) et une expertise construite dès le début des années 1980 sur les poissons migrateurs amphihalins et les crevettes (Castelnaud, 1978 ; CTGREF-Bordeaux, 1979 ; Elie, 1979 ; Boigontier & Mounié, 1984), avec plusieurs travaux de thèse encadrés au Cemagref et conduits depuis 1990 (Taverny, 1991 ; Rochard, 1992 ; Martin Vandembulcke, 1999 ; Brosse, 2003 ; Lambert, 2005 ; Lochet, 2006 ; Pasquaud, 2006 ; Lassalle, 2008), s'est alors positionné en appui au ministère de l'Écologie pour le développement des bio-indicateurs poissons.

Toutes ces expériences ont été naturellement mobilisées pour répondre de façon immédiatement opérationnelle à la demande émergente de développement d'outils standardisés, utilisables dans les réseaux nationaux de référence, de surveillance et de contrôle opérationnel, et requis pour l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques continentaux et de transition. L'expertise des équipes d'Irstea s'est aussi élargie à des domaines connexes : interétalonnage et normalisation des méthodes, bancarisation des données, formation des opérateurs et encadrement de l'application des protocoles d'acquisition de données, processus d'accréditation et d'agrément des laboratoires, etc.

BILAN DES TRAVAUX DE RECHERCHE

Constitution des bases de données, codification des indicateurs

Bancarisation des données

Tous les travaux de recherche menés en appui à la mise en place de la DCE sur le volet « état écologique » ont nécessité une grande quantité de données biologiques et environnementales sur l'ensemble des masses d'eau nationales sur lesquelles un rapportage à l'Europe était nécessaire. Pour cela, les équipes de recherche ont d'abord développé des bases en propre, destinées à bancariser les données historiques lorsqu'elles existaient, avant d'y intégrer les nouvelles données des réseaux au fur et à mesure de leur production.

Cours d'eau

Pour les cours d'eau, une base de données nationale regroupant les informations hydrobiologiques de chaque station des réseaux de référence et de contrôle de surveillance pour les éléments de qualité biologique a été mise en place (base Pandore). Cette base a été créée par la cellule DCE à Lyon, puis maintenue par le pôle Onema/Irstea. Pandore a d'abord regroupé les données « macro-invertébrés », puis les données diatomées disponibles. Celles concernant les macrophytes ont été traitées par Irstea Bordeaux et implémentées dans Pandore à partir de 2006, date à laquelle elle s'est enrichie des données physico-chimiques issues des agences de l'eau. Pandore a été jusqu'en 2016 la seule base de portée nationale rassemblant l'ensemble des informations nécessaires au calcul des indicateurs DCE pour l'ensemble des cours d'eau du territoire national. Depuis 2016, les bases de référence sont celles directement gérées par les agences de l'eau, à l'échelle des bassins.

La plateforme nationale Naiades², opérée par l'Onema, reprend aujourd'hui les données des bases de référence des agences de l'eau pour leur diffusion publique, comme cela est rendu obligatoire par la réglementation depuis la convention d'Aarhus. La base Pandore d'Irstea reste un outil majeur pour les scientifiques dans le développement des méthodes d'évaluation et des modèles.

Afin d'alimenter cette base de façon harmonisée et conforme aux résultats fournis par les protocoles d'acquisition de données, Irstea a conçu des modèles de saisie, qui ont été prescrits de façon réglementaire jusqu'en 2018. En vue d'assurer une bonne qualité des données, les équipes d'Irstea ont développé des protocoles de contrôle et de validation de ces dernières. Citons, par exemple, le protocole de bancarisation et de contrôle des données macrophytes en cours d'eau, qui a ensuite été mis à disposition des gestionnaires des bases de référence (Loriot *et al.*, 2016). Ces modèles ont été diffusés aux utilisateurs principalement via le site Web Irstea spécialisé (hydrobio.dce.irstea.fr, voir p. 90), en concertation avec les pouvoirs publics et les organismes prescripteurs des marchés de surveillance.

De par la gestion historique des données poissons en cours d'eau par le CSP (RHP), puis par l'Onema (BDMAP) et l'AFB, le Cemagref n'a été qu'utilisateur de cette base de données pour le développement des indices poissons européens (EFI, EFI+) et du nouvel indice poisson rivière (IPR+), après une importante phase de validation de la donnée.

Plans d'eau

À la fin des années 1990, l'équipe montpelliéraine était à l'origine d'une base de données « plans d'eau » déjà bien structurée pour accueillir la plupart des données relatives : (1) aux caractéristiques morphologiques et environnementales des milieux lacustres ; (2) à l'ichtyofaune. Ces dernières ont été particulièrement utiles pour la réflexion sur la typologie lacustre, par exemple. En concertation avec l'équipe de Bordeaux, et en l'absence de système national, cette base a ensuite été modifiée pour recevoir l'ensemble des données biologiques et environnementales acquises dans le cadre des réseaux DCE. Parallèlement, comme pour la biologie des cours d'eau, des masques de saisies destinés à faciliter la bancarisation et limiter les erreurs à la saisie, ont été produits par les experts impliqués dans le développement des indicateurs biologiques.

La base a été implémentée à partir des données fournies par les agences de l'eau ou d'autres opérateurs publics (délégations régionales de l'AFB) et privés (bureaux d'études) après une mise en qualité des informations reçues. Une phase préalable de vérification des données par échanges avec les opérateurs de terrain constitue un travail fastidieux, mais indispensable, qui a beaucoup mobilisé les agents du pôle AFB/Irstea Hydroécologie plans d'eau.

La bancarisation a concerné les données biologiques, physico-chimiques et hydromorphologiques acquises dans le cadre de la mise en œuvre de la surveillance DCE sur les plans d'eau (réseau de référence, RCS et RCO) ainsi qu'un certain nombre de données relatives aux forçages anthropiques (occupation du sol dans le bassin versant, anthropisation de la zone rivulaire, etc.).

2. Naiades est la base centrale initialement prévue par le système d'information sur l'eau pour regrouper l'ensemble des données issues de la surveillance biologique et physico-chimique des eaux continentales (rivières et lacs), et alimenter les évaluations réalisées par la plateforme de calcul des indicateurs du système d'évaluation de l'état écologique des eaux de surface (SEEE). L'évolution du schéma national des données sur l'eau (SNDE) ayant finalement redistribué cette compétence aux bases de bassins, gérées par les agences, Naiades a été réorientée en 2015 en une plateforme de mise à disposition centralisée des données des bases de référence des bassins.

Cette base a été ensuite régulièrement transmise à l'Onema pour alimenter Nâiades et permettre le calcul des indicateurs avec le système national d'évaluation de l'état des eaux (SEEE). Elle est maintenue dans le pôle Écla pour les besoins de la recherche.

Estuaires

Suite au démarrage de la surveillance de l'ichtyofaune, il s'est avéré indispensable de développer un système d'information opérationnel, pour tous les acteurs nationaux concernés, en intégrant selon des protocoles standardisés et sécurisés toutes les données « poisson » collectées en milieux de transition pour les besoins de la DCE. La base ainsi créée, dénommée « Pomet », a permis d'archiver les données puis d'effectuer les analyses nécessaires pour le développement de l'indicateur poisson ELFI (Estuarine and Lagoon Fish Index). Elle a aussi une vocation plus large de gestion des données des contrôles de surveillance DCE après leur mise en qualité et d'alimentation du système de calcul des métriques faisant partie de l'indicateur poisson ELFI. En 2005, une fiche de saisie a été développée sur Excel pour compiler les données recueillies lors des pêches (date, heure, durée, position géographique, salinité) et des captures (*i.e.* espèce, nombre d'individus, poids total de l'échantillon ou tailles individuelles par espèce). Cette fiche a évolué vers un formulaire en ligne pour la saisie directe dans Pometweb, application développée pour une utilisation directe par les opérateurs. Celle-là a été sécurisée par la mise en place de contrôles à la saisie. Plus de 70 % d'erreurs de saisie ont ainsi été supprimées.

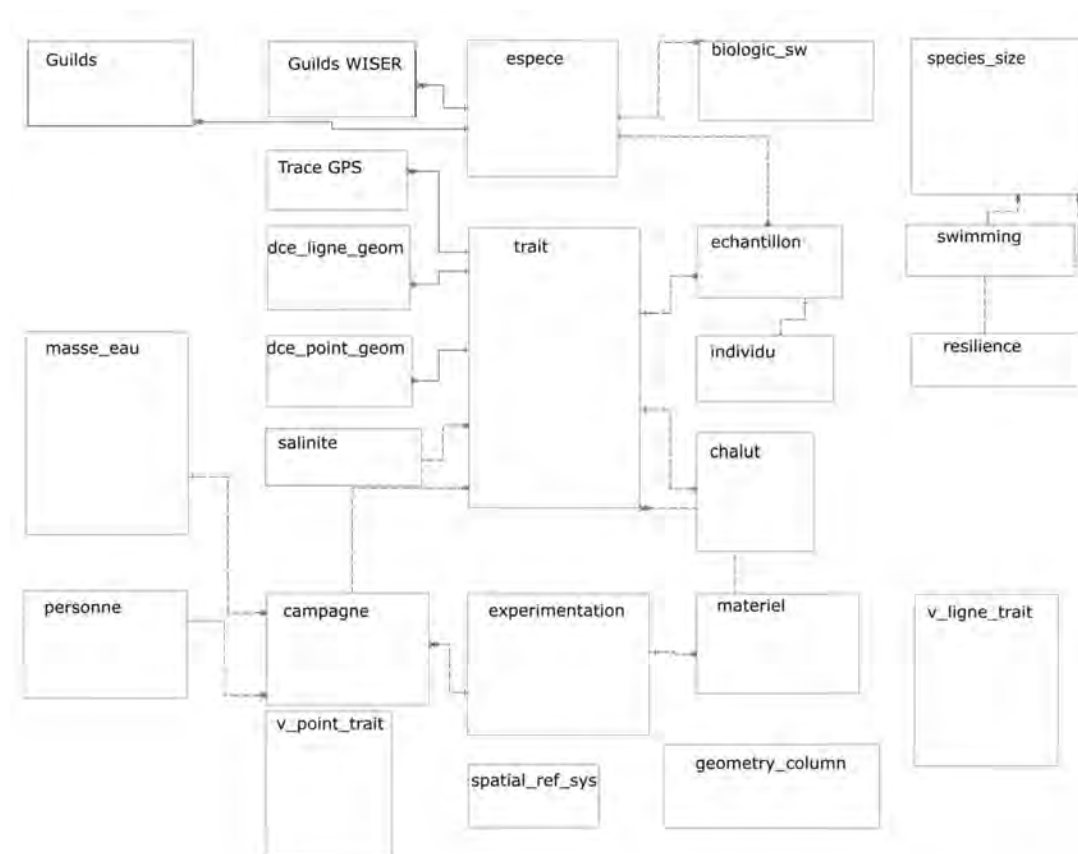


FIGURE 2 ■ Schéma relationnel de la base de données Pomet actuelle. © Mario Lepage.

Aujourd'hui, la bancarisation et le contrôle qualité des données acquises par les opérateurs de terrain se font toujours dans un premier temps dans Pomet avant le transfert dans la base Quadrige² développée et gérée par l'Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (Ifremer). Toutes les données biologiques de la surveillance dans les eaux côtières et de transition sont archivées dans la base Quadrige².

La base de données initiale était assez simple et elle s'est enrichie de plusieurs tables pour permettre des analyses de données plus complexes au fil du temps (figure 2).

De nouveaux aménagements de la base Pomet sont actuellement en cours afin de pouvoir bancariser les données des inventaires poissons réalisés dans les estuaires de Guyane. Le référentiel taxinomique est mis à jour tous les cinq ans de façon à maintenir une certaine uniformité dans les taxons qui changent parfois de nom à une fréquence plus rapide.

Codification des données

L'harmonisation et la structuration des bases de données se sont nécessairement accompagnées d'un travail d'élaboration ou de révision des systèmes de codage des données taxinomiques. Les référentiels ont donc été développés pour l'ensemble des éléments biologiques. Les systèmes préexistants, comme les codes quatre lettres pour les diatomées ou les codes six lettres pour les macrophytes et le phytoplancton, ont été complétés et mis à jour sur la base de règles formalisées (par ex. Loriot & Chauvin, 2016).

Ces référentiels « taxons », ainsi que la mise à jour des référentiels « méthodes » et « paramètres » pour l'hydrobiologie, ont été intégrés par le Sandre³ dans son système de codage, en tant que version de base pour la remise à niveau de l'ensemble du système Sandre en adéquation avec les nouveaux indicateurs et les nouvelles bases de données. Rappelons que, en France, la réglementation impose l'utilisation des codes et scénarios d'échange du Sandre pour toute donnée produite ou échangée dans le cadre de la surveillance au titre du Code de l'environnement.

Depuis 2016, la maintenance et le développement de ces référentiels se poursuivent dans le cadre de la forge « Taxinomie et Bio-indication » du SEEE (cf. p. 20) avec une implication forte des scientifiques.

Définition des masses d'eau, délimitation et référentiel typologique

Les hydro-écorégions de France et d'Europe

En 2001, grâce à un fort investissement dans les groupes DCE, une approche typologique par hydro-écorégions (HER) combinant des caractéristiques géologiques, climatiques et géographiques (ex. altitude) était proposée. Après un premier rapport méthodologique, une carte préliminaire de 22 HER (figure 3) était livrée aux utilisateurs fin 2001 (Wasson *et al.*, 2002), puis adoptée pour servir de base à la typologie nationale des cours d'eau et plans d'eau.

3. Le schéma national des données sur l'eau est l'« outil permettant l'organisation, la rationalisation et la mutualisation des données entre les différents producteurs de données, à l'échelle de la France ».

Ainsi, en concertation avec les agences de l'eau et le ministère en charge de l'environnement, l'option a été prise d'écarter le système A⁴ de classification, première option préconisée dans l'annexe V de la DCE, et d'adopter le système B en utilisant les hydro-écorégions en proxy de certains critères obligatoires (alcalinité, géologie, par exemple).

Typologie des cours d'eau

Pour obtenir une typologie des cours d'eau, cadre fonctionnel pour l'évaluation et la gestion, l'approche régionale a été complétée par la dimension longitudinale (taille du cours d'eau) approchée par les rangs de Strahler (ordination progressive des cours d'eau de taille croissante au sein des réseaux hydrographiques). La typologie, somme toute simple, résultait donc du croisement « HER × rang » ; elle a été affinée et complétée en 2005 par la prise en compte de l'influence des HER amont, évaluée à partir de deux descripteurs fonctionnels très robustes : le débit moyen et la teneur en calcium. Ces variables permettent de « tracer » l'influence du bassin amont sur des tronçons situés à l'aval dans des HER différentes. Cette typologie a été adoptée comme référentiel national (Chandesris *et al.*, 2006).

Typologie des milieux lacustres

L'exercice de définition de la typologie des plans d'eau s'est fortement inspiré du travail réalisé sur les hydro-écorégions. Cependant, il a été très contraint par l'absence de données sur certaines caractéristiques des lacs telles que la profondeur moyenne ou l'alcalinité⁵ (Holley & Guibert, 2005) et par l'inadéquation au niveau national de certains seuils proposés par l'Europe pour ces critères morphologiques (limite altitudinale à 800 m, par exemple). La typologie a donc été réalisée essentiellement par expertise et sur la base de nos travaux en écologie des communautés visant à comprendre l'effet des forçages environnementaux sur les organismes (Pronier, 2000 ; Argillier *et al.*, 2002a ; Argillier *et al.*, 2002b ; Holley & Argillier, 2005). La typologie définie résulte d'une combinaison de critères qualitatifs obligatoires (origine, profondeur, par exemple) ou de leur proxy via l'appartenance aux hydro-écorégions (calcaire/siliceux, par exemple) et de critères dits « fonctionnels » tels que la forme de la cuvette qui détermine, entre autres, la présence/absence d'une zone littorale, ou la présence/absence de marnage. Ces choix ont conduit à l'identification de 11 types de lacs naturels et 18 types de plans d'eau d'origine anthropique qui ont été décrits dans une circulaire (ministère de l'Écologie et du développement durable, 2005). Cependant, ces types se sont avérés assez peu pertinents pour le développement des indicateurs, la plupart d'entre eux regroupant trop peu de plans d'eau. Par ailleurs, cette typologie est peu comparable avec celles réalisées par les autres États membres. Enfin, la typologie nationale des plans d'eau ne prend pas en compte la taille des lacs, critère « obligatoire » et dont l'importance a été mise en évidence à maintes reprises sur la biodiversité. Ces distorsions ont conduit à certaines difficultés dans l'harmonisation des méthodes d'évaluation et le rapportage au niveau européen.

4. Pour établir la typologie de chaque catégorie de masses d'eau, la DCE propose deux méthodes : le système A et le système B. En plus de l'appartenance à une écorégion, le système A utilise un ensemble de critères définis (altitude, dimension, profondeur moyenne, géologie, degré de salinité) et pour chacun d'entre eux, des bornes fixes. Par exemple, pour l'altitude des cours d'eau et plans d'eau, le système A considère trois types selon que la masse d'eau est en plaine à moins de 200 m, à moyenne altitude entre 200 et 800 m, ou à plus de 800 m. Le système B utilise des descripteurs obligatoires comme dans le système A (dimension des milieux par exemple) mais le choix des seuils de définition des types sont laissés libres. De plus, ce système B utilise des descripteurs ou combinaisons de descripteurs facultatifs (cas des hydroécorégions françaises par exemple). Dans le cas d'une utilisation du système B, les États membres doivent arriver au moins au même degré de détail qu'avec le système A.

5. Ces caractéristiques ne sont encore pas complètement renseignées sur les plans d'eau de plus de 50 ha faisant l'objet d'un rapportage à la commission.

Suite à l'acquisition de nouvelles données morphologiques des plans d'eau, il a été décidé de réviser cette typologie pour faciliter les intercomparaisons au niveau européen ; le travail est en cours au pôle Écla à Aix-en-Provence, en collaboration avec l'OFB (Jean-Claude Raymond).

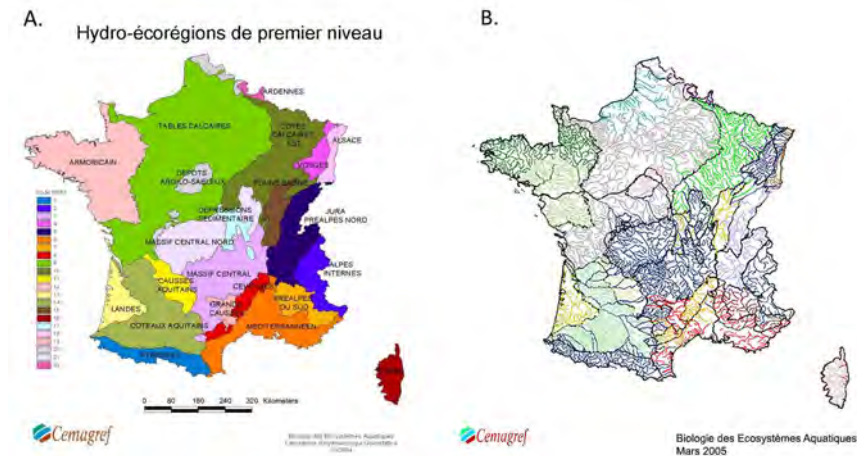


FIGURE 3 ■ Les hydro-écorégions de niveau 1 (A) servent de base à la typologie des cours d'eau (B). D'après Wasson et al., 2002, Chandesris et al., 2006.



Lac Pavin (lac volcanique, Auvergne).

Les lacs sont des écosystèmes fermés ou semi-ouverts. Chaque lac affiche des caractéristiques hydromorphologiques propres qui déterminent son fonctionnement. La complexité et la diversité de lacs naturels et artificiels rendent difficile la construction d'une typologie. © Christian Chauvin.

Typologie des eaux de transition

Sur les estuaires, une vingtaine de critères hydromorphologiques choisis pour leurs effets potentiels sur les éléments de qualité biologique, allant du débit moyen annuel à l'exposition des vagues en passant par la nature des sédiments, ont été proposés pour la réalisation de la typologie. Les critères ont été renseignés à dire d'experts en groupes de travail pour chaque masse d'eau. Une classification hiérarchique ascendante a ensuite été réalisée pour regrouper les masses d'eau qui se ressemblaient le plus pour obtenir neuf types d'estuaires sur la façade atlantique et la Manche (Lepage *et al.*, 2004a). Cet exercice a été conduit avant de connaître la composition en espèces de chaque estuaire puisque les campagnes d'échantillonnage n'avaient pas encore commencé. Quand les premières données d'échantillonnage des poissons sont devenues disponibles en 2007, il est apparu que la typologie était trop complexe pour cet élément de qualité et que les estuaires pouvaient être séparés en deux classes de taille, les grands estuaires ($> 100 \text{ km}^2$) et les petits ($< 100 \text{ km}^2$), et en deux écorégions, Manche et Atlantique, puis en zone de salinité (oligohalin, mésohalin et polyhalin) qui s'avère être un des principaux facteurs structurant les communautés de poissons en estuaire. En raison d'enjeux de gestion particuliers à certaines zones, certains grands estuaires ont fait l'objet d'un découpage en plusieurs masses d'eau (ex : l'estuaire de la Gironde est découpé en six masses d'eau). La typologie pourrait ne pas être la même en fonction des éléments de qualité biologique à évaluer, car les organismes biologiques ne répondent pas de la même façon aux éléments hydromorphologiques selon les milieux.

La typologie des lagunes méditerranéennes a été réalisée au niveau local par des experts de l'Ifremer et des universités qui ont défini un seul type de lagune. Cependant, les travaux postérieurs d'Irstea ont montré qu'il était souhaitable de faire deux ou quatre types (Drouineau *et al.*, 2011). En revanche, les travaux conduits lors du projet Liteau II ont montré que deux critères pouvaient suffire pour réaliser une typologie compatible avec les données biologiques en prenant la superficie des lagunes (petite $< 50 \text{ km}^2$ et grande lagune $> 50 \text{ km}^2$) en tant que paramètre hydromorphologique, et la salinité en tant que paramètre physico-chimique (Girardin *et al.*, 2009).

Constitution des réseaux de référence cours d'eau et plans d'eau

La notion « d'état de référence » constitue le point d'ancrage essentiel de l'évaluation de l'état écologique et de l'objectif de bon état fixé par la DCE.

La cellule DCE (Irstea Lyon) a élaboré et fourni aux groupes de pilotages nationaux des outils quantifiés pour évaluer un niveau de pression anthropique « faible à très faible » à la fois sur cours d'eau et plans d'eau. Ces critères ont été repris dans la circulaire ministérielle relative à la constitution et à la mise en œuvre du réseau de sites de référence (Ministère de l'Écologie et du développement durable, 2004). Sur ces bases, par analyse des données sous système d'informations géographiques (SIG), un réseau de près de 400 sites de référence en cours d'eau a été proposé, puis validé par dire d'experts par les hydrobiologistes des directions régionales de l'Environnement (Diren). Outre l'acquisition de données essentielles au calcul des valeurs de référence pour certains indicateurs utilisés dans les méthodes d'évaluation françaises alors en construction, le réseau de référence des cours d'eau a fourni les données qui ont permis de participer très activement aux programmes d'harmonisation

européenne des évaluations (cf. p. 83). Pour intégrer les retours d'expérience des relevés réalisés sur le réseau de référence de 2005 à 2007 ainsi que de nouvelles consignes plus précises apportées par les guides européens publiés par la Commission européenne (Wallin *et al.*, 2003), le réseau de site de référence cours d'eau a fait l'objet d'une mise à jour en 2009, réalisée par l'équipe Cemagref de Lyon (Mengin *et al.*, 2009).

Les informations et données préconisées par la circulaire ont été aussi utilisées par les agences de l'eau pour constituer le réseau de référence des plans d'eau qui incluait 24 lacs naturels et 5 retenues d'origine anthropique. Néanmoins, ces milieux lacustres de référence, outre leur faible nombre et leur faible représentativité de la diversité environnementale (la plupart étant situés en altitude), se sont avérés peu utiles, d'autant plus que certains niveaux de pressions mesurés par la suite étaient *in fine* non conformes à ce que l'on pouvait attendre pour un site de référence (Holley *et al.*, 2006). Cela nous a conduits à développer des démarches alternatives pour définir les conditions de référence de certains bio-indicateurs. Ainsi, pour ancrer les valeurs des indicateurs développés en plans d'eau, tout comme en estuaires ou aucun réseau de sites de référence n'a pu être constitué, nous avons défendu au niveau national, puis européen, dans les groupes d'interétalonnage, le recours à la modélisation et à l'utilisation de sites soumis à de faibles niveaux de pression (mais hors réseau de sites de référence). Dans les eaux de transition, il n'a pas été possible de choisir des stations pour intégrer le réseau de référence, car les estuaires français supportent tous un niveau de pression anthropique supérieur à un seuil sans effet. La position des estuaires à l'exutoire des bassins versants et la forte proportion de population vivant sur la frange littorale ne permettent pas de trouver des sites pouvant être qualifiés de référence.



Station d'épuration.

Base des activités humaines, l'eau et les milieux aquatiques subissent de fortes pressions de natures variées. Leurs interactions sont de ce fait complexes. Pour en évaluer l'impact, la mise en place d'indicateurs multimétriques est donc nécessaire. © Stockr/Adobe Stock.

Enfin, dans le contexte du changement climatique, des travaux ont été conduits pour évaluer la possibilité de mise en place d'un réseau de référence pérenne. Ce dernier devait permettre d'apporter des compléments d'information en vue de la mise à jour des conditions de référence biologique et aussi un suivi de l'effet du changement climatique sur ces conditions de référence. Irstea a accompagné l'AFB dans le positionnement des sites à équiper sur le réseau hydrographique. En plans d'eau, des travaux ont été aussi développés pour optimiser les méthodes de mesure (position de la chaîne de thermomètres, fréquence des mesures etc.) et le choix des équipements. INRAE poursuit cet accompagnement de l'OFB dans l'implémentation du dispositif au niveau national et bancarise les données.

Mise au point de méthodes d'échantillonnage

En France, lors de la publication de la directive en 2000, certaines méthodes étaient utilisées en routine, par divers opérateurs publics ou privés, pour caractériser les différentes composantes biotiques et physico-chimiques des milieux aquatiques continentaux. Cependant, la mise en œuvre de la DCE a conduit à mener une réflexion, au niveau national, sur la pertinence de ces méthodes existantes pour acquérir des connaissances sur lesquelles des indicateurs « DCE compatibles » pouvaient être développés. Globalement, bien que les scientifiques français aient été relativement précurseurs dans le domaine de la surveillance des milieux aquatiques, les méthodes françaises existantes se sont avérées souvent imparfaitement adaptées en raison soit d'un coût incompatible avec une mise en œuvre en routine, soit parce qu'elles ne permettaient pas de collecter toutes les informations requises par la DCE (tableau 1).

Le phytoplancton en grands cours d'eau

Avant la mise en œuvre de la DCE, les peuplements phytoplanctoniques n'étaient considérés dans le diagnostic de qualité des cours d'eau que par le biais des concentrations en chlorophylles qu'ils induisaient, paramètre utilisé comme un critère global de niveau trophique pour le chenal des grands et très grands cours d'eau. Dans quelques cas particuliers, les communautés planctoniques ont été analysées en tant que telles pour suivre plus précisément l'impact d'installations industrielles (centrales nucléaires sur la Loire, par exemple). Ce compartiment biologique n'était pas utilisé dans l'évaluation de l'état des cours d'eau, car il suit une dynamique complexe. De plus, les communautés phytoplanctoniques fluviales étaient assez mal connues au regard des travaux nombreux portant sur les systèmes lacustres. Or, s'il est communément admis que le phytoplancton n'est pas un compartiment écologique important dans le réseau trophique des cours d'eau petits à moyens (phytoplancton réduit ou absent), il est *a contrario* un compartiment essentiel du fonctionnement des grands et très grands cours d'eau, systèmes composites dans lesquels le chenal, habitat propre à ce type de cours d'eau, joue le rôle d'une zone pélagique où se déroulent des mécanismes biologiques et physico-chimiques conditionnant fortement l'état des milieux fluviaux. Cet habitat doit être évalué spécifiquement, par une approche différente de celles utilisées pour les zones rivulaires qui, elles, sont plus facilement comparables aux rivières plus petites.

La surveillance généralisée à l'échelle nationale et les prescriptions méthodologiques de la DCE nécessitaient donc l'élaboration d'une méthodologie d'acquisition de données susceptible de fournir des résultats comparables à cette échelle territoriale de suivi. En 2010, l'équipe de Bordeaux, avec l'aide de la direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (Dreal) Lorraine, a proposé un protocole destiné à être appliqué sur l'ensemble des stations « grands cours d'eau » des

réseaux de surveillance, afin d'acquérir des données harmonisées susceptibles de servir de base au développement d'un indicateur (Laplace-Tretyure *et al.*, 2010).

TABEAU 1 ■ Les différentes métriques incluses dans la caractérisation des états écologiques très bon, bon et moyen, définies dans l'annexe V de la DCE.

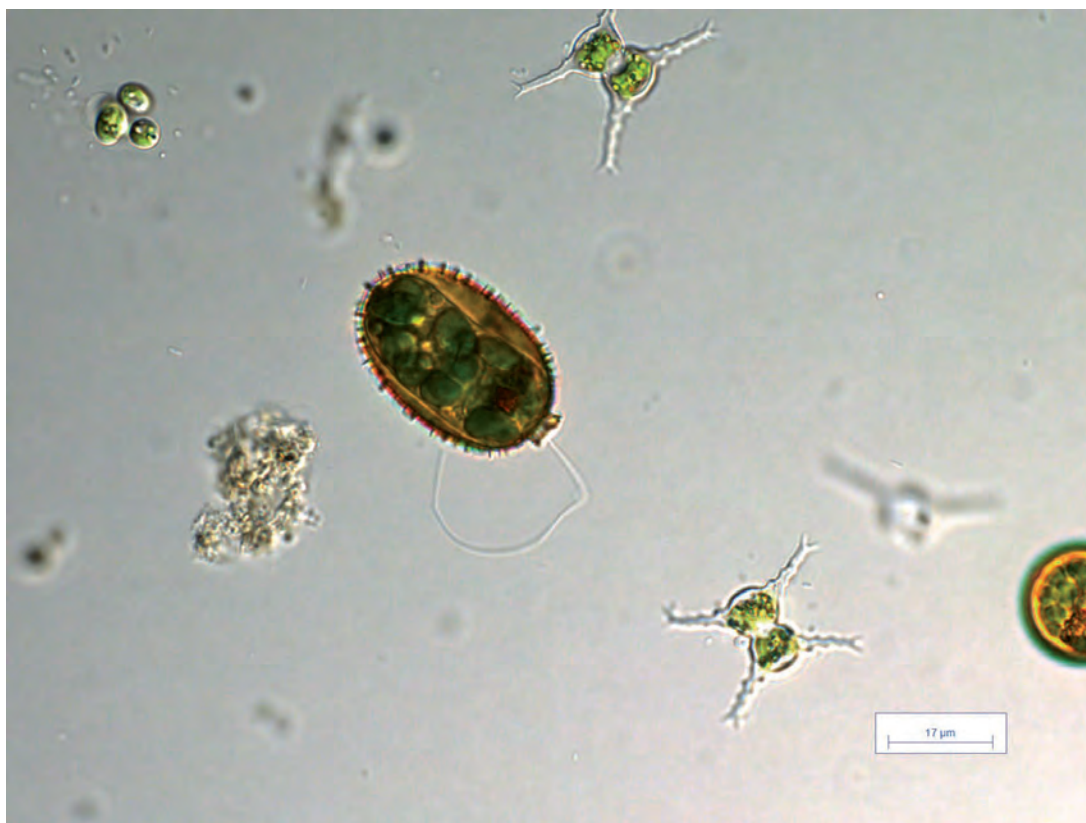
Catégorie d'eau de surface	Indicateur de qualité biologique	Composition taxonomique	Abondance ^a	Taxons sensibles aux perturbations	Diversité
Rivières et lacs	Phytoplancton	X	X		
	Macrophytes et phytobenthos	X	X		
	invertébrés benthiques	X	X	X	X
	Faune Poissons	X	X	X	
Eaux de transition	Phytoplancton	X	X		
	Macroalgues	X	X		
	Angiospermes	X	X		
	Invertébrés benthiques	X	X	X	X
	Poissons	X	X	X	
Eaux côtières	Phytoplancton	X	X		(X)
	Macroalgues et angiospermes		X	X	(X)
	Invertébrés benthiques	X	X	X	X

Catégorie d'eau de surface	Indicateur de qualité biologique	Structure des âges	Fréquence et intensité des blooms algaux	Biomasse	Absence de groupes taxonomiques majeurs	Taxons indicateurs de pollutions
Rivières et lacs	Phytoplancton		X	X ^b		
	Macrophytes et phytobenthos					
	invertébrés benthiques				X	
	Faune Poissons	X				
Eaux de transition	Phytoplancton		X	X		
	Macroalgues					
	Angiospermes					
	Invertébrés benthiques					X
	Poissons					(X ^d)
Eaux côtières	Phytoplancton		X	X		
	Macroalgues et angiospermes					
	Invertébrés benthiques			(X)		X

a : ou répartition selon la profondeur / recouvrement pour les algues et angiospermes ; b : seulement pour les lacs ; c : seulement pour les macroalgues ; d : par bioaccumulation-biotests.

Le phytoplancton en plans d'eau

En collaboration avec l'Inra (UMR Carrtel, Thonon-les-Bains), un cadre pour l'échantillonnage, la conservation, l'observation et le dénombrement des communautés phytoplanctoniques et un cadre d'acquisition des éléments physico-chimiques obligatoirement associés ont été définis (Laplace-Treuture *et al.*, 2009). Ils résultent de l'expérience acquise par l'analyse des 500 relevés de phytoplancton de type « diagnose rapide » (Barbe *et al.*, 1990 ; Barbe *et al.*, 2003), réalisés sur plus de cent lacs du territoire français, dont les données sont stockées dans la base plan d'eau d'Irstea. Ces cadres méthodologiques intègrent les exigences de la DCE et de la norme européenne NF EN 15204 (2006) portant sur la préparation et l'observation microscopique d'échantillons de phytoplancton.



Trachelomonas hispida var. *crenulato-collis* © Christophe Laplace-Treuture.

Parmi les groupes planctoniques, les Cyanobactéries font l'objet d'un suivi particulier, car la production de toxines par certaines espèces remet en question plusieurs usages de l'eau (baignade, production d'eau potable) et la survie d'autres organismes aquatiques.

Les macrophytes en cours d'eau

Un protocole de relevé des peuplements de macrophytes en cours d'eau existait depuis 2003, sous la forme de la norme NF T90-395 « indice biologique macrophytique en rivière ». L'équipe de Bordeaux avait largement contribué aux travaux ayant abouti à l'élaboration de ce référentiel, menés en partenariat entre les scientifiques du GIS Macrophytes des eaux continentales (Haury *et al.*, 2006a).

La première phase, préalable au développement des indicateurs « macrophytes » dont Irstea avait la charge, a consisté à reprendre ce protocole normalisé pour le préciser et mettre à disposition des opérateurs des outils fonctionnels pour une utilisation en réseau national : précision des conditions de définition des points de prélèvement, réflexion sur les paramètres d'identification et de description de la station, élaboration d'une fiche standardisée de relevés, conception et diffusion d'outils informatiques pour la saisie et le contrôle des relevés.

Le protocole adapté aux très grands cours d'eau, proposé dans le projet de guide technique d'application de la norme, a également fait l'objet de compléments pour son inclusion dans les cahiers des charges des marchés de surveillance hydrobiologique (Chauvin, 2008).

Les macrophytes en plans d'eau

Au début des années 2000, les différents protocoles d'échantillonnage de terrain utilisés en France depuis plusieurs décennies rendaient impossible une comparaison des données existantes à l'échelle du territoire métropolitain. De plus, la majorité de ces protocoles ne répondait pas aux exigences de l'annexe V de la DCE ou ne rendait pas compte de l'état des colonisations végétales au-delà des zones aquatiques de faibles profondeurs autorisant une exploration à pied. Ainsi, en 2007, un protocole standardisé a été proposé pour réaliser des inventaires de macrophytes fournissant une base pour le développement d'un indice biologique pour les plans d'eau dont l'amplitude du marnage annuel est inférieure ou égale à deux mètres (Dutartre & Bertrin, 2009). Utilisable en routine par divers opérateurs de terrain, cette méthode repose sur des prospections sur la rive et vers le large du plan d'eau au sein « d'unités d'observation ». Ces unités sont positionnées sur le périmètre du lac à partir d'une méthode géométrique (Jensen, 1977) et du type d'occupation des rives.

Ce protocole d'échantillonnage des macrophytes en plans d'eau a fait l'objet de travaux de normalisation qui ont abouti à la norme expérimentale XP T90-328 en 2010 et au guide d'application FD T90-728 en 2017, référentiels actuellement en cours d'homologation (validation en norme NF prévue en 2020). Pour compléter ces référentiels normatifs, un protocole d'échantillonnage adapté à la végétation aquatique des plans d'eau marnants a également été proposé par l'équipe (Dutartre & Bertrin, 2012) afin de permettre la prospection de cet élément biologique dans les cas de réservoirs à très forte variation de niveau.



Observation des macrophytes en plan d'eau.

Les macrophytes, souvent très diversifiés, contribuent pour une part importante au fonctionnement biologique des lacs. Très sensibles aux perturbations physiques et chimiques qui altèrent les zones rivulaires des lacs, les macrophytes sont révélateurs de l'état écologique de ces hydro-systèmes. © Vincent Bertrin.

Les diatomées en cours d'eau

La méthode d'échantillonnage des diatomées pour la mise en œuvre de l'indice biologique diatomées (IBD) a été normalisée pour la première fois en 2000 (AFNOR, NF T90-354, revue en 2016), grâce à une collaboration étroite entre les différentes agences de l'eau et Irstea (Michel Coste). Cette méthode s'applique à l'ensemble des cours d'eau (dont grands et très grands cours d'eau), à l'exception des zones estuariennes. Elle précise le choix du site, du faciès, du support à privilégier pour obtenir un échantillonnage représentatif des flores diatomiques, et décrit le prétraitement de l'échantillon sur le terrain, la préparation au laboratoire des lames microscopiques, ainsi que les méthodes d'observation, de comptage et de détermination des diatomées. Elle est entièrement compatible avec la norme européenne qui encadre l'échantillonnage des diatomées en cours d'eau et leur traitement en laboratoire (NF EN 14407).

Cette méthode s'applique également aux cours d'eau des DROM-COM, moyennant l'inclusion de quelques spécificités (l'effort d'échantillonnage, par exemple, doit être beaucoup plus important dans les cours d'eau de Guyane, très oligotrophes, où la densité d'organismes est très faible). Cela permet désormais le rattachement de l'échantillonnage dans les cours d'eau de ces territoires tropicaux au même référentiel technique que celui préconisé pour la surveillance des rivières métropolitaines.

Les diatomées en plans d'eau

Une méthodologie d'échantillonnage a été proposée en 2010 (Morin *et al.*, 2010b). Elle ne fait pas encore l'objet d'une norme AFNOR, mais elle est compatible avec les recommandations du référentiel européen NF EN 14407. Une campagne nationale exceptionnelle d'acquisition de prélèvements diatomiques lacustres basée sur cette méthode a été proposée par Irstea et réalisée entre 2015 et 2017 ; les informations recueillies seront complétées par celles issues des campagnes de 2018 puis 2019. L'analyse des données permettra de caler définitivement certains critères d'échantillonnage, à savoir notamment s'il faut privilégier un prélèvement sur substrat dur ou sur macrophytes, et permettra *in fine* de produire les données nécessaires au développement d'un indice diatomique spécifique aux milieux lacustres.

Les macro-invertébrés en cours d'eau

Fruit d'une collaboration entre le Cemagref (unité de recherche Biologie des écosystèmes aquatiques (BEA), centre de Lyon) et l'université de Metz, un nouveau protocole d'échantillonnage, associant les préconisations de la DCE sur la représentativité des habitats principaux et l'effort d'échantillonnage, tout en préservant la possibilité de calculer l'indicateur précédemment utilisé en France (l'IBGN, indice biologique global normalisé), a été mis au point (Usseglio-Polatera *et al.*, 2009). Il a d'abord été testé sur les sites de référence puis, après analyse de ce retour d'expérience, il a été adapté pour s'appliquer au réseau de surveillance mis en œuvre dès 2007. Ce protocole a ensuite fait l'objet de l'élaboration d'une norme AFNOR par un groupe d'experts de la commission de normalisation T95F. Une première norme concernant l'échantillonnage des macro-invertébrés en rivière a été publiée en septembre 2009 (XP T90-333), une deuxième norme concernant le traitement et la détermination des échantillons d'invertébrés benthiques en juin 2010 (XP T90-388).

Un protocole spécifique aux grands et très grands cours d'eau a également été développé et normalisé en 2019 (XP T90-337). L'élaboration des guides d'application pour ces normes est en cours par la commission de normalisation de l'AFNOR.



Prélèvement de macro-invertébrés en cours d'eau.

L'historique des données accumulées depuis les années 1970 sur les invertébrés benthiques en cours d'eau a permis d'initier rapidement le développement d'une méthode d'échantillonnage qui répond aux prescriptions de la DCE. © Christian Chauvin.

L'ichtyofaune en plans d'eau

Comme pour les macrophytes, aucune méthode standardisée n'était proposée au niveau national pour échantillonner les poissons en plans d'eau. La méthode la plus répandue consistait à poser des filets verticaux en différents secteurs du lac afin d'échantillonner toute la colonne d'eau (Degiorgi, 1994). Parallèlement, un standard européen reposant sur l'utilisation de filets mailants multi-mailles de type « araignées » (posés sur le fond), était publié sur proposition de scientifiques d'Europe du Nord (C.E.N., 2005). Le choix de la méthode à utiliser dans le cadre des réseaux de suivi DCE a donc été posé, et le Cemagref, via le GIS Plans d'eau, est intervenu dans l'aide à cette décision par comparaison des résultats obtenus et des aspects logistiques sur des sites pilotes. Ce travail a conduit à l'adoption du protocole normalisé pour la réalisation des suivis dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE au niveau national, et certains résultats ont été publiés (Alexander *et al.*, 2015).



Pêche aux filets maillants.

L'échantillonnage des poissons en plan d'eau profond, où la pêche électrique n'est pas possible, impose de trouver le bon compromis entre le recueil d'informations pertinentes pour la construction d'un indicateur et le coût de sa mise en œuvre. © Stéphanie Pédron.

L'ichtyofaune dans les estuaires

Mis à part les campagnes de pêche menées en Gironde depuis 1979 et quelques inventaires anciens et partiels existant par ailleurs, aucun estuaire français ne faisait l'objet d'un suivi récurrent de son ichtyofaune avant 2005. De plus, lorsqu'ils existaient, les échantillonnages étaient réalisés avec différents engins (filets maillants, pibalours, verveux, nasses, chalut à panneau, etc.) qui rendaient difficile la comparaison des données de pêche. Dans ce contexte, il est apparu évident que la construction de l'indicateur « poissons » en eau de transition confiée au Cemagref de Bordeaux en 2004 ne pourrait être réalisée sans la mise en place d'une procédure d'échantillonnage de qualité, standardisée, applicable au niveau national. Après comparaison de plusieurs techniques, le choix s'est porté sur l'utilisation du chalut à perche ; cette méthode permet d'obtenir des échantillons reflétant bien la diversité du peuplement et de donner une mesure quantitative des espèces présentes. Deux méthodes, l'une pour la réalisation d'inventaires des poissons dans les masses d'eau de transition de la façade Manche-Atlantique et une autre pour les lagunes méditerranéennes, ont été proposées (Lepage & Girardin, 2006b ; a). La procédure concernant l'échantillonnage des poissons dans les estuaires a ensuite été mise à jour en 2008 après quelques années d'application. Elle a servi de base à l'élaboration de la norme expérimentale AFNOR XP T90-701 (AFNOR, 2011). Pour tenir compte du retour d'expérience et stabiliser le protocole, ce référentiel fait l'objet d'une révision qui permettra la publication d'une nouvelle version homologuée NF en 2020.

Développement des bio-indicateurs

Le développement des bio-indicateurs est probablement l'action qui a mobilisé le plus les chercheurs au sein de l'Institut, dont un grand nombre était sous contrat à durée déterminée. Ce développement a concerné tous les compartiments biologiques et tous les milieux d'eau douce de surface couverts par la DCE. Ces travaux ont en commun d'avoir nécessité d'abord un travail de mise en qualité des données biologiques et environnementales, voire leur collecte et leur bancarisation. Ils ont ensuite mobilisé des compétences en analyse statistique de données et en modélisation statistique (développement de modèles pressions/impacts). Les méthodes mises en œuvre peuvent cependant être très différentes d'un bio-indicateur à l'autre en fonction des données disponibles, des acquis des équipes et des contraintes inhérentes aux contextes.

Le phytoplancton en grands cours d'eau

Initialement prévus pour être développés par Irstea à partir de 2010, les travaux sur l'indicateur phytoplancton en grands cours d'eau n'ont pas été programmés, faute de moyens humains et de crédits mobilisables. Le travail s'est arrêté à la phase de préparation et de bancarisation des données disponibles, préalable à un futur développement d'indicateur. À partir de 2017, une collaboration entre le Cerema et Irstea s'est mise en place afin de reprendre le travail de collecte et de bancarisation des données de phytoplancton en grands cours d'eau et en canaux. À ce jour, le travail de développement d'un indicateur fait l'objet d'un nouveau projet porté par INRAE, qui devrait aboutir en 2023.

Le phytoplancton en plans d'eau – IPLAC

Après plusieurs années de travail sur les jeux de données de phytoplancton en plans d'eau disponibles au niveau national, un indicateur portant sur cet élément biologique a vu le jour en 2013 (Feret & Laplace-Treyture, 2013). L'indice phytoplancton lacustre, ou IPLAC, est un indice multimétrique composé de deux métriques agrégées : la métrique de biomasse algale (MBA) basée sur la moyenne des concentrations en chlorophylle-a et la métrique de composition spécifique (MCS) basée sur l'utilisation d'une sélection de 165 taxons indicateurs de qualité d'eau. L'IPLAC répond essentiellement à la trophie des eaux, exprimée par les concentrations en phosphore, et s'applique à l'ensemble des plans d'eau de métropole aussi bien naturels qu'artificiels. Les résultats produits sont exprimés en ratio de qualité écologique (EQR) et varient ainsi entre 0 et 1. Cet indicateur a été adopté dans le système d'évaluation d'état français et porté à l'intercalibration pour son acceptation européenne en 2016 (Laplace-Treyture, 2016a ; c ; b), puis publié la même année (Laplace-Treyture & Feret, 2016).

Au cours de la période 2016–2018, des travaux ont été menés sur la possible utilisation des traits morpho-fonctionnels du phytoplancton afin de mettre en exergue d'autres pressions (nitrate, carbone organique dissous, matières en suspension) et/ou de mieux les qualifier (Derot *et al.*, 2018 ; Laplace-Treyture *et al.*, 2019). Ils se poursuivent en testant des approches fonctionnelles utilisant les caractéristiques des taxons du phytoplancton et des outils statistiques de *machine learning* (forêts aléatoires).

Les macrophytes en cours d'eau – IBMR

Le premier travail, en 2006, a focalisé sur l'analyse et l'argumentation de la pertinence de l'élément « macrophytes » pour l'évaluation de l'état écologique des différents types de cours d'eau (Chauvin

et al., 2006). Ces réflexions ont conduit à l'intégration de cet élément de qualité biologique dans le programme de surveillance, à la seule exception de l'HER2 (Alpes internes) pour laquelle la forte dynamique de nombreux cours d'eau ne permet pas le développement de communautés macrophytiques utilisables comme indicateur de pression anthropique.

L'IBMR, indice macrophytique biologique en rivière, existait depuis 2003 (norme AFNOR NF T90-385 d'octobre 2003, développée par le GIS Macrophytes des eaux continentales, avec la contribution de chercheurs du Cemagref). Pour élaborer une méthode d'évaluation sur la base de cet indicateur, il restait à définir des valeurs de référence typologiques et des bornes de classes d'état. Ce n'est qu'en 2012 que le jeu de données a été suffisant, en nombre d'opérations de contrôle et en couverture typologique, pour soutenir les analyses statistiques sur lesquelles a été basée la définition des références et des seuils de classes⁶.

Le travail accompli à partir des données du réseau de référence a été établi sur la construction d'une biotypologie utilisant l'ensemble des taxons présents sur les cours d'eau français, qui ont au moins une occurrence dans la base de données Pandore. Dans une première approche, cette liste de taxons a fait l'objet de plusieurs tests pour définir les critères les plus pertinents pour discriminer les clusters : coefficients d'aquaticité, macrotypologie (cours d'eau calcaires/peu minéralisés), ubiquité confondante de certains taxons (*Fontinalis antipyretica*, *Vaucheria* sp.) ou taxons très spécifiques à certains substrats (*Hildenbrandia* sp., lichens). Les clusters finalement retenus ont permis, sur la base des groupes d'opérations de contrôle correspondants, de calculer sept valeurs de référence pour l'IBMR en France. Chacun des 124 types de cours d'eau a ensuite été affecté d'une de ces valeurs, sur la base d'analyses de similarités entre les relevés et la composition des biotypes, complétées par avis d'experts appuyés sur les référentiels phytosociologiques (Cahiers d'habitats Natura 2000).

Les valeurs de seuils de classes ont été calculées en comparant les points d'inflexion de la distribution des valeurs d'EQR (écart à la référence) avec la distribution des limites de classes pour les paramètres physico-chimiques.

Ce travail, testé sur les jeux de données bancarisées après le calcul de ces valeurs et confrontés aux résultats de l'intercalibration européenne, a abouti à un jeu de valeurs de références et de seuils de classes de qualité pour l'IBMR (Chauvin *et al.*, 2011 ; 2012).

Des travaux ont également été menés à partir de 2012 vers la recherche de métriques biologiques répondant spécifiquement aux différents types de pression identifiés dans la DCE, afin de rechercher les bases pour un indicateur multimétrique et des indicateurs de diagnostic. Une vingtaine de métriques biologiques (sur 4 900 testées) ont été retenues comme base de travail concernant d'une part la réponse aux paramètres environnementaux descriptifs de la physico-chimie, d'autre part la sensibilité aux caractéristiques hydromorphologiques. Un catalogue de traits écologiques sur ces deux domaines a été produit pour l'ensemble des taxons. Ces travaux se poursuivent actuellement pour confirmer la possibilité d'utiliser des métriques « macrophytes » et les mettre en relation avec des perturbations hydromorphologiques.

6. L'élément biologique « macrophytes » n'était pas suivi dans les programmes de surveillance antérieurs à la DCE, très peu de données harmonisées étaient disponibles au début du programme en 2016.



Macrophytes en cours d'eau.

Les caractéristiques structurales et la composition des communautés de macrophytes sont utilisées pour traduire le niveau trophique global, intégrateur des pressions naturelles et anthropiques. © Christian Chauvin.

Les travaux d'intercalibration européenne ont été menés en parallèle au développement des jeux de valeurs de référence et de seuils de classes nationaux, sur la base de l'indicateur seul et de valeurs provisoires. Une fois la méthode française complétée et validée, les résultats de l'intercalibration ont pu y être intégrés (Chauvin, 2014) pour aboutir à la validation de la méthode française par la Commission européenne.

Les macrophytes en plans d'eau – IBML

Le principal indice utilisant les macrophytes en plans d'eau et stabilisé entre 2005 et 2007 était l'indice développé par des scientifiques bavarois, mais son application sur les rares données françaises disponibles à l'époque n'avait pas donné de résultat jugé satisfaisant (Bertrin *et al.*, 2007). La majorité des indices proposés par les autres États membres étaient très spécifiques aux conditions environnementales de ces différents pays (altitude, température, occupation du sol des bassins versants, etc.), ainsi qu'aux communautés de macrophytes en présence (par exemple, de nombreux taxons indicateurs dans les régions septentrionales ne sont pas présents en France) (G.-Tóth *et al.*, 2008).

L'option a donc été prise de développer un nouvel indice adapté aux conditions nationales. Plus d'une dizaine de métriques ont été testées sur le jeu de données national acquis à l'aide du protocole standardisé d'échantillonnage (Dutartre & Bertrin, 2009) et de la norme XP T90-328 (2010) (Boutry *et al.*, 2009). Suite à cela et de manière à respecter les échéances imposées par l'exercice d'intercalibration, une seule métrique a été sélectionnée pour l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau ; il s'agit

de la « note de trophie ». Cette métrique est sensible à la dégradation générale de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques (pollution organique, eutrophisation).

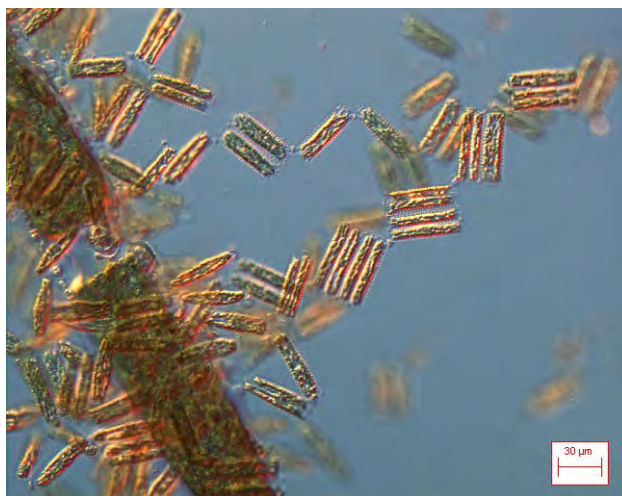
Les travaux de l'équipe bordelaise se poursuivent aujourd'hui par l'amélioration des connaissances sur les profils écologiques des taxons de macrophytes afin de perfectionner la méthode existante et de proposer de nouvelles métriques vouées à la caractérisation d'autres types de perturbations que l'eutrophisation, notamment d'origine physique et morphologique.

Les diatomées en cours d'eau – IBD

L'indice biologique diatomées, ou IBD, a été normalisé pour la première fois en 2000 (NF T90-354). Son calcul a été automatisé grâce au logiciel Omnidia dès 1995. Il se base sur le profil écologique de taxons clés le long de sept classes de qualité d'eau, modulé par leur abondance et leur valeur indicatrice (amplitude écologique).

Une révision en 2007 (Coste *et al.*, 2009) a permis d'améliorer le profil écologique des taxons clés et d'optimiser ainsi les relations entre l'indice et les différents facteurs d'anthropisation (notamment NH₄, PO₄, DBO₅) quelle que soit l'hydro-écorégion considérée. Le transfert de cette nouvelle version aux utilisateurs a nécessité la normalisation de l'indice (NF T90-354, AFNOR, décembre 2007) et la réalisation d'un guide iconographique facilitant la détermination des espèces clés (Coste & Rosebery, 2011).

Suivant les exigences de la directive-cadre sur l'eau, des seuils d'état écologique basés sur l'IBD ont été déterminés par type de masse d'eau, seuils intégrés dans les arrêtés de surveillance et d'évaluation en vigueur sur l'ensemble du territoire (arrêté du 25 janvier 2010 et ses mises à jour de 2015 et 2018). Ces seuils ont été validés au niveau européen suite à un processus d'intercalibration entre États membres (Kelly *et al.*, 2012 ; Almeida *et al.*, 2014 ; Feio *et al.*, 2014).



Diatomées en cours d'eau.

L'indice biologique diatomique (IBD) est un des indices produits par Irstea à avoir fait l'objet d'une normalisation AFNOR dès 2000. Adopté dans le cadre de la DCE, celui-ci a permis d'établir des seuils d'état écologique retenus pour le suivi de chaque type de rivière à l'échelle territoriale, puis intercalibré au niveau européen. © Gaït Archambaud-Suard.

Les diatomées en plans d'eau

Une première version d'indice a été proposée en 2019 (Boutry *et al.*, 2019) à partir des données issues de campagnes d'échantillonnage exceptionnelles menées de 2015 à 2017.

Une liste de taxons indicels a été dressée en couplant données biotiques et abiotiques (physico-chimie, occupation du sol). Parmi ces taxons indicels, des taxons d'alerte ont été déterminés par la méthode Titan (*Threshold Indicator Taxa Analysis*, King & Baker, 2010) particulièrement bien adaptée au contexte étudié (discontinuité du gradient environnemental, taxons de faible occurrence/abondance). Une note d'indice a ainsi pu être calculée pour chaque plan d'eau pour lesquels les données minimales étaient disponibles. Des seuils d'état écologique exprimés en EQR ont également été proposés en fonction de différents types de plans d'eau (métatypes déterminés à partir de l'élément « macrophytes »).

À la date de création de l'indice, seulement 54 % de ces données étaient disponibles et exploitables ; cette première version doit donc être considérée comme très préliminaire. L'indice doit tout de même être testé par les opérateurs de terrain et gestionnaires, afin d'en identifier clairement ses limites et renforcer le jeu de données disponible pour le développement de la méthode. Les règles d'agrégation choisies, afin d'obtenir une valeur d'indice à l'échelle de la masse d'eau à partir de différentes valeurs de métriques, doivent notamment être discutées. De plus, la taxinomie des diatomées des milieux lacustres est mal connue à l'heure actuelle, car sensiblement différente de celle des milieux fluviaux. Un programme de formation des opérateurs⁷ est en cours pour améliorer la pertinence et la complétude des données recueillies.

Les invertébrés en cours d'eau – I2M2

Un nouvel indice multimétrique (I2M2) (Mondy *et al.*, 2012) basé sur les assemblages de macro-invertébrés benthiques en cours d'eau a été développé afin de répondre aux exigences de la DCE. Cet indice a été mis au point dans le cadre de la thèse de Cédric Mondy dirigée par P. Usseglio-Polatera (Université de Lorraine) et conduite en collaboration avec B. Villeneuve et V. Archaimbault d'Irstea (Mondy, 2012). Il permet d'identifier les stations soumises à au moins un type de pression relatif à la qualité de l'eau ou à la qualité physique de l'habitat parmi 17 catégories de pressions (dix pour la physico-chimie et sept pour l'hydromorphologie). En utilisant une base de données nationale, une procédure itérative a été définie pour sélectionner, parmi un grand nombre de métriques taxinomiques ou basées sur les traits bioécologiques, la combinaison de métriques qui présente le meilleur compromis entre : (1) la plus forte capacité de discrimination possible ; (2) une faible spécificité ; (3) une grande stabilité dans les conditions de moindre impact anthropique (LIRR). L'I2M2 ainsi formé est une combinaison de cinq métriques : (1) l'indice de diversité de Shannon ; (2) l'indice biotique britannique ASPT (Average Score per Taxon) ; (3) la fréquence relative au sein des communautés benthiques du polyvoltinisme ; (4) de l'ovoviviparité ; (5) et enfin la richesse taxinomique.

L'I2M2 a été testé avec un jeu de données indépendant du jeu de données d'apprentissage (figure 4). Il a présenté de bonnes et robustes relations pression-impacts pour l'ensemble des types de pressions étudiés, identifiant correctement en moyenne 82 % des stations subissant des altérations significatives (*i.e.* au mieux « état moyen ») de la qualité de l'eau ou de l'intégrité physique de l'habitat.

7. Formations assurées par Luc Ector (Institut Lippmann - Luxembourg).

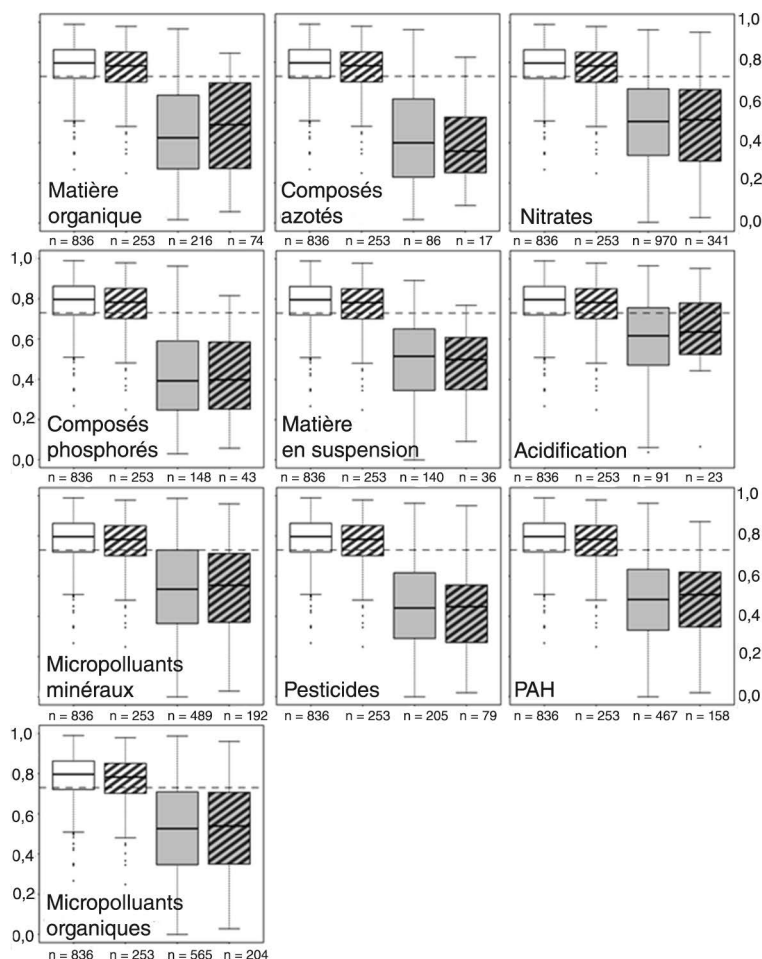


FIGURE 4 ■ Répartition des scores I2M2 dans les tronçons de rivière les moins pollués (cases blanches) et les tronçons de rivière pollués (cases grises) pour dix catégories différentes de pression de la qualité de l'eau.

Les cases pleines représentent la distribution des scores I2M2 dans le jeu de données de développement, tandis que les cases hachurées représentent la distribution des scores I2M2 dans le jeu de données test. Les lignes noires en pointillés représentent la limite des niveaux de pression « faible-moderé ». Le « n » représente le nombre d'échantillons de faune considérés dans chaque groupe.

L'I2M2 améliore de manière significative la détection des situations perturbées par rapport à la méthode de bioévaluation actuellement réglementaire en France, basée sur l'IBGN (indice biologique global normalisé, NF T90-350). Cette amélioration est d'au moins 17 % pour la pression « composés azotés » et va jusqu'à 35 % pour les « micropolluants organiques » et le « risque de colmatage ». L'I2M2 a été proposé pour devenir l'indicateur réglementaire pour l'évaluation d'état pour le troisième cycle DCE. Il est désormais utilisé pour évaluer l'élément de qualité invertébrés de l'état écologique des masses d'eau depuis la modification du 31 août 2018 de l'arrêté du 25 janvier

2010 relatif aux 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.

Les invertébrés en plans d'eau

Une première phase de l'étude a consisté à analyser la réponse à différents types de pression des indices IOBL et IMOL, développés antérieurement par les chercheurs du Cemagref de Lyon, M. Lafont pour les oligochètes et J. Mouthon pour les mollusques (Mouthon, 1993 ; AFNOR, 2005). Néanmoins, ces indices ne répondaient pas aux préconisations de la DCE, car ils ne reposaient pas sur une évaluation complète du compartiment « macrofaune benthique ». Compte tenu de ce fait et devant la difficulté à établir de bonnes corrélations entre ces indices et différentes mesures d'altération des milieux (enrichissement en matière organique, eutrophisation), il a été décidé de tenter le développement d'un nouvel indicateur à partir de données collectées en application simplifiée d'un protocole d'échantillonnage de la zone sublittorale (Verneaux & Verneaux, 2002 ; Verneaux *et al.*, 2004) afin de le rendre plus opérationnel pour une utilisation en réseau. La combinaison de trois métriques constituait un indice répondant bien à l'eutrophisation et à l'altération des habitats de rive des plans d'eau alpins (Gevrey *et al.*, 2012).

Malgré la pertinence de sa réponse, sa limite d'application régionale n'a pas permis de le retenir en l'état. La poursuite du projet a été confiée à un consortium piloté par l'université de Franche-Comté.

Notons qu'une étude a aussi été réalisée afin de comparer les communautés d'invertébrés lacustres avec celles rencontrées dans les lagunes oligohalines méditerranéennes pour lesquelles les indicateurs classiquement utilisés pour ces eaux de transition n'étaient pas adaptés. Les résultats ont montré que les communautés n'étaient pas assez comparables pour imaginer le développement d'un indice commun ou ne serait-ce que la sélection de métriques communes aux plans d'eau continentaux et aux lagunes oligohalines.

L'ichtyofaune en cours d'eau – IPR+

Le développement de l'indice poisson pour l'évaluation de l'état écologique des cours d'eau a été réalisé suite à la mise au point du premier indice poisson rivière français (IPR) (Oberdorff *et al.*, 2001 ; Oberdorff *et al.*, 2002) et amélioré par la suite au niveau européen (Pont *et al.*, 2006 ; Pont *et al.*, 2007) à l'occasion de deux projets de recherche successifs (FAME, 5^e PCRD et EFI+⁸, 6^e PCRD). Ces projets ont montré l'importance de disposer d'une donnée de qualité standardisée, que ce soit pour les données biologiques (les pêches électriques) ou sur la définition et l'évaluation des pressions qui s'exercent sur les masses d'eau. Les résultats de ces projets ont aussi souligné l'importance des jeux de métriques utilisés dans le calcul des indicateurs qui doivent être les plus représentatifs possible des conditions régionales mais aussi des peuplements « théoriques » observables en l'absence de pression.

8. <http://efi-plus.boku.ac.at/>



Pêche électrique sur la Durance.

En cours d'eau peu profond, l'ichtyofaune est échantillonnée par pêche électrique. Bien que moins efficace dans les milieux plus vastes et profonds, cette technique peut être appliquée dans les grands cours d'eau à bord d'une embarcation. © Gaït Archambaud-Suard.

Le développement de l'indice national, l'IPR+, a consisté d'abord à créer une base de données nationale de taille importante en partenariat avec l'Onema : 2 000 sites renseignés à la fois sur leurs caractéristiques environnementales locales, sur une caractérisation fine des différents types de pressions anthropiques et de leur intensité (pollution organique, eutrophisation, altération du débit, etc.) et sur une description taxinomique et fonctionnelle du peuplement piscicole. L'indice a ensuite été développé par agrégation de métriques sélectionnées par modélisation en fonction des conditions environnementales en recourant à des méthodes statistiques de type GLM (modèles linéaires généralisés, avec différentes distributions, gaussienne, binomiale, etc.), via une approche bayésienne. Pour répondre aux problèmes de représentativité des métriques pour chaque cours d'eau (*i.e.* métrique naturellement absente, pas de truites dans les cours d'eau les plus chauds, etc.), l'indice est calculé sur un jeu de métriques variable (sélection d'un nombre défini de métriques dans chaque « type », *i.e.* richesse et densité). Les objectifs à atteindre ont été définis sur des sites dits de « référence » sélectionnés suivant une démarche de type MDC : *minimally disturbed condition* (Stoddard *et al.*, 2006). La production de cet indicateur a fait l'objet de critiques du fait de sa « sévérité » en regard des autres indicateurs biologiques développés, et notamment vis-à-vis de son prédécesseur l'IPR. Des compléments d'analyse ont été réalisés pour modifier les limites de classe initialement fixées afin de l'intercalibrer avec les autres indices poissons européens. De plus, des corrections régionales au calcul de l'IPR+ (*a posteriori*) dans les

cas où les experts le considèrent trop sévère, ou inversement trop laxiste, ont été proposées. Malgré cela, cet indicateur n'a toujours pas été accepté par les opérateurs comme outil réglementaire d'évaluation. Il est cependant implémenté comme « outil de diagnostic » dans le SEEE.

Ces outils de bio-indication portant sur les communautés de poissons en cours d'eau, qu'il s'agisse de l'outil initial – l'IPR (indice poisson rivière) – ou de l'IPR+, rendent compte de manière très imparfaite de la situation des espèces de poissons grands migrateurs. C'est dans ce contexte qu'a été développée une métrique grands migrateurs afin d'apporter une capacité diagnostique complémentaire aux outils existants. Cette métrique repose sur l'ensemble des sources de données disponibles (observations, captures, connaissances d'experts, etc.), et pas seulement sur des échantillonnages standardisés, pour établir la distribution actuelle des espèces. D'autre part, leur distribution potentielle a été établie sur la base de données historiques (issues de l'exploitation de publications scientifiques et naturalistes anciennes et de divers documents d'archives) couvrant la période de la fin du XVIII^e siècle au début du XX^e siècle. Cette solution permet de reconstituer la distribution des espèces dans le réseau hydrographique avant qu'elles ne connaissent un déclin généralisé de leur population suite à l'intensification des activités humaines et des aménagements fluviaux qui ont marqué la révolution industrielle.

Dans son principe, le calcul de cette métrique est simple et repose sur un ratio entre le nombre d'espèces présentes actuellement et le nombre d'espèces potentiellement présentes (évalué sur la base des sources historiques) et constitue donc une évaluation de l'ampleur des extinctions des espèces (Belliard *et al.*, 2011). Des tests réalisés sur plusieurs centaines de sites répartis sur l'ensemble de la France montrent que la métrique « grands migrateurs » répond fortement à la fragmentation du réseau hydrographique et, en particulier, à la hauteur des barrages en place et à leur densité le long de l'axe hydrographique. En ce sens, la métrique « grands migrateurs » fournit une évaluation très complémentaire à celle des indices poissons existants dont les métriques répondent essentiellement aux altérations locales de l'hydromorphologie et de la qualité d'eau. En revanche, elle ne fournit qu'une très grossière évaluation de la situation de la communauté de poissons amphihalins (présence/absence des espèces), qui n'est absolument pas en mesure de restituer des modifications plus subtiles touchant notamment à l'abondance des différentes espèces.

L'ichtyofaune en plans d'eau – IIL et IIR

Comme pour les macrophytes, une première réflexion a été conduite avec divers experts sur la pertinence de l'ichtyofaune pour l'évaluation de l'état écologique des différents types de plans d'eau, et les bases de données ont été constituées (Argillier & De Bortoli, 2007 ; Pédrón *et al.*, 2010 ; Caussé *et al.*, 2011 ; Logez *et al.*, 2018 ; Miguet *et al.*, 2018b). La démarche adoptée pour développer les indicateurs en plans d'eau a ensuite été assez comparable à celle décrite pour le développement de l'IPR+ (sélection de métriques candidates par modélisation statistique en tenant compte de l'environnement). Néanmoins, en l'absence de sites de références représentatifs de la diversité des plans d'eau français, les conditions de référence ont été définies par implémentation d'une méthode de type *hindcasting* (Kilgour & Stanfield, 2006 ; Launois *et al.*, 2011). De plus, considérant le faible nombre de lacs naturels échantillonnés en France, leur diversité morphologique et environnementale considérable, cette démarche a été conduite sur un ensemble de lacs naturels européens. Elle a abouti à la définition de l'indice ichtyofaune lacustre (IIL) constitué de trois métriques, deux relatives à la densité de l'ichtyofaune (numérique et pondérale) et une caractérisant la composition spécifique (l'abondance des

omnivores) (Argillier *et al.*, 2013). Cet indice rend compte de l'eutrophisation des plans d'eau (concentrations en phosphore, occupation non naturelle du sol dans le bassin versant). Il a été interétalonné et adopté dans le système d'évaluation de l'état des eaux en France.

Un travail comparable a ensuite été conduit sur les plans d'eau d'origine anthropique nationaux. Le développement de l'indice ichtyofaune des retenues (IIR) a fait l'objet notamment d'une thèse (Launois, 2011) avant d'être récemment finalisé (Miguet *et al.*, 2018b). Cet indicateur est également composé de trois métriques calculées à partir des biomasses capturées par unité d'effort de pêche relatives à l'ensemble des poissons, aux espèces planctivores et aux espèces non natives (exotiques ou transloquées) mais n'appartenant pas aux salmonidés. Cet indice, dont les étapes de la construction sont détaillées dans la figure 5, est sensible à l'eutrophisation et une métrique rend également compte de l'importance des espèces introduites. Il est proposé comme outil de diagnostic dans le dernier arrêté d'évaluation de l'état écologique du ministère de la Transition écologique et solidaire (2018).

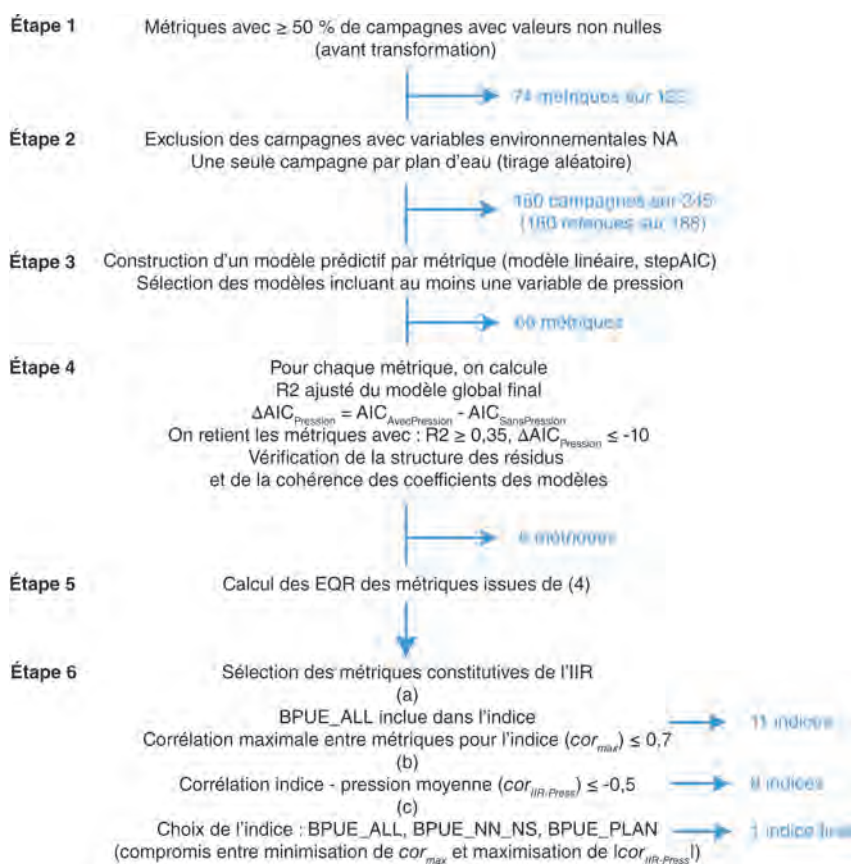


FIGURE 5 ■ Les six étapes de la méthode de définition de l'IIR.

L'ichtyofaune en estuaires – ELFI

Les estuaires ont été assez peu étudiés en France avant la mise en place de la directive-cadre sur l'eau. Seul l'estuaire de la Gironde faisait l'objet de suivis réguliers en relation avec la surveillance de la centrale nucléaire du Blayais (Gabignon *et al.*, 1984 ; Girardin *et al.*, 2002), mais aussi dans le cadre du suivi de la population d'esturgeons européens (Lepage *et al.*, 1994 ; Lepage & Rochard, 1995 ; Rochard *et al.*, 1997).

L'indicateur poisson pour les eaux de transition a été développé grâce au soutien du programme Liteau du ministère de l'Environnement. Plusieurs projets successifs financés par l'Onema puis l'AFB sont venus compléter et améliorer la robustesse de l'indicateur poisson nommé ELFI pour Estuarine and Lagoon Fish Index.

L'objectif du projet était de développer un indicateur multimétrique de la qualité des masses d'eau de transition (MET), basé sur la composante ichtyologique. Ce projet s'est décliné en quatre actions.

La première a consisté à réaliser des inventaires ichtyologiques dans les MET, de types différents, dans les cinq bassins français soit au total 46 MET. Ces premiers inventaires ont été réalisés par le Cemagref pour le district Adour-Garonne et par des opérateurs autres (universités, Ifremer, bureaux d'études) sous la direction du Cemagref pour les districts Loire-Bretagne, Seine-Normandie, Artois-Picardie et Rhône-Méditerranée-Corse.

La deuxième action a été la création d'une base de données pour les « poissons dans les masses d'eau de transition » (Pomet), compatible avec les systèmes nationaux Sandre et SEEE, décrite ci-avant. Cette base de données a été indispensable pour calculer les métriques candidates à intégrer dans l'indice et pour traiter l'ensemble des paramètres abiotiques concernant les traits de chalut réalisés.



Estuaire de la Gironde.

À l'interface entre les eaux fluviales et l'océan, les estuaires concentrent les pressions de l'amont et de l'aval, ainsi que des phénomènes géochimiques qui rendent leur fonctionnement complexe. Suffisamment diversifié et répondant aux pressions anthropiques, l'indicateur poisson a été identifié comme le plus adapté à l'évaluation de ces écosystèmes. © Aurélien Marquot.

La troisième action du projet Liteau a permis la création d'une base de données sur les pressions anthropiques en estuaire (pollution organique et métallique, pressions sur le vivant et l'habitat, pressions d'occupation du sol en rives) pouvant avoir un effet sur les communautés de poissons. Les données « poisson » ont ensuite été croisées avec des données sur les caractéristiques physiques et les pressions anthropiques des MET. Une deuxième base de données a été renseignée dans le cadre de l'intercalibration. Cette dernière est basée sur les pressions utilisées dans l'article d'Aubry & Elliott (2006). Pour chaque masse d'eau, une évaluation basée sur les meilleures connaissances du moment (publications, littérature grise, dire d'experts) a permis de renseigner huit pressions ayant un effet sur les communautés de poissons à l'échelon européen. Chaque pression est évaluée selon six classes de

pression, entre pression absente et très forte pression (Lepage *et al.*, 2016b). C'est à partir de cette deuxième base de données pression que l'intercalibration européenne a été rendue possible.

La dernière action entreprise pour le développement de l'indicateur poisson en estuaire a consisté en une approche comparative entre masses d'eau (ou systèmes estuariens regroupant plusieurs MET) plus ou moins soumises à la pression des activités humaines⁹. La méthodologie générale est donc basée sur l'analyse de triplets : **caractéristiques physiques x - pressions anthropiques x - inventaire ichtyo-faunistique**. L'utilisation de modèles linéaires généralisés (GLM) a permis de mettre en évidence des relations pression impact sur plusieurs métriques candidates. Les métriques ayant la meilleure significativité et un comportement conforme à la réponse attendue vis-à-vis d'une augmentation de la pression ont été sélectionnées. Dans un premier temps, quatre métriques sur les estuaires et trois métriques sur les lagunes ont permis de calculer des seuils discriminant trois « états » des peuplements. Une méthode de notation et des règles d'agrégation des métriques ont été développées pour obtenir un résultat d'indicateur multimétrique en cinq classes de qualité. L'application de cette méthode à toutes les MET, ou systèmes estuariens, fournit une note globale pour l'élément de qualité « poisson » avec la classe de qualité dans laquelle la masse d'eau se situe. Des évolutions de l'indicateur ont eu lieu de façon à mieux fixer les seuils du bon état et à améliorer la robustesse du diagnostic. Aujourd'hui, ELFI est composé de sept métriques pour les estuaires de la façade atlantique, qui expriment des densités de poissons par type de guildes pour rendre compte de la fonctionnalité des habitats estuariens. Chaque métrique a été retenue pour sa capacité à répondre à un type de pression anthropique (pressions de pollution, d'occupation du sol ou pressions sur les habitats et le vivant) ou à une dégradation générale (pression globale, figure 6). Les réponses des métriques biologiques permettent d'orienter le diagnostic même s'il n'est pas possible de remonter aux causes de la dégradation de la note de l'indicateur. L'indicateur ELFI a été intercalibré avec succès avec sept autres indices (Lepage *et al.*, 2016b).

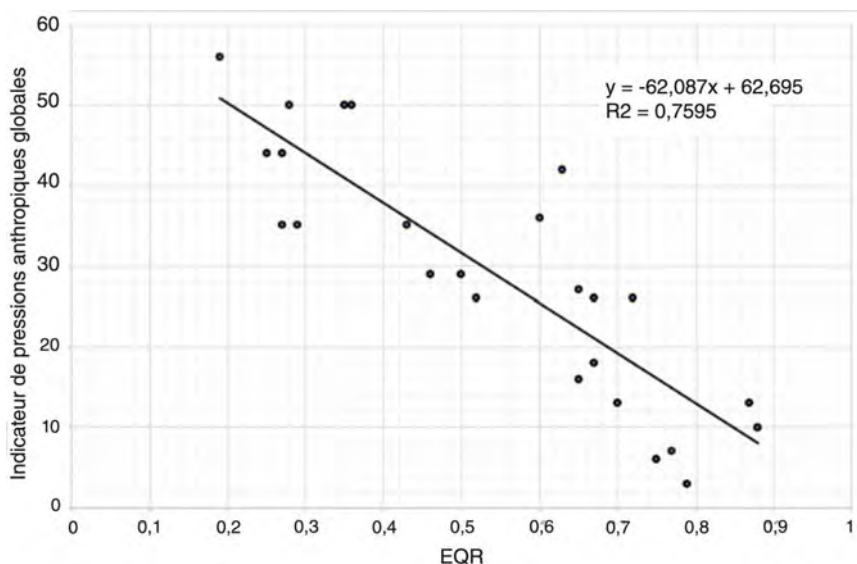


FIGURE 6 ■ Régression linéaire représentant la relation entre les notes de l'indicateur ELFI exprimées en EQR et l'indicateur de pressions anthropiques globales utilisé pour l'intercalibration européenne. D'après Lepage *et al.*, 2016b.

9. Pour les eaux de transition françaises, il n'a pas été possible d'identifier des masses d'eau de référence non affectées.



Rivière du Bras de la Plaine (Île de La Réunion).

Le fonctionnement très contrasté (assecs et crues violentes) des cours d'eau dans les territoires insulaires montagneux limite fortement l'implantation de certains groupes connus en métropole (macrophytes, poissons), ce qui ne permet pas de les utiliser comme bio-indicateurs de pression anthropique. © Christian Chauvin.

Indicateurs dans les DOM

Diatomées

Pour l'élément diatomées, de nombreux travaux sur les méthodes de bio-indication ont été réalisés par Irstea ou sont en cours de développement.

Dans le cadre de programmes lancés pour la mise au point de nouvelles méthodes indicielles, sous la responsabilité opérationnelle principale des offices de l'eau, des échantillonnages complets sur des réseaux de stations ont été effectués à La Réunion depuis 2008 et aux Antilles depuis 2009 et sont désormais réalisés en routine. Les flores diatomiques locales, fortement méconnues jusqu'alors, ont ainsi pu être décrites et ont donné lieu à l'édition d'atlas taxinomiques (Eulin *et al.*, 2014 ; Gassiole *et al.*, 2015 ; Marquié *et al.*, 2016a ; b). La mise en relation des analyses physico-chimiques et des cortèges floristiques a permis de repérer les différents types d'assemblages correspondant aux conditions naturelles locales (trame biogéographique naturelle). Ces connaissances ont ensuite servi à établir des dispositifs d'évaluation par comparaison de l'état écologique des sites à évaluer avec des conditions de référence plus adéquates. Par ailleurs, l'analyse des relations entre paramètres chimiques représentatifs des pressions anthropiques et conséquences sur les flores a servi de base à la mise au point, par un consortium Asconit-Irstea, de deux nouveaux indices diatomiques assortis de classes d'état adaptées pour les cours d'eau des DROM :

- l'IDR (indice diatomique pour les cours d'eau de La Réunion) (Boutry *et al.*, 2014a ; Eulin *et al.*, 2018) ;
- l'IDA (indice diatomique pour les cours d'eau des Antilles), indice commun à la Guadeloupe et à la Martinique (Eulin *et al.*, 2014).

Sur les cours d'eau de Guyane, des collectes de biofilm diatomique sont réalisées régulièrement depuis 2007 dans le cadre des réseaux de surveillance, mais l'assise de données (une seule campagne de prélèvement par an et déficit de sites sous gradients de pollution suffisants) a été un temps trop limitée pour développer un nouvel indice Guyane. Un dispositif d'évaluation basé sur l'IPS (indice de polluosensibilité spécifique) a été provisoirement mis en place (Boutry *et al.*, 2014b) ; il donnait des résultats corrects mais sensiblement perfectibles. Le jeu de données disponibles finalement suffisant a permis de développer l'IDGF (indice diatomique pour les cours d'eau de Guyane française) assorti de classes d'état adaptées (Carayon *et al.*, 2020).

Ces méthodes sont désormais prescrites réglementairement pour la surveillance des cours d'eau (ministère de la Transition écologique et solidaire, 2018b) ou seront validées prochainement (pour l'IDGF). Dans l'attente des outils de calcul qui doivent s'intégrer à terme dans les systèmes nationaux (mise en place d'un module DOM du SEEE), des utilitaires de calcul conçus par Irstea sont mis à disposition pour le calcul de l'indice diatomique Réunion (IDR) et de l'indice diatomique Antilles (IDA).

Macrophytes

En 2012 et 2013, une mission d'expertise sur la faisabilité du développement d'un indicateur « macrophytes en rivière » dans les DOM a été confiée à l'équipe d'Irstea Bordeaux. Cet audit, mené sur la totalité ou la majeure partie des stations des réseaux de surveillance pour les cinq départements d'outre-mer, a permis de préciser la présence de peuplements de macrophytes dans les cours d'eau de ces systèmes particuliers dans les différents types préalablement identifiés par l'équipe de Lyon (typologie reprise dans l'arrêté « évaluation », *op. cit.*). Il s'est avéré que la morphodynamique de ces systèmes est peu favorable à l'implantation d'un peuplement macrophytique suffisamment représentatif de l'impact des pressions anthropiques (Chauvin, 2015).

Il est donc apparu que, pour ces territoires d'outre-mer, les peuplements de macrophytes ne se prêtent pas au développement d'un indicateur d'état écologique tel qu'ils ont été développés en métropole. S'ils sont tout à fait susceptibles d'apporter des informations utilisables dans un certain nombre de cas, ce sera plutôt dans une approche de suivi d'un autre type (suivi de certains seuils ou tronçons) ou par agrégation avec d'autres compartiments comme le phytobenthos. Par exemple, des indicateurs de dégradation basés sur les algues ou sur les espèces exotiques envahissantes seraient probablement pertinents dans plusieurs bassins.

Poissons estuaires Guyane

Des travaux ont été entrepris pour développer un indicateur poisson pour les estuaires de Guyane. Une première étude de faisabilité a été réalisée (Baqué, 2013) et a donné lieu à une première liste de métriques candidates ainsi qu'à une première approche des pressions anthropiques qui peuvent s'exercer sur les estuaires guyanais. Ce travail a été complété par la définition d'une stratégie d'échantillonnage (Pasquier, 2014) où plusieurs méthodes ont été testées *in situ*. Suite à ce travail, une acquisition de données avec une méthode standardisée a pu être réalisée pour obtenir un jeu de données exploitable pour le développement d'un indicateur. En 2019, le projet Peguy (poisson dans les estuaires de Guyane) a permis une avancée significative, mais non encore aboutie, sur l'indicateur poisson (Mignien *et al.*, 2020). En effet, les données des campagnes 2015-2017 sur quatre masses d'eau (Maroni, Kourou, Montsinéry, Mahury) étaient disponibles pour les analyses. L'exploitation de ces données a permis d'aboutir au calcul d'une trentaine de métriques candidates appartenant à plusieurs catégories (descriptives, fonctionnelles et résistance/pollution). Elles ont été calculées de deux manières distinctes : selon un « nombre d'espèce appartenant à une guild donnée » (comptage) et selon une « densité relative » (proportion). Comme pour le développement de l'indicateur ELFI dans les estuaires de métropole, des corrélations ont été établies entre les métriques biologiques (calculées précédemment grâce aux données de pêches) et les facteurs de stress anthropiques (indices de pollutions).

À ce jour, nous sommes en phase d'ajustement des modèles afin que ces derniers soient le plus robuste possible et notamment vis-à-vis des paramètres environnementaux. Nous cherchons à prendre en compte la variabilité des caractéristiques hydrologiques et physico-chimiques (salinité particulièrement) des différents estuaires et leur influence relative sur les communautés écologiques afin de corriger les éventuels biais induits par ce type de phénomène dans nos modèles. Enfin, un travail spécifique reste à faire sur la définition des conditions de référence pour les estuaires de Guyane.

Incertitudes associées aux bio-indicateurs

La réflexion sur les notions de « démarche qualité » et d'« incertitude » dans les mesures hydrobiologiques a été initiée dès 2008, au sein d'un groupe de travail co-piloté par Aquaref (Irstea C. Chauvin) et le groupe national qualité des eaux (GNQE - laboratoires des Dreal). Cette première réflexion a permis de formaliser les bases pour l'élaboration d'un système pertinent d'accréditation des laboratoires (processus du Comité français d'accréditation - Cofrac), qui était alors très réduit et obsolète, et de délimiter les principales sources d'incertitude méthodologique pour ces mesures (figure 7).

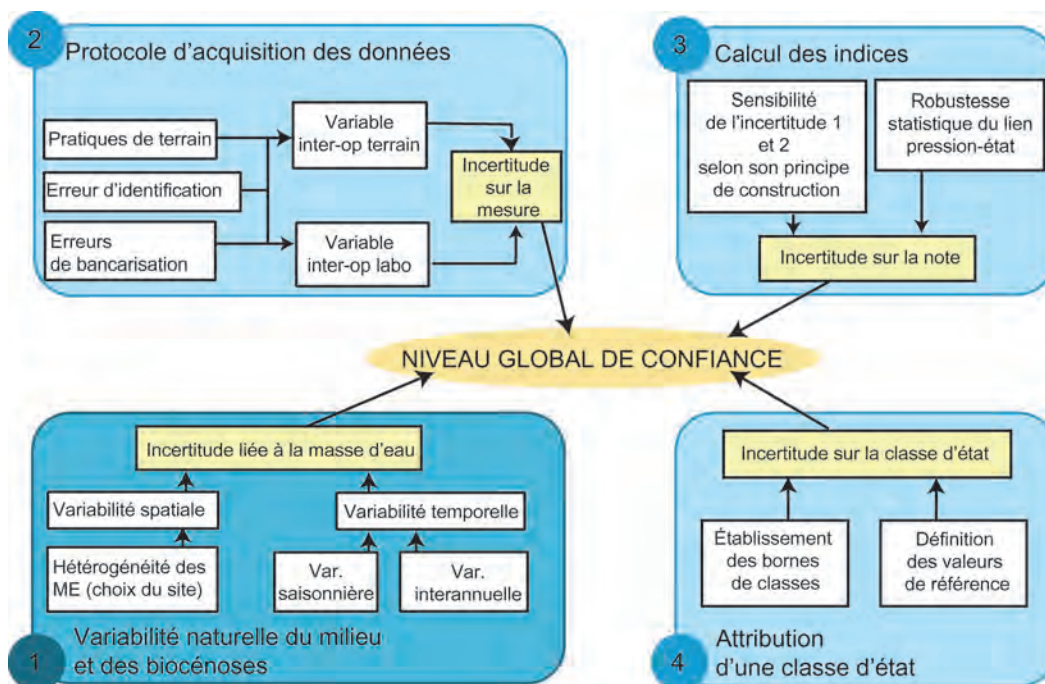


FIGURE 7 ■ Les quatre types de variabilité et d'incertitude de mesure identifiés dans les protocoles d'évaluation de l'état biologique. Dagens & Chauvin (2013)/Irstea.

Ces réflexions préliminaires ont constitué les fondements d'un programme d'analyse des incertitudes et des variabilités des mesures et méthodes dans l'optique de répondre à la préconisation de la DCE. Cette dernière impose que les résultats de l'évaluation soient, d'une part, basés sur des données dont la qualité est maîtrisée et, d'autre part, exprimés en mentionnant la confiance de l'évaluation de la classe d'état.

Ce programme, qui s'est étendu de 2009 à 2019, s'est attaché, pour la plupart des méthodes mises au point, à définir de façon expérimentale ou par modélisation les différents critères à combiner pour obtenir l'estimation de l'incertitude associée à chaque évaluation.

Ces travaux ont débuté par un état des lieux et une définition des concepts afin de fournir un cadre commun aux études par méthode (Dagens & Chauvin, 2013c).

Le chantier « incertitudes » a été coordonné à un niveau national en y incluant les méthodes littorales (Ifremer) et en estuaire (Mario Lepage, Irstea Bordeaux), dans le cadre d'un groupe de travail co-piloté par l'Onema-AFB et Aquaref-Irstea. Les réflexions de ce GT ont donné lieu à plusieurs restitutions sous la forme de présentations à des colloques scientifiques et de journées de travail Aquaref. Le séminaire qui s'est tenu le 13 décembre 2017 à Paris La Défense a permis de faire le point sur les enseignements de ces travaux et de fixer des orientations pour incorporer ces résultats dans les futures règles d'évaluation (Agence française pour la biodiversité, 2018).

En 2019-2020, ces travaux se poursuivent en complétant le programme pour les méthodes qui n'avaient pas encore fait l'objet de ce type d'approche (phytoplancton, par exemple), ainsi que par une appropriation de ce sujet par le groupe de pilotage DCE-ESC, animé par la direction de l'Eau et de la

Biodiversité (DEB). Ce transfert opérationnel permet d'étendre la réflexion aux autres domaines de l'évaluation comme la chimie. La phase qui démarre en 2020 vise à implémenter le concept d'incertitude et les modèles proposés pour plusieurs méthodes dans les outils nationaux d'évaluation, en particulier le SEEE.

Les résultats sont exploitables de plusieurs façons : leur intégration dans le classement de qualité sous forme d'un modèle statistique, bien sûr, mais également l'amélioration des critères de qualification des laboratoires par les processus d'accréditation (en focalisant sur les phases méthodologiques qui apportent le plus d'incertitudes), la précision de certains points dans les référentiels techniques (révision des normes techniques), l'élaboration de guides techniques pour mieux encadrer la mise en œuvre des protocoles, ou l'appui à la rédaction des cahiers des charges des marchés de prestations.

Incertitudes liées aux différentes étapes de l'évaluation par les macrophytes en cours d'eau

Un programme pluriannuel assuré avec le soutien des laboratoires d'hydrobiologie de quatre Dreal et la collaboration des agences de l'eau (résultats des prestataires attributaires des marchés) s'est intéressé à la variabilité temporelle et spatiale, à l'effet interopérateurs (Irstea, Dreal et bureaux d'études) sur les différents éléments impactant le résultat (relevé floristique et évaluation) et à l'impact de la propagation des erreurs de détermination taxinomique dans la chaîne d'évaluation.

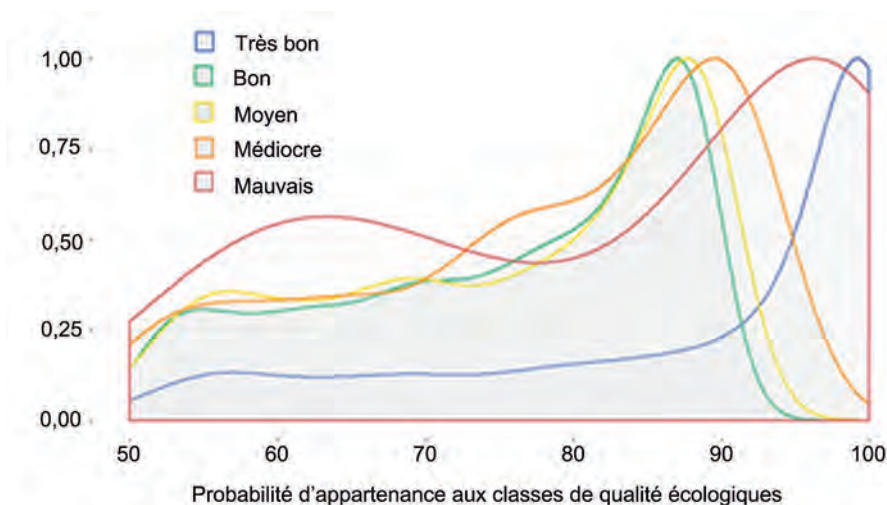


FIGURE 8 ■ Distribution des probabilités d'appartenance à une classe écologique pour toutes les données macrophytes de la base de données Pandore. L'abscisse représente le pourcentage de cas (relevés), l'ordonnée représente la probabilité de classement (1 signifie que le classement est « sûr », c'est-à-dire que l'incertitude est nulle) (Wach & Chauvin, 2016 ; Irstea).

Les enseignements de ces études sont multiples. La variabilité entre opérateurs peut être importante dans l'application du protocole, menant à des différences très significatives dans le résultat de la mesure (données floristiques et stationnelles). Cela affecte de façon plus ou moins importante les métriques de diagnostic, selon qu'elles dépendent directement du nombre de taxons ou de leur

nature. Toutefois, le résultat de l'évaluation finale est plus intégrateur puisqu'il est basé sur un indicateur qui n'est pas directement dépendant des taxons observés ni de leur abondance et qu'il agit comme une moyenne des affinités trophiques pondérées par l'abondance relative. Les différences dans les résultats bruts sont donc atténuées. Le classement de qualité biologique final basé sur cet EQB montre une certaine stabilité, bien que la variabilité puisse atteindre deux classes, voire trois classes dans quelques cas (Wach *et al.*, 2019). Ces résultats montrent aussi que l'incertitude est la plus réduite pour les cas les mieux caractérisés (figure 8) : le « très bon état » et le « mauvais état » sont caractérisés avec une probabilité de 1 dans respectivement 98 et 95 % des cas, alors que les classes d'état « bon », « moyen » et « médiocre » ne sont caractérisées avec une probabilité de 1 que dans 86 à 88 % des cas. En d'autres termes, le classement est « sûr » pour les classes extrêmes (« très bon » ou « mauvais »), alors qu'il comporte plus d'incertitude pour les situations intermédiaires. Ce résultat, logique au regard de la signification écologique de la notion d'« état », n'est pas sans conséquence sur les mesures de gestion qui en découlent, car ce sont précisément dans les cas intermédiaires qu'un diagnostic précis est le plus utile.

Incertitudes associées à l'effet interopérateurs sur la méthode diatomées en cours d'eau

En 2010, une approche statistique menée sur les données IBD 2007 issues des exercices de comparaison interlaboratoires des Dreal a permis de quantifier, de façon globale, les variabilités entre opérateurs et celles dues aux différentes étapes du protocole (variabilité due à l'échantillonnage, à la préparation de la lame et au comptage) (Roussel *et al.*, 2010).

Dans le cadre du programme Aquaref, la méthode « diatomées » a fait l'objet d'une approche de même type que celle initiée pour les macrophytes. L'approche s'est toutefois focalisée sur l'effet interopérateurs. Le modèle de probabilité de distribution entre les classes, en particulier, a été construit en commun, en s'appuyant sur les travaux de Kelly *et al.* (2009). L'analyse a montré une très grande disparité dans les listes floristiques obtenues par les trois opérateurs. Il est probable que, outre une différence dans l'identification des espèces, le protocole normalisé, qui correspond à un sous-échantillonnage, participe aussi à cette variabilité.

À l'instar de ce qui a été constaté pour les macrophytes, l'utilisation d'un indicateur intégrateur (en l'occurrence l'IBD 2007) atténue les différences en ce qui concerne l'indice (variabilité de $\pm 0,85$). Ce lissage permet d'obtenir une certaine stabilité du classement (Wach *et al.*, 2018 ; Wach *et al.*, 2019).

Incertitudes associées à l'échantillonnage des macro-invertébrés en cours d'eau

En 2009, un programme de terrain ambitieux a été mis en place pour une durée de deux ans (cadre Aquaref) afin d'estimer la variabilité liée à chaque phase de la méthode d'échantillonnage RCS (norme XP T90-333) à savoir : 1) d'échantillonnage terrain ; 2) de tri/sous-échantillonnage en laboratoire ; 3) d'identification ; 4) de comptage ; 5) de saisie de données ; 6) de calcul des métriques ; et 7) d'estimation de l'indice et interprétation.

Plus précisément, les objectifs de ce travail ont été :

- D'obtenir une dispersion des valeurs (en réalisant des mesures répétées) pour chacune des phases de la méthode ;

- D'évaluer la variabilité associée à chaque étape de la phase terrain (description de la mosaïque d'habitat, définition du plan d'échantillonnage) ;
- D'évaluer la variabilité associée à chaque étape de la phase laboratoire (tri, détermination, comptage) ;
- D'estimer l'influence que cela peut avoir sur le résultat final.

Une approche descriptive a également été menée dès 2009. Elle se focalisait sur la variabilité constatée de l'indicateur utilisé pour l'évaluation, l'indice biologique global normalisé (IBGN, décrit dans la norme NF T90-350). Dans l'optique d'ajuster les règles d'évaluation de l'état écologique, il a été question de fixer le nombre de campagnes nécessaires pour obtenir une évaluation stabilisée. Il est apparu que, pour une variabilité acceptable fixée à 1 point d'indice, cinq campagnes sont nécessaires. Ces premiers résultats ont permis d'orienter le principe de l'évaluation vers un nombre minimal de données pour fournir une évaluation suffisamment fiable (Ferréol, 2009).

Incertitudes associées au calcul des métriques de l'IPR+

Le parti pris a été de calculer l'incertitude autour de la valeur de référence, valeur qui sert d'étalon pour mesurer l'écart entre les communautés observées et les communautés théoriques observables en absence de pressions (ou de faibles pressions). Pour calculer une incertitude autour des métriques précédemment sélectionnées, les modèles ont été implémentés dans un cadre bayésien et l'incertitude a été propagée tout au long de la chaîne de calculs : coefficients des modèles, paramètres des distributions (loi de poisson pour les richesses et loi binomiale négative pour les abondances), valeurs de références, EQR et indices. Au final, pour chaque opération, on obtient une distribution de 10 000 valeurs potentielles d'indices. En considérant les limites de classe, il devient dès lors possible de fournir l'évaluation sous la forme :

- D'une note (moyenne des 10 000 itérations) ;
- D'une probabilité d'appartenance de l'indicateur à chacune des cinq classes de qualité.

En ce sens, l'IPR+ est le premier indice à intégrer dans son calcul la mesure de l'incertitude. Une fois l'indice développé, une part importante du travail a consisté à optimiser son algorithme pour obtenir des temps de calculs acceptables. Un script optimisé permettant le calcul complet de l'IPR+ a été fourni et cet indicateur a été intégré au SEEE.

Incertitudes associées à la définition des conditions de références pour l'IIL

L'indice ichtyofaune lacustre (IIL) est un indice multimétrique prédictif qui vise à évaluer le niveau d'eutrophisation des lacs naturels sur la base des communautés de poissons qu'ils accueillent. Les incertitudes statistiques générées lors de la procédure de modélisation ont été étudiées afin d'évaluer les incertitudes autour de la note finale attribuée au lac par cet indice. L'objectif de cette démarche a consisté à définir une gamme de valeurs de référence que l'on pourrait observer dans un environnement donné, et non plus une unique valeur « moyenne ». Pour cela, deux composantes ont été évaluées : les incertitudes sur l'estimation des coefficients des modèles et les incertitudes sur la variabilité naturelle des métriques pour un environnement donné. L'approche présentée rend possible l'évaluation de ces incertitudes postérieurement au développement de l'indice (Maire *et al.*, 2015 ; Logez *et al.*, 2019). Des scripts ont été proposés pour les calculer (Maire *et al.*, 2015).



Chloroperlidae (larve de Plécoptère) ; larve de Trichoptère *Sericostomatidae* ; *Dytiscidae Agabus* (adulte de Coléoptère) ; larve de *Sialis* ; *Hydroporinae* (adulte de Coléoptère *Dytiscidae*) ; *Goeridae* (larve de Trichoptère) ; *Psychodidae* (larve de Diptère) ; *Physa* (gastéropode *Physidae*).

Les 40 années de données accumulées dans les réseaux français sur les macro-invertébrés ont poussé les scientifiques à choisir cet élément biologique pour estimer les premières incertitudes. © Jean-Pierre Balmain.

D'un point de vue opérationnel, l'approche proposée apporte une information complémentaire au simple calcul des indices. Les sorties graphiques permettent d'avoir une idée, de manière très simple et rapide, de la fiabilité à accorder au diagnostic (figure 9). Dans les approches actuelles consistant à évaluer l'état écologique des systèmes à partir de différents indicateurs, cette information sur l'incertitude peut être très utile dans le cas de diagnostics divergents produits par différents éléments de qualité biologique.

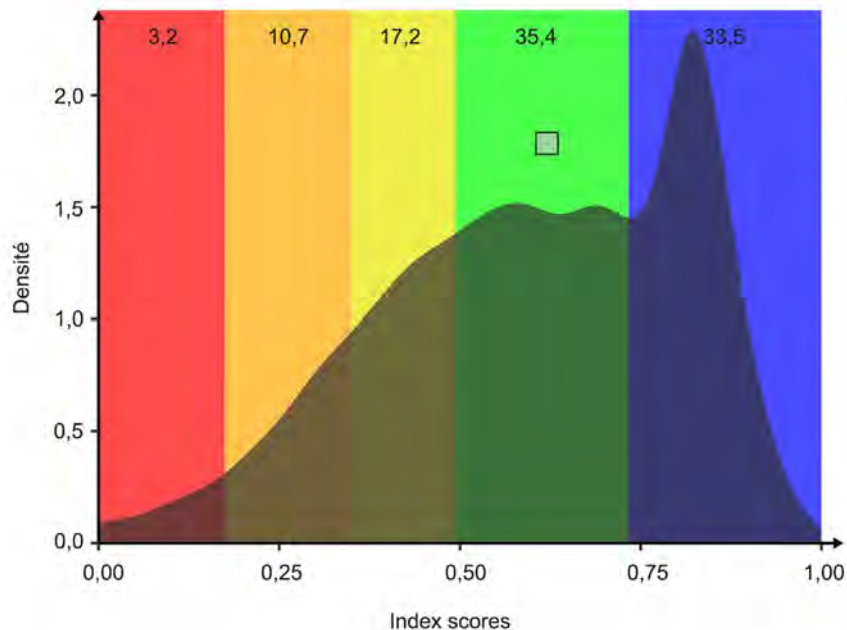


FIGURE 9 ■ Exemple de représentation graphique de l'incertitude associée à la note de l'indice ichthyofaune lacustre. Dans ce cas, le plan d'eau est classé en bon état (carré) et la probabilité d'être dans une classe d'état supérieure à « moyen » est de l'ordre de 70 % (35,4 + 33,5).

Incertitudes associées à l'échantillonnage piscicole sur l'IIL

La technique d'échantillonnage utilisée pour la capture des poissons en plans d'eau dans le cadre de la DCE repose sur la pose de filets maillants en position fixe durant une nuit ; il s'agit donc d'une méthode de pêche passive et les captures dépendent de l'activité des poissons qui varie au cours du temps, en fonction de divers facteurs environnementaux et biologiques (température et cycle de reproduction des espèces, par exemple). Dans ce contexte, l'incidence de la date d'échantillonnage sur les valeurs de l'indice poisson pour des campagnes de pêche réalisées entre les mois de mai et d'octobre a été explorée (Miguet *et al.*, 2018c). Il a été montré que la date d'échantillonnage influence les métriques biologiques, en particulier les métriques basées sur des effectifs de poissons (nombre de captures par unité d'effort de pêche, CPUE). Dans environ 40 % des cas,

une modification de la date d'échantillonnage induisait une modification de la valeur de l'indice et entraînait un changement de la classe d'état (figure 10). Ce travail conduit à préconiser une standardisation des dates des campagnes de pêche notamment au sein d'un même lac pour faciliter les comparaisons.

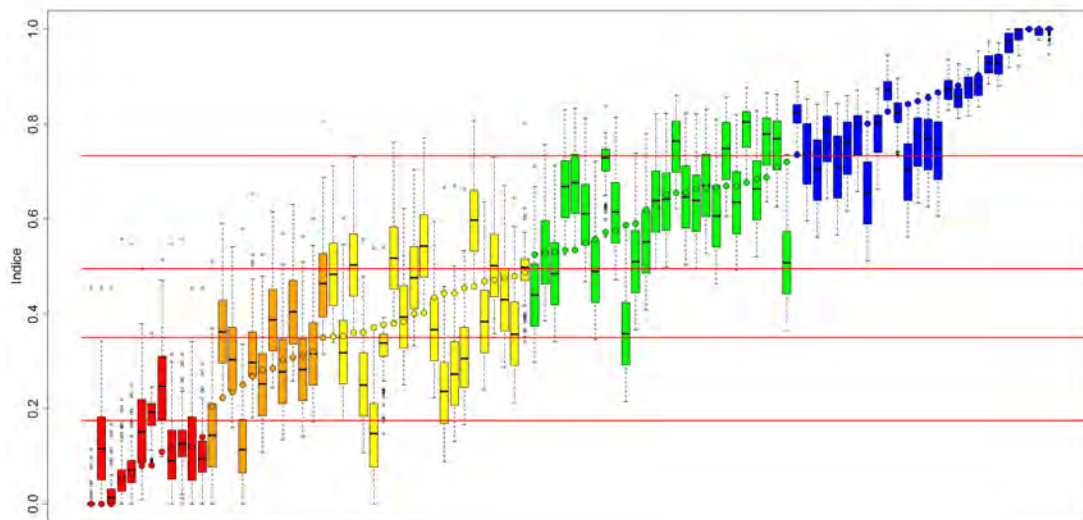


FIGURE 10 ■ Distribution des valeurs d'indice (IIL) pour chaque campagne de pêche après simulation d'un changement de date (Miguet *et al.*, 2018c).

Chaque valeur d'indice est calculée à partir de valeurs de métriques simulées en faisant varier la valeur de la date dans l'ensemble des valeurs des 96 campagnes et en maintenant les variables de l'environnement constantes. Le point coloré indique la note initiale attribuée avec les données observées. Les campagnes sont ordonnées selon cette note (croissante de gauche à droite). La couleur représente la classe d'état associée à la valeur observée de l'indice (rouge = mauvais, orange = médiocre, jaune = moyen, vert = bon, bleu = très bon). L'étendue des boîtes à moustaches représente l'étendue des valeurs d'indice simulées en faisant varier la date dans l'ensemble des dates des 96 campagnes. Les lignes rouges horizontales représentent les limites des classes d'état.

Incertitudes associées à la non prise en compte des interactions de pressions dans le développement de l'IIL et de l'IIR

Les indices poissons développés pour évaluer l'état et le potentiel écologique des lacs et retenues répondent à l'eutrophisation et les modèles statistiques à la base de la construction de ces indices ne prennent pas en compte les interactions entre les différentes pressions pouvant influencer l'écosystème et les communautés. Ainsi, nous avons étudié l'influence des interactions entre trois pressions – eutrophisation, augmentation de la température de l'eau et prolifération des espèces non-natives – sur les métriques intervenant dans la définition des indices IIL et IIR (Miguet *et al.*, 2018a). Nous avons montré que deux types d'interactions de pressions ont un effet statistiquement significatif sur les métriques : eutrophisation × espèces non-natives (un cas) et eutrophisation × températures (deux cas) et que la prise en compte des interactions entre pressions pourrait modifier légèrement l'évaluation de l'état écologique des lacs naturels et surtout du potentiel écologique des retenues. Ce travail nous a conduits à développer de nouveaux modèles pour intégrer ces

interactions dans la procédure de construction de l'IIR. Pour l'IIL déjà adopté au niveau national, ces résultats peuvent être utiles à considérer dans l'interprétation d'évaluations effectuées dans certains contextes environnementaux très anthropisés.

Incertitudes liées au diagnostic de l'indicateur poissons en estuaire

Des travaux visant à associer au diagnostic donné par l'indicateur poisson ELFI une probabilité d'appartenance à une classe de qualité ont été menés. La méthode a d'abord été appliquée aux lagunes avec lesquelles il y avait une comparaison possible avec les résultats du réseau Intégrateurs biologiques (Rinbio) qui évalue la qualité des eaux des lagunes méditerranéennes (Delpech *et al.*, 2011).

Nous avons développé un cadre bayésien pour construire des indicateurs multimétriques (Drouineau *et al.*, 2012) en deux phases. Premièrement, des modèles statistiques pression-impact (modèles linéaires) sont développés pour quantifier l'effet de la pression sur les différentes métriques de l'indicateur ELFI (mise en évidence de la réponse à un gradient de pression). Le théorème de Bayes permet de combiner objectivement les différents paramètres et de fournir une quantification rigoureuse de l'incertitude, ce qui est particulièrement précieux dans le contexte de la DCE.

L'approche pression-impact (Courrat *et al.*, 2009 ; Delpech *et al.*, 2010) consiste à développer des modèles statistiques pression-impact en ajustant des modèles linéaires généralisés (GLM) qui décrivent l'influence des pressions anthropiques sur les différentes métriques, en tenant compte d'autres covariables telles que la variabilité due aux procédures d'échantillonnage ou aux caractéristiques de l'environnement.



La difficulté d'identifier certaines espèces constitue une des sources d'incertitude des méthodes statistiques basées sur la composition taxinomique. © Mario Lepage.

L'objectif d'un indicateur multimétrique basé sur le poisson est d'évaluer le niveau d'un facteur de stress spécifique (pression anthropique) en observant des métriques biologiques décrivant l'assemblage de poissons, en fonction de relations particulières entre les métriques biologiques et les facteurs de stress. L'application du théorème de Bayes permet de calculer la probabilité qu'une masse d'eau se trouve dans une classe de qualité écologique compte tenu des observations sur les communautés de poissons. Les fonctions de vraisemblance des GLM sont utilisées pour convertir les observations en densités de probabilité, de sorte que les mesures peuvent être combinées sur une échelle commune. Les densités de probabilité tiennent compte à la fois de l'incertitude du modèle (par les fonctions de variance des GLM) et de la sensibilité de la mesure au facteur de stress (par les valeurs des paramètres de régression). La méthode de *bootstrap* a été utilisée pour permettre d'avoir un grand nombre de données en « répliquant » le jeu de données observées par des techniques de rééchantillonnage (figure 11).

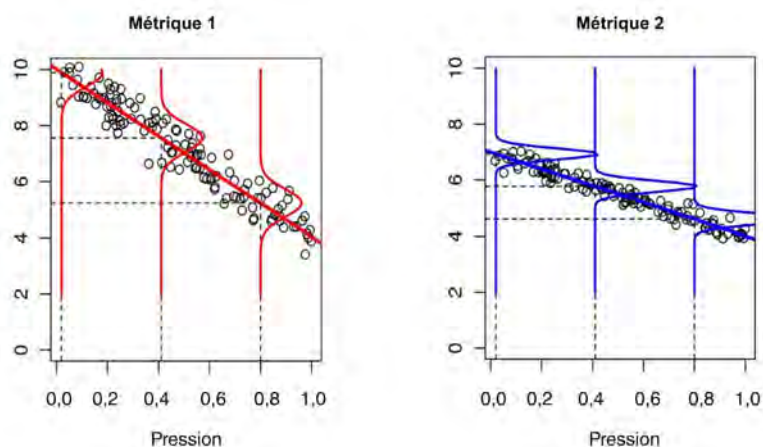


FIGURE 11 ■ Calcul des probabilités pour une métrique d'appartenir à une classe de qualité en fonction du niveau de pression.

Rééchantillonnage des données pour obtenir une distribution des probabilités en fonction des valeurs observées de la métrique pour une certaine valeur de pression. La probabilité d'appartenir à une classe de qualité, au final, se fait en combinant les probabilités de chacune des métriques.

La méthode actuelle est totalement générique et peut être mise en œuvre dans de nombreuses situations, pour autant qu'il soit possible de construire des modèles statistiques de pression-impact (suffisamment de données et de connaissances sur les facteurs abiotiques déterminants). Plus spécifiquement, tout type de mesure peut être inclus dans l'indicateur : densité, nombres, proportion (GLM avec famille binomiale) ou autres mesures dès qu'il est possible de calculer la probabilité de nouvelles observations compte tenu d'un niveau de pression (la limitation de principe concernera généralement le nombre de données disponibles pour s'adapter aux modèles d'impact de la pression).

De plus, la représentativité des échantillonnages a été traitée lors de la définition de la stratégie d'échantillonnage (Lepage *et al.*, 2004b). À partir d'une base de données acquise mensuellement pendant dix ans sur l'estuaire de la Gironde, nous avons procédé à une analyse pour quantifier à quel point il était possible de diminuer l'échantillonnage pour conserver environ 80 % de la diversité spécifique observée une année donnée. Les analyses ont montré qu'en sélectionnant deux mois dans l'année

(mai et septembre) et en faisant au moins huit traits de chalut par zone de salinité (oligohaline, mésosaline et polyhaline), il était possible d'obtenir un échantillonnage représentatif de la communauté. L'augmentation de l'effort de pêche au-delà de huit traits par zone haline et par saison (mai et septembre) améliore la représentativité, mais avec un coût qui devient exponentiel.

Physico-chimie soutenant la biologie

Les travaux en cours d'eau

Les seuils de paramètres physico-chimiques en soutien à la biologie n'ayant pas été définis lors de la première définition des règles d'évaluation, les valeurs issues du SEQ-Eau (système d'évaluation de la qualité de l'eau) (ministère de l'Écologie et du développement durable & l'eau, 2003) ont d'abord été reprises pour l'exercice.

Le SEQ-Eau, qui était en vigueur avant la DCE, avait été conçu pour évaluer la qualité physico-chimique de l'eau et sa capacité à assurer certains services écosystémiques (dénommées « aptitudes ») comme le maintien des équilibres biologiques, la production d'eau potable, les loisirs et sports aquatiques, l'aquaculture, l'abreuvement des animaux et l'irrigation, sur la base du calcul de séries « d'altérations », correspondant à des métriques regroupant chacune plusieurs paramètres chimiques et physico-chimiques.



Mesures de profil température-oxygène dans la colonne d'eau sur la retenue des Barriousses. Les paramètres physico-chimiques étaient historiquement pris en compte pour l'évaluation de l'état écologique des masses d'eau. © Romain Roy.

Pour confronter la pertinence de cette évaluation avec un contexte de mise en œuvre de la DCE et, le cas échéant, l'améliorer, il était nécessaire de déterminer des valeurs seuils pour les paramètres physico-chimiques en s'appuyant sur des données mesurées disponibles et d'orienter les classes physico-chimiques vers une vision de qualité biologique, en fonction du contexte typologique. Des travaux de simulation d'hypothèses de règles d'évaluation et d'analyses destinées à valider les limites de seuils de classification de l'état concernant les paramètres physico-chimiques en lien avec l'IBGN et l'IBD ont été menés (Villeneuve & Rosebery, 2008). Ils ont permis de fournir une première validation statistique de ces seuils, qui jusque-là n'avaient été validés que par avis d'expert (figure 12).

Cependant, la disponibilité des données de physico-chimie issues des réseaux RCS étant limitée à cette date, il était nécessaire d'envisager une deuxième phase de validation lorsqu'une quantité suffisante de données serait disponible, ce qui a été le cas à partir de 2010 où ce processus a été relancé. Il a d'abord été établi que le contexte physico-chimique en condition de référence présentait une forte structuration géographique et qu'il pouvait se résumer en une typologie physico-chimique des cours d'eau (Bougon & Ferréol, 2011) (figure 13). Cette typologie paraissait influencer de manière plus ou moins significative sur les populations biologiques des cours d'eau.

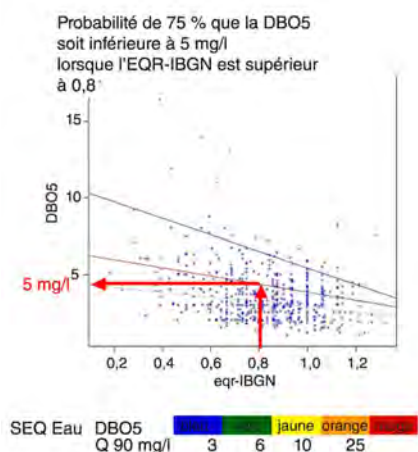


FIGURE 12 ■ Exemple de résultats de régression quantile de la DBO5 en fonction de l'EQR-IBGN.

Dans cette analyse, la probabilité que la DBO5 soit inférieure à 5 mg/l lorsque l'EQR-IBGN est supérieur à 0,8 (limite bon état) est de 75 %. Villeneuve & Rosebery (2008) / Cemagref.

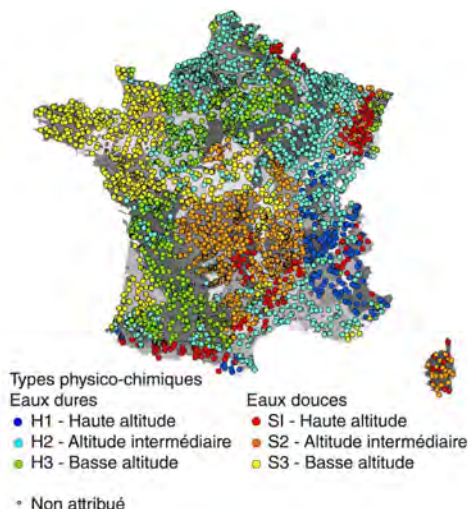


FIGURE 13 ■ Représentation des types physico-chimiques sur l'ensemble des sites du réseau de contrôle et de surveillance (Bougon & Ferréol 2011).

Les valeurs seuils pour les paramètres physico-chimiques ont donc été déclinées selon cette typologie. La méthode retenue pour déterminer ces seuils (Bougon & Ferréol, 2012) consistait à confronter les notes obtenues pour chaque indicateur de qualité biologique (IBGN et l'I2M2 pour les invertébrés benthiques, l'IPR et l'IPR+ pour les poissons, l'IBD pour les diatomées et l'IBMR pour les macrophytes) en les opposant aux valeurs mesurées pour chaque paramètre physico-chimique (moyenne

des valeurs antérieures sur un an). Ce procédé statistique a permis d'identifier une valeur (avec un intervalle de confiance associé) de concentration pour un paramètre physico-chimique à partir de laquelle il devient un facteur limitant pour un EQB donné. Une combinatoire des résultats des seuils obtenus par EQB et types physico-chimiques détermine les seuils de bon état chimique en réponse à la biologie pour chaque paramètre physico-chimique.

Par ailleurs, certains travaux portant sur la définition de seuils se sont heurtés à l'utilisabilité des données chimiques issues de la surveillance. En effet, les caractéristiques de qualité, en particulier les limites de quantification, restaient définies au regard d'anciennes notions de « qualité des eaux » telles que considérées par le SEQ-Eau. Par exemple, les données de concentrations en phosphore soluble et total ne permettaient pas d'appréhender les classes de très bon état, car les limites de quantification effectives étaient largement supérieures aux valeurs rencontrées dans les milieux oligotrophes (lacs ou rivières). De plus, les résultats fournis par les différents laboratoires qui se succédaient au gré de l'attribution des marchés n'étaient pas homogènes, ce qui obérait les possibilités d'utiliser des chroniques pluriannuelles.

Dans le cadre des collaborations entre instituts au sein d'Aquaref, une réflexion a été menée pour définir les caractéristiques nécessaires pour une utilisation « biologique » des données de physico-chimie. Des prescriptions ont été formulées en tenant compte de la capacité analytique des laboratoires en fonction des techniques utilisées et des prescriptions des référentiels encadrant les processus qualité tels que ceux de l'accréditation (Morin *et al.*, 2010a ; Chauvin & Bougon, 2011).

Les travaux en plans d'eau

Comme pour les cours d'eau, les seuils de paramètres physico-chimiques en soutien à la biologie utilisés initialement pour l'évaluation reprenaient les valeurs du SEQ-PE (système d'évaluation de la qualité des plans d'eau). Des travaux ont ensuite été entrepris au sein du pôle AFB/Irstea Hydroécologie plans d'eau d'Aix-en-Provence afin de mieux caler ces seuils en tenant compte d'un éventuel effet des variables physiques et biologiques des plans d'eau.

La première méthode a consisté à traduire les valeurs seuils des indicateurs biologiques (valeurs des indices servant de limite entre deux classes d'état) en valeurs seuils pour les différents paramètres de la physico-chimie en reprenant les perspectives de la DCE selon laquelle la biologie est soutenue par la physico-chimie. La première approche a consisté à dériver les limites de classes des indicateurs biologiques en valeurs seuils des paramètres physico-chimiques à l'aide de régressions linéaires. Ce travail a été réalisé avec les indicateurs phytoplancton (IPLAC), poisson (IIL), macrophytes (IBML) et invertébrés (IMAIL), mais seules les métriques constitutives de l'IPLAC (MBA et MCS) répondent aux variations de la physico-chimie. Par conséquent, les seuils physico-chimiques n'ont pu être établis qu'à partir de l'indicateur phytoplancton. L'avantage de cette méthode est de définir des seuils physico-chimiques adaptés à chaque lac en tenant compte de leur structure physique, comme leur profondeur.

Les inconvénients de cette méthode sont que les seuils physico-chimiques ne sont établis qu'à partir de l'indicateur phytoplancton et qu'elle n'est pas directement basée sur l'identification de distorsions écologiques en réponse à des variations de concentrations des différents paramètres physico-chimiques (Danis & Roubeix, 2014). À partir de 2014, une deuxième approche a été adoptée pour pallier ces limites. Basée sur la notion de seuil écologique, elle recherche les seuils des paramètres physico-chimiques à l'origine de changements importants de l'abondance de toutes les espèces d'un EQB. Elle n'est plus

basée sur les métriques constituant les indices, mais sur les communautés directement. Pour ce faire, la méthode statistique des *gradients forest* a été utilisée sur les communautés phytoplanctoniques, d'invertébrés et de poissons. La réalité écologique fait que les seuils identifiés par chaque compartiment pour un même paramètre physico-chimique peuvent être assez différents ou assez étalés. Par exemple, dans le cas de la transparence, les seuils identifiés par l'ichtyofaune et les macrophytes sont relativement proches et bas, alors qu'ils sont beaucoup plus hauts pour le phytoplancton. La difficulté de cette approche est de pouvoir associer ces seuils basés sur les changements de communautés avec des seuils de classe d'état pour chaque paramètre physico-chimique. Par conséquent, à l'heure actuelle, les seuils fixés par l'arrêté sur l'évaluation de 2018 pour les différents paramètres physico-chimiques sont ceux calculés avec les régressions linéaires sur les métriques de l'IPLAC.

Les travaux en estuaires

De par leur fonctionnement biogéochimique particulier, les estuaires (surtout ceux comportant un bouchon vaseux) sont des milieux sensibles aux déficits en oxygène qui affectent tous les compartiments biologiques. Des réseaux de suivi haute fréquence, installés sur les estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde dans les années 2000-2006, ont permis de mettre en évidence des épisodes d'hypoxie parfois sévère, ou du moins des épisodes de désoxygénation critique, par leur durée et leur faible concentration en oxygène dissous. Une première grille a été proposée par Ifremer en se basant sur le percentile 90 des valeurs observées une fois par mois en période estivale et à pleine mer. Les suivis à haute fréquence ont montré que ce type de surveillance n'était pas adéquat pour identifier des phénomènes de désoxygénation, qui peuvent parfois durer plusieurs heures dans la journée sans pour autant être visibles en pleine mer et avoir des conséquences très défavorables pour les poissons (De Watteville & Lepage, 2013 ; Delage *et al.*, 2014). Une première mission a été confiée à Irstea pour rechercher des seuils à utiliser en tant que seuils de qualité de l'oxygène dissous en estuaire en 2008 et a donné lieu à une proposition de grille d'évaluation de la qualité pour trois paramètres physico-chimiques : la température, la salinité et l'oxygène dissous (Taverny *et al.*, 2009). Des travaux supplémentaires ont été entrepris pour déterminer une période d'exposition en plus d'une concentration, car ce couple est indissociable pour évaluer les effets sur les organismes sensibles. En 2012, une étude sur les juvéniles d'aloses, espèces de poissons réputées parmi les plus sensibles au déficit en oxygène, a été conduite afin d'obtenir des éléments tangibles sur la physico-chimie soutenant la biologie. L'idée était de déterminer les conditions d'oxygénation pouvant être contraignantes pour ces espèces. *A contrario*, les conditions favorables pour ces espèces seraient forcément favorables aux autres espèces moins sensibles (effet parapluie). Une expérimentation en mésocosme a été réalisée dans le but de simuler les conditions limites pour obtenir un effet biologique visible. Les éléments observables étaient une nage saccadée, une perte d'équilibre (poisson ventre en l'air mais ventilant encore) et *in fine* la mort. Deux températures fréquemment rencontrées en milieu naturel durant l'été ont été testées, 20 °C et 25 °C. Ces travaux ont montré des effets biologiques dès 4,5 mg/L d'O₂ à 25 °C et une majorité de morts à 2,5 mg/L toujours à 25 °C même si des effets biologiques sont observables aussi à 20 °C, mais dans une proportion plus faible (Lepage *et al.*, 2013)¹⁰. Une méthode de surveillance adaptée aux estuaires sera prochainement proposée (Schmidt *et al.*, 2019) sur la base de nouveaux travaux menés en 2017.

10. En 2015, une nouvelle étude (Lepage *et al.*, 2016a) proposait de tester la durée d'exposition en plus de la température de l'eau et la concentration en oxygène dissous. Les résultats en ont toutefois été peu concluants.

Caractérisation de l'hydromorphologie des écosystèmes

Hydromorphologie des cours d'eau

Pour mettre en œuvre la DCE, il fallait se doter d'un outil de caractérisation de l'hydromorphologie des cours d'eau, puisque l'hydromorphologie est considérée comme le support de la biodiversité. Il n'existait cependant pas en France de méthode établie pour évaluer la qualité hydromorphologique des cours d'eau, comparables aux bio-indicateurs. Le protocole standardisé de recueil de données hydromorphologiques sur le terrain, Carhyce (caractérisation de l'hydromorphologie des cours d'eau) a ainsi été développé en partenariat (Gob *et al.*, 2014). La méthode fait appel à la géométrie hydraulique, en particulier les caractéristiques géométriques du lit à plein bord, qui situent les processus hydromorphologiques à l'œuvre dans les cours d'eau. À côté des paramètres de géométrie du lit sont également mesurés des paramètres de contexte (substrats, berges, ripisylve). L'acquisition nationale de ces données a débuté en 2009 sur les stations du RCS. L'outil a pour partie été développé à Irstea, notamment après un travail de thèse (Navratil, 2005) et une étude plus particulière financée par l'agence de l'eau Seine-Normandie sur une quarantaine de cours d'eau du bassin de la Seine (Gob *et al.*, 2010).

En plus de la mise au point du protocole Carhyce, Irstea a également contribué au développement des modèles et à la sélection des métriques les plus adaptées pour évaluer le degré d'altération physique relativement à des contextes de référence. La méthode a depuis été améliorée et stabilisée par le LGP (laboratoire de géographie physique, CNRS Meudon). Le calcul d'un indice composé de six métriques est désormais possible (IMG pour indicateur morphologique global).

Hydromorphologie des milieux lacustres

Compte tenu d'un manque de caractérisation antérieure des plans d'eau déjà signalé, la priorité a été donnée au développement des méthodes pour acquérir des données homogènes permettant de définir les caractéristiques morphologiques des plans d'eau. En adoptant une démarche multiéchelles (figure 14), des protocoles ont été développés pour décrire la forme de la cuvette par acoustique (Alleaume *et al.*, 2010) et les habitats rivulaires par prospection de l'ensemble du littoral (caractérisation des habitats des rives et du littoral, Charli) (Alleaume *et al.*, 2012b). En collaboration avec l'Inra Carrtel, une méthode acoustique de caractérisation de la nature du sédiment, Sedilac, a aussi été produite (Poulain *et al.*, 2011; Mouget *et al.*, 2017).

Suivant la même démarche que pour la caractérisation de la morphologie lacustre, des méthodes ont été développées pour identifier et quantifier les forces motrices et pressions susceptibles d'altérer l'état et le fonctionnement des écosystèmes lacustres (De Bortoli & Argillier, 2006). Le protocole Alber (altération des berges), construit sur le principe d'une observation et d'une cartographie de l'ensemble des altérations des zones littorales lacustres, permet d'évaluer le niveau de dégradation des habitats (Alleaume *et al.*, 2012a) ; deux autres protocoles basés sur de l'analyse d'images (satellitaires ou autres) permettent de mesurer l'anthropisation du corridor rivulaire (Alleaume & Argillier, 2012) et du bassin versant (Heyd *et al.*, 2012).

En tenant compte des exigences de la DCE et des attentes des gestionnaires, ces travaux ont été complétés par une première version d'un outil d'évaluation de la qualité hydromorphologique lacustre, *i.e.*

en prenant en compte les six paramètres DCE (flux, temps de résidence, connexion à la nappe, substrat, zone littorale et profondeur) pour toutes les dimensions spatiales des systèmes lacustres. Cette méthode Lakhyc (*lake hydromorphological condition*), bien que très gourmande en données environnementales, est applicable à l'ensemble des plans d'eau français (voire européens ou internationaux) et permet d'évaluer de manière quantitative l'état hydromorphologique des plans d'eau. Dans sa version provisoire, qui sera révisée en 2020, elle regroupe un jeu de 22 métriques d'altération qui sont ensuite agrégées sous forme d'indice (Gay *et al.*, 2017). L'une des originalités de cette méthode réside dans le calcul des métriques dont les valeurs des paramètres mesurés sont comparées à des valeurs de référence qui correspondent à des conditions de très faibles pressions dépendantes de l'environnement naturel.

Cet indicateur est encore en phase de calage, mais les fiches de calcul des métriques ont été produites et diffusées auprès des opérateurs qui en ont fait la demande. Elles sont d'ores et déjà opérationnelles pour évaluer au moins de manière partielle l'état hydromorphologique des écosystèmes.



FIGURE 14 ■ **Approche multiéchelle de la caractérisation hydromorphologique des plans d'eau et de l'altération de l'hydromorphologie.** D'après Gay *et al.*, 2017 / Rapport d'étude Irstea.

Contribution à la réalisation de l'état des lieux et de l'évaluation du risque de non-atteinte du bon état

Risque hydromorphologique des cours d'eau : projet Syrah-CE (système relationnel d'audit hydromorphologique des cours d'eau)

Pour répondre à l'ambition nouvelle d'introduire les compartiments hydrologie et morphologie au sein du processus de la DCE (agrégés dans le néologisme d'hydromorphologie), l'équipe de Lyon a conçu un système relationnel d'audit de l'hydromorphologie des cours d'eau (Syrah-CE). Initié en 2006, ce travail s'est nourri de plusieurs expériences antérieures : (1) de la cartographie environnementale à

l'échelle de toute la métropole (Souchon *et al.*, 1984 ; Souchon & Trocherie, 1990) ; (2) de l'analyse de la littérature sur les impacts des aménagements hydrauliques de cours d'eau (Wasson *et al.*, 1998) ; (3) des approches couplant hydrologie/hydraulique/habitat conduites depuis 1984 (Souchon & Keith, 2001 ; Souchon *et al.*, 2002) ; (4) d'un travail précurseur réalisé pour tout le bassin de la Loire (Wasson *et al.*, 1993b ; Souchon *et al.*, 2000) ; et (5) d'une préanalyse pour l'UE de la partie hydromorphologie de l'annexe V de la DCE (Souchon, 1998).

Le travail a été réalisé à une période de transition technologique en matière d'outils cartographiques, puisque l'IGN commençait à proposer des couches d'information géographique numérisées. Deux partis pris forts ont été choisis : l'un d'utiliser au mieux une sélection de ces données numérisées de façon à bâtir un dispositif homogène à l'échelle de tout le territoire national, opérable avec SIG, l'autre de proposer un système d'analyse centré sur le fonctionnement morphologique des cours d'eau, garant de la fourniture et de l'entretien d'habitats aquatiques de qualité. Enfin, tout le système repose sur le repérage à différentes échelles des éléments susceptibles d'altérer ce fonctionnement physique (figure 15). Il diffère en cela des approches reposant sur la biologie, qui recherchent des écarts par rapport à des situations référentielles régionales. La réflexion a également intégré les enseignements des critiques des démarches en vigueur aux États-Unis, et notamment de celle de Rosgen, qui consistait à trop recourir à des patrons morphologiques « figés » (Simon *et al.*, 2007 ; Rosgen, 2008).

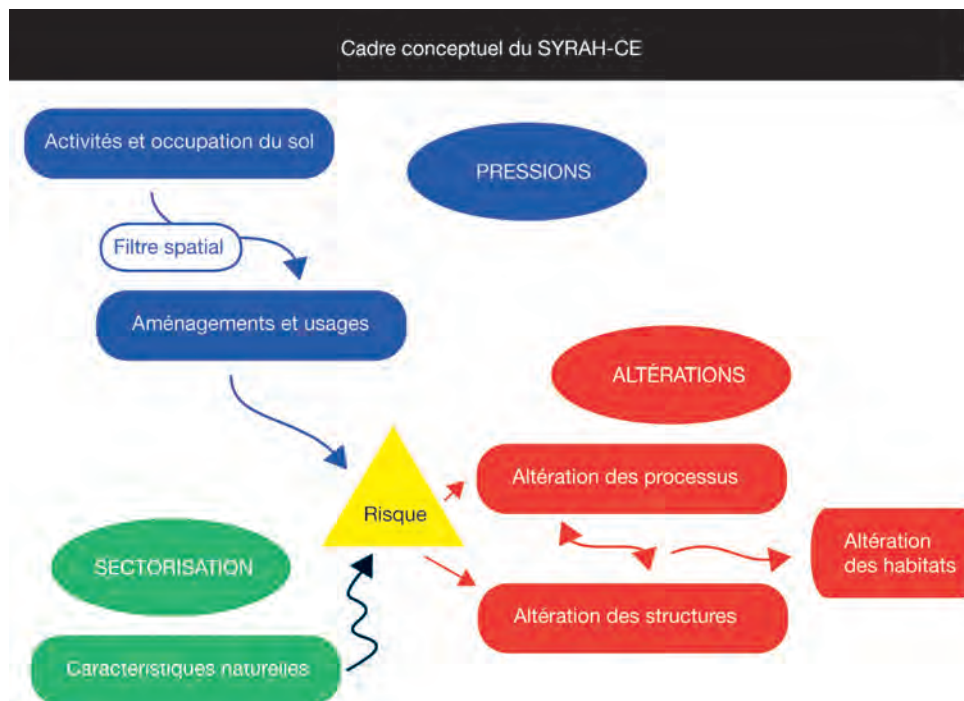


FIGURE 15 ■ Cadre conceptuel du système relationnel d'audit de l'hydromorphologie des cours d'eau (Syrah-CE).

Le travail a d'abord consisté à construire *de novo* toute l'architecture du système avec l'amélioration de tout le réseau hydrographique national numérisé, l'affectation de largeurs aux cours d'eau et le découpage en tronçons, opéré sous supervision experte (voir les réflexions de Fryirs *et al.* (2019) sur cette nécessité de contrôler les calculs de géomatique ou d'imagerie par expertise).

À partir de cette base, toutes les données susceptibles d'altérer la structure et le fonctionnement physique des cours d'eau et de leurs berges ont été sélectionnées, construites par extraction géomatique, puis combinées. Par exemple, beaucoup de structures hydrauliques héritées ou plus contemporaines ne sont pas renseignées à l'échelle nationale, et un recours à des variables indirectes ou proxy a été nécessaire. Les digues sont mal renseignées dans les couches de données numérisées disponibles ; le proxy consiste alors à documenter des variables extractibles des couches géographiques numériques, comme les infrastructures linéaires, de type route ou voie ferrée, situées à une certaine distance du cours d'eau, en faisant l'hypothèse qu'elles ont presque toujours été accompagnées de travaux hydrauliques de protection. Toutes ces variables ont bien entendu fait l'objet de tests *in situ* dans six territoires avant leur sélection définitive.

Une fois le système construit, il propose des **informations homogènes et cohérentes au niveau national** sur l'hydromorphologie des cours d'eau et leur altération potentielle : celles-ci peuvent être ensuite mobilisées individuellement sous SIG, par tronçons, sous-tronçons ou masses d'eau sensu DCE¹¹ (figure 16). Elles sont combinables par opérateurs booléens et représentables par des cartographies.

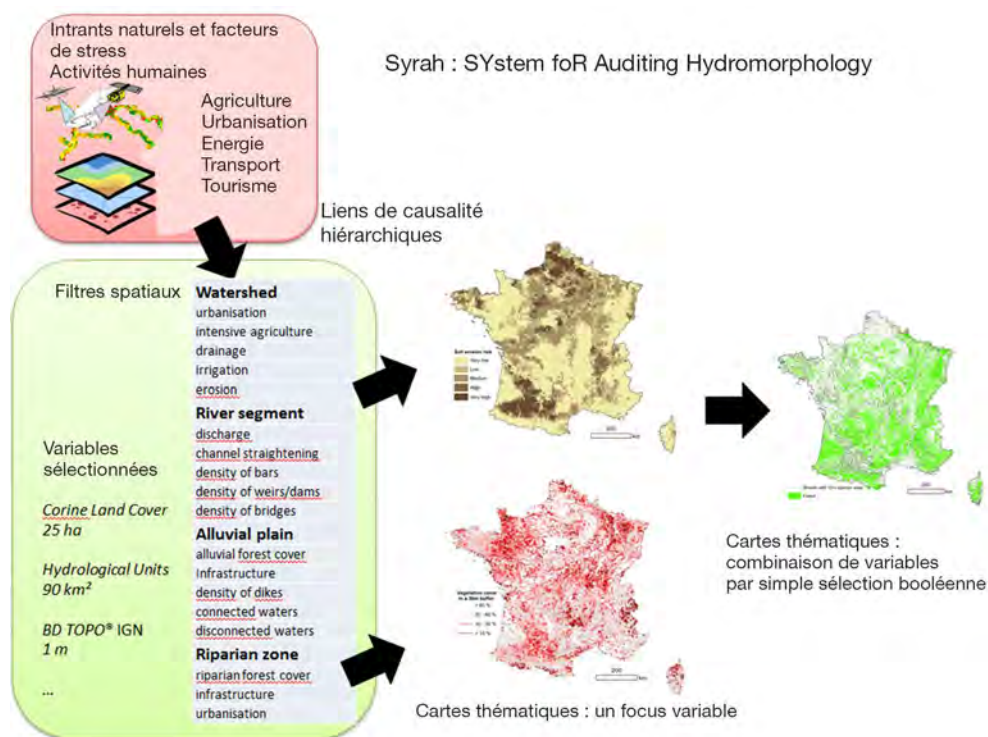


FIGURE 16 ■ Variables de la démarche Syrah-CE exprimées ici soit par une représentation cartographique simple (un seul thème dont on rend compte du contraste des variables), soit par une représentation cartographique experte (introduction de critères de seuillage des variables basés sur des connaissances fonctionnelles et croisement de plusieurs d'entre elles) (Souchon et al, 2014).

11. Article 2 paragraphe 10 « masse d'eau de surface » de la DCE : une partie distincte et significative des eaux de surface telles qu'un lac, un réservoir, une rivière, un fleuve ou un canal, une partie de rivière, de fleuve ou de canal, une eau de transition ou une portion d'eaux côtières ».

Afin de répondre à la demande des opérationnels, le système a été complété par une modélisation au moyen de modèles bayésiens hiérarchiques, pour évaluer le risque d'altération des éléments constitutifs de l'hydromorphologie décrits à l'annexe V de la DCE (figure 17) (Valette *et al.*, 2012 ; Van Looy *et al.*, 2015).

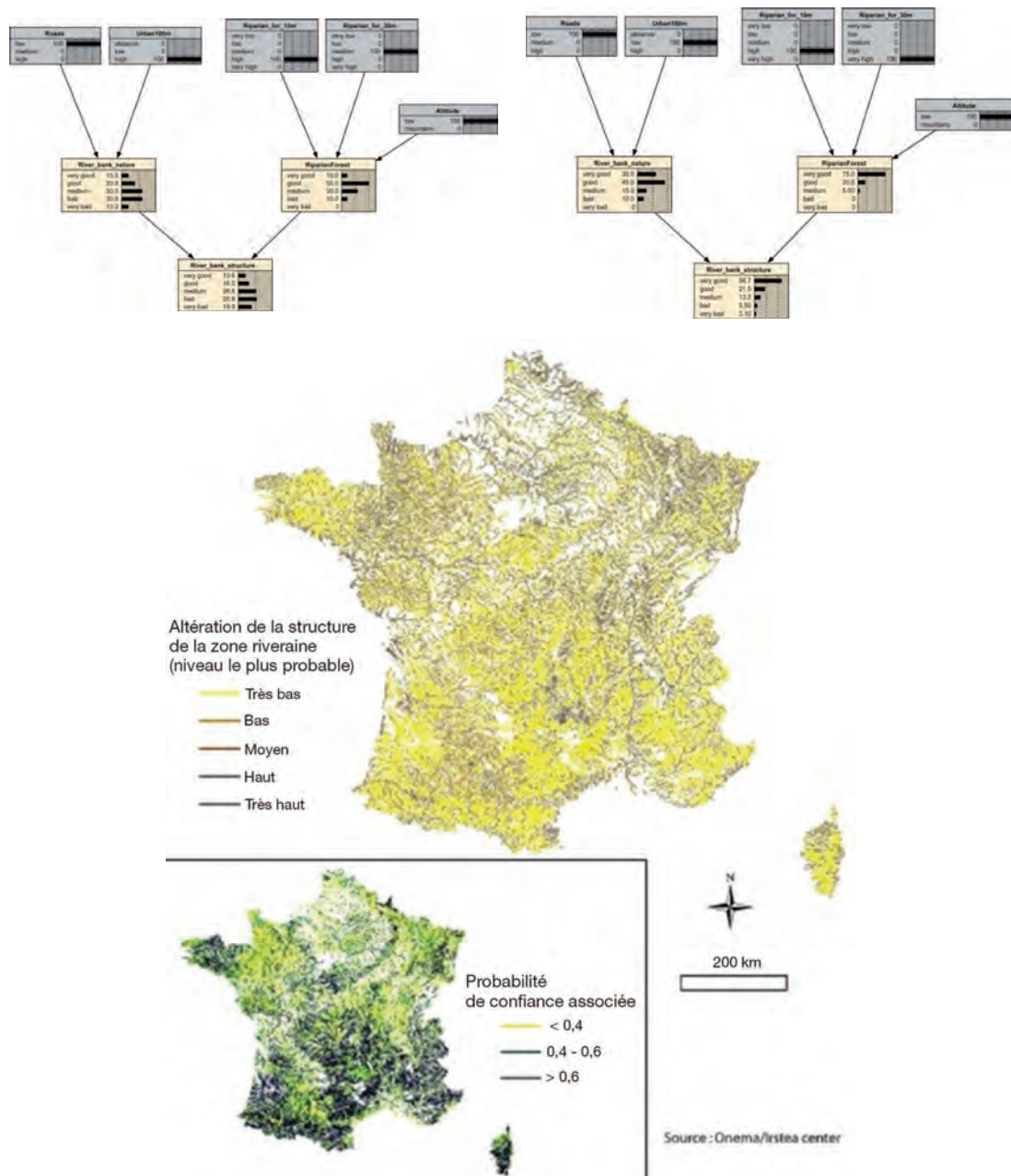


FIGURE 17 ■ **Risque d'altération de la structure des ripisylves.**

Les graphiques du haut représentent une partie de l'architecture du réseau bayésien. Le risque est représenté en bas selon sa modalité la plus probable sur l'ensemble du réseau hydrographique français. La figure en insert montre le degré de confiance associé à cette valeur dans chaque tronçon morphologique (Van Looy *et al.*, 2015).

En résumé, l'intérêt de la démarche repose bien sur la possibilité de mobiliser au sein d'un même système plusieurs échelles d'analyse et de se focaliser soit sur des valeurs agrégées issues du modèle bayésien (figure 17), soit sur des valeurs brutes élémentaires, comme celles décrivant les espaces riverains à 10 et 30 m des cours d'eau, en s'interrogeant sur une thématique d'intérêt, par exemple quelle est la couverture de ripisylve contemporaine dans ces deux espaces (figure 18).

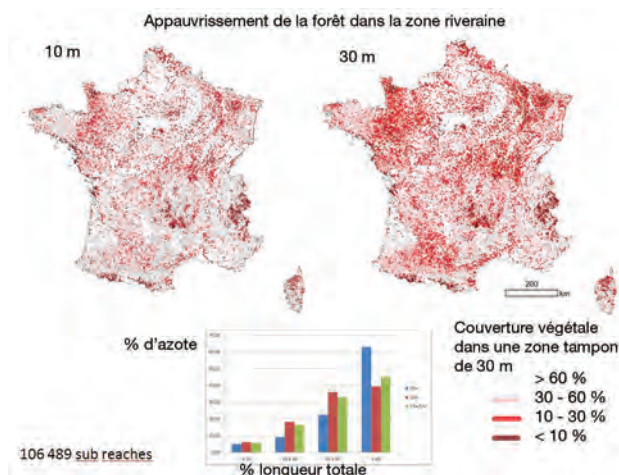


FIGURE 18 ■ État de la ripisylve à 10 m et à 30 m de part et d'autre des cours d'eau.

La situation est plus dégradée (rouge plus foncé) à 30 m qu'à 10 m, sachant qu'en comparaison avec d'autres pays européens, beaucoup de situations intéressantes subsistent sur le territoire de la France métropolitaine. Exemple d'analyse régionalisée qui peut aider à mieux contextualiser les orientations de gestion (préservation, restauration) (Souchon *et al.*, 2014).

Le système Syrah-CE est un exemple de recherche-action, construit avec un phasage progressif sur la base d'échanges permanents et continus et une validation à chaque étape avec les utilisateurs directs (gestionnaires agences de l'eau, Dreal, Onema). Il constitue, depuis l'état des lieux de 2013, le socle national d'évaluation des pressions hydromorphologiques dans le cadre de l'élaboration des schémas d'aménagement et de gestion des eaux (Sdage, deux cycles DCE ont déjà été conduits). L'ensemble des données mises à disposition apporte également une forte plus-value dans l'aide à la gestion des cours d'eau et à la définition des priorités d'action. Ces données sont également utiles pour mieux contextualiser et interpréter les données écologiques. Elles ont également été conceptualisées pour faire partie intégrante d'un travail plus large d'analyse systémique de la probabilité d'altération des cours d'eau, selon le schéma de la figure 19, qui en plus de l'hydromorphologie s'intéresserait aux aspects thermiques et physico-chimiques (Van Looy *et al.*, 2015) et à la vulnérabilité/résilience (Van Looy *et al.*, 2019), à l'instar de travaux internationaux homologues (Allan *et al.*, 2011 ; Vander Laan *et al.*, 2013 ; Phan *et al.*, 2016 ; Kuehne *et al.*, 2017 ; Downs & Piégay, 2019).

Un portail technique Web spécifique Syrah-CE a accompagné la démarche¹². Des formations de personnels ont été organisées dans un premier temps (plus de 150 personnes formées), complétées ensuite par des formations de formateurs (plus de 15 personnes). Un support vidéo a également été réalisé pour épauler cette formation¹³.

12. <https://hydroeco.cemagref.fr/hydromorphologie>

13. https://www.youtube.com/watch?v=gpr_LdyTzEM&list=PL0Wd1JAi6QuHsmAA4kYZlgkX_TmvB8Kml

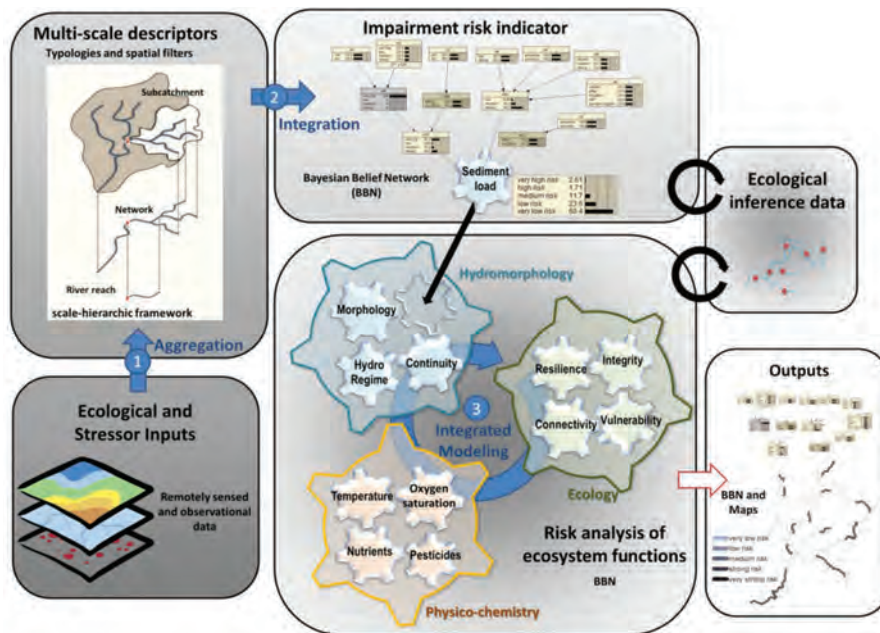


FIGURE 19 ■ Schéma général des perspectives offertes par une plateforme de données spatialisées et hiérarchisées pour aborder les questions de relations pressions multiples / réponses écologiques, la modélisation de ces relations, la construction d'indicateurs et *in fine* diverses analyses de risque (Van Looy *et al.*, 2015).

Risques de dégradation de l'état écologique des plans d'eau – vulnérabilité des écosystèmes

Comme pour les eaux de transition, le premier état des lieux de 2004 a été entièrement réalisé à dire d'experts, très peu de données étant disponibles.

Les méthodes développées pour décrire l'hydromorphologie lacustre et son altération permettent indirectement d'approcher les risques de dysfonctionnement, et donc de non-atteinte du bon état des milieux. Ces informations ont été fournies aux agences en aide à l'évaluation du risque. Néanmoins, elles ne donnent que des indications qualitatives, voire semi-quantitatives, sur l'exposition des plans d'eau aux pressions ou à leurs proxies, sans réellement évaluer le risque de dégradation qui doit tenir compte de la sensibilité des milieux et de leur résilience.

Ainsi, plus récemment, la sensibilité des communautés dont l'altération serait susceptible de modifier l'état des plans d'eau a été étudiée (Teichert *et al.*, 2017). La perte d'espèces dans un écosystème peut entraîner une modification notable de son fonctionnement, et nous avons travaillé sur la sensibilité des assemblages de poissons. Pour cela, deux variables ont été calculées : la « vulnérabilité taxinomique », qui reflète la propension à l'extinction des espèces au sein des assemblages, et la redondance fonctionnelle, qui reflète la capacité de compenser la perte des espèces. Les résultats ont mis en évidence que les assemblages de poissons étaient souvent redondants, mais composés d'une grande partie d'espèces vulnérables. Au-delà de cette tendance moyenne, une grande variabilité a été soulignée entre les assemblages de poissons et a révélé des différences géographiques assez nettes.

La richesse spécifique et la richesse en espèces endémiques sont souvent utilisées pour définir des stratégies de conservation. Cette étude souligne, comme d'autres l'ont fait auparavant sur d'autres

milieux, l'utilité d'examiner les rôles fonctionnels des espèces et leur complémentarité avec les indicateurs de diversités taxinomique et fonctionnelle pour évaluer le risque de dysfonctionnement des écosystèmes. L'indice développé peut contribuer à orienter les priorités d'intervention sur la base d'une analyse du risque d'altération des milieux et de perte de fonction.

État des lieux et évaluation des risques hydromorphologiques et chimiques des eaux de transition

En eaux de transition, le premier état des lieux de 2004 a été entièrement réalisé à dire d'experts. Il en est de même pour l'évaluation du risque de non-atteinte du bon état (RNABE). Chaque agence de l'eau a pris en charge ce travail d'évaluation et de rapportage de l'état des masses d'eau de transition. Irstea Bordeaux a travaillé localement avec l'agence de l'eau Adour-Garonne au sein d'un comité d'experts chargé d'évaluer l'état hydromorphologique à partir de la sensibilité des milieux et du risque lié aux pressions anthropiques qui s'exerçaient sur les masses d'eau.

Il a fallu combler le retard structurel de plusieurs décennies pris sur ces milieux par rapport aux eaux continentales pour acquérir les connaissances sur les poissons estuariens et pour répondre aux exigences de la DCE dans les mêmes délais. Seule l'ichtyofaune était suivie, et donc seuls les risques hydromorphologiques et chimiques en lien avec ce compartiment ont été évalués.

Ce défi était amplifié par le fait que les estuaires sont des milieux fluctuants et présentent des communautés écologiques adaptées aux gradients spatio-temporels rapides des conditions environnementales (e.g. la salinité). En conséquence, leurs caractéristiques intrinsèques se rapprochent de celles des communautés de milieux perturbés (Elliott & Quintino, 2007). La mise en évidence d'effets des pressions anthropiques dans ces conditions est une tâche plutôt complexe.

C'est donc après avoir acquis les données selon un protocole standardisé que le deuxième état des lieux de 2015 a pu être réalisé. Quelques masses d'eau avaient fait l'objet d'un cycle complet d'évaluation de trois années consécutives par plan de gestion, mais, pour d'autres, aucune donnée n'était encore disponible, ou en nombre insuffisant pour donner un diagnostic fiable. Une évaluation à dire d'experts a donc été réalisée mais cette fois en tenant compte du niveau de pressions anthropiques s'exerçant sur la masse d'eau, puisqu'une relation pression-réponse biologique a été établie pour les masses d'eau échantillonnées (Delpéch *et al.*, 2010 ; Lepage *et al.*, 2016a).

Plusieurs caractéristiques hydromorphologiques des estuaires avaient été utilisées pour définir une typologie des masses d'eau de transition (Lepage *et al.*, 2004a). L'importance des caractéristiques physiques des habitats estuariens étant démontrée, les modifications de l'hydromorphologie ont été considérées comme des pressions anthropiques pouvant altérer les communautés et induire une réponse biologique. C'est ainsi que des caractéristiques comme la perte d'habitat, perte de zone intertidale, la poldérisation, l'endiguement, la modification de la bathymétrie ou de la topographie générale, les interférences avec le régime hydrologique (l'entrée des ports, les quais, les jetées, les épis, les chenaux dragués) ou encore le littoral affecté par des activités humaines ont été utilisées dans un indice de pressions anthropiques (Lepage *et al.*, 2016b). D'autres travaux consistant à vérifier les interactions entre les différentes pressions et à évaluer les pressions auxquelles il serait intéressant de répondre en priorité ont montré que les pressions hydromorphologiques se classent en sévérité d'effet juste après la qualité chimique de l'eau et l'oxygène dissous (Teichert *et al.*, 2016).

Risque pesticide : projet Arpeges

La méthode Arpeges (analyse du risque pesticides pour l'évaluation et la gestion des eaux de surface), basée sur une approche experte, permet l'évaluation du risque de contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires, sur la base du croisement de données existantes à l'échelle nationale et rapportées à l'échelle des bassins versants des masses d'eau.

Elle décrit les voies de transferts préférentielles de l'eau sur le bassin versant, appelées vulnérabilités intrinsèques, associées à la pédologie et à la climatologie. Le croisement de celles-ci avec les propriétés chimiques des molécules (solubilité, demi-vie, etc.) permet de décrire les vulnérabilités spécifiques du milieu à ces molécules, pour des transferts rapides ou lents. Enfin, le croisement de ces vulnérabilités et des quantités de molécules utilisées sur le bassin versant permet de décrire les risques de contamination des masses d'eau pour deux saisons différentes.

Cette méthode s'applique à l'étude de la contamination potentielle des eaux de surface et concerne 9 719 masses d'eau (uniquement cours d'eau) sur le territoire français métropolitain. Arpeges utilise un réseau de probabilité bayésien permettant de tenir compte de l'incertitude concernant les données et les processus dominants. Les résultats obtenus sont des potentiels de contaminations, donnés sous forme de probabilités associées à un indice de confiance représentant cette incertitude sur la prévision et représenté sous forme cartographique (figure 20). Elle a été développée à la demande de l'AFB et en partenariat avec les agences de l'eau (principaux utilisateurs identifiés, notamment dans le cadre de l'exercice d'état des lieux DCE 2013 et 2019).

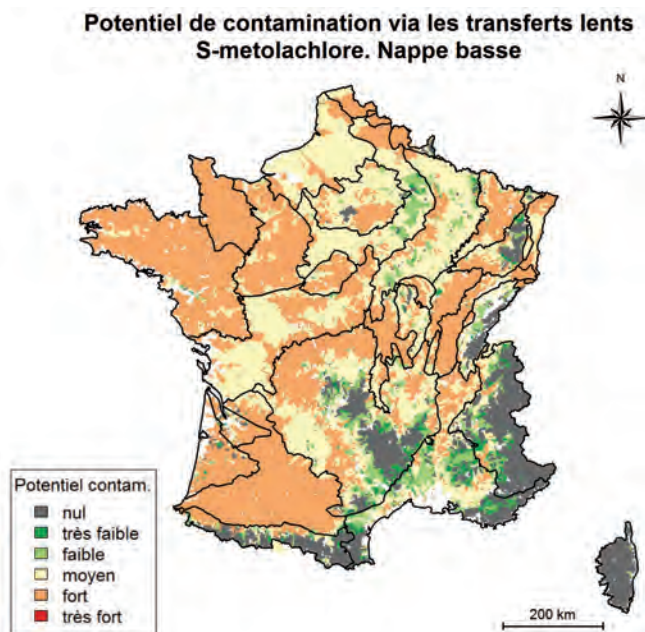


FIGURE 20 ■ Représentation cartographique de la contamination potentielle des nappes basses issue du projet Arpeges (Piffady et al., 2020).

L'extrapolation de l'état aux masses d'eau non suivies

Masses d'eau et réseaux de surveillance

Le nombre de masses d'eau en France délimitées par les organismes de bassins et servant de base aux documents de gestion et au rapportage européen était de 12 059 en 2015, dont 10 706 pour les cours d'eau. Or, les réseaux de surveillance principaux (contrôle de surveillance et contrôle opérationnel) comportent un peu plus de 3 000 stations réparties sur le territoire national. Ce n'est donc en moyenne qu'une masse d'eau sur quatre qui fait l'objet d'un suivi. Il est donc nécessaire d'élaborer des méthodes d'extrapolation aux masses d'eau non suivies afin de pouvoir toutes les qualifier.

Sur les plans d'eau, la question de l'extrapolation ne concerne que les milieux d'origine anthropique, puisque tous les lacs naturels de plus de 50 ha sur lesquels se fait le rapportage sont inclus dans au moins l'un des réseaux de surveillance DCE. Sur les plans d'eau d'origine anthropique, le choix a été fait d'inclure prioritairement dans le réseau de contrôle de surveillance les plans d'eau de plus grande superficie pour chacun des types DCE. Des plans d'eau plus petits ont par la suite fait l'objet de suivis, mais cela pose quand même un problème majeur d'extrapolation des résultats de modèles à des écosystèmes sous-représentés dans les jeux de données sur lesquels ces modèles peuvent potentiellement être développés. La question n'a donc pas été traitée.

Pour les masses d'eau de transition de l'agence de l'eau Loire-Bretagne, il est possible de faire les contrôles de surveillance sur les masses d'eau à tour de rôle (la moitié sur les trois premières années du plan de gestion et l'autre moitié sur les trois dernières années) afin d'avoir au moins une évaluation conforme, c'est-à-dire trois années successives par plan de gestion tel que défini dans l'arrêté « surveillance » de 2018. Pour les agences Seine-Normandie et Adour-Garonne, presque toutes les masses d'eau sont suivies de façon régulière. Pour l'agence Artois-Picardie, les suivis ont été moins réguliers. Le travail s'est donc concentré sur les masses d'eau d'Adour-Garonne et il y a finalement assez peu de masses d'eau pour lesquelles il est nécessaire de recourir à l'extrapolation.

Extrapolation en cours d'eau

Des modèles capables d'extrapoler une valeur d'état à des masses d'eau non suivies dans le cadre des réseaux nationaux ont été développés. Ces modèles dits « d'extrapolation spatiale » permettaient de prédire l'état écologique des cours d'eau évalué avec l'élément de qualité macro-invertébrés à partir de l'occupation du sol du bassin versant de l'exutoire d'une masse d'eau (évaluée avec Corine Land Cover) (figure 21). Ces modèles ont permis de simuler plusieurs hypothèses de classification de l'état écologique à l'échelle de la France entière (Wasson *et al.*, 2005 ; Wasson *et al.*, 2006), mais ils n'étaient pas assez performants et précis pour permettre aux gestionnaires de réaliser une évaluation de l'état des masses d'eau non suivies. L'ajout de nouvelles variables à ces modèles d'aide à la décision a permis d'améliorer ensuite leur capacité prédictive (Villeneuve & Sarraza, 2009 ; Villeneuve, 2010). Les étapes successives nous ont permis d'arriver à la conclusion qu'un modèle prédictif efficace et utile devait être construit à partir de données de pressions les plus diversifiées possibles. C'est pour cette raison que nous avons considéré la construction d'un modèle basé sur des pressions physico-chimiques, d'occupation du sol, hydromorphologiques et de population (nombre d'habitants). Ce modèle a été développé et transféré avec succès aux agences de l'eau qui l'utilisent pour réaliser l'évaluation des masses d'eau dans le cadre

du plan de gestion (Villeneuve *et al.*, 2012). Il a été intégré à l'arrêté du 25 janvier 2010 sur l'évaluation de l'état des eaux. Ces travaux ont ensuite été validés académiquement dans le cadre de la thèse de Bertrand Villeneuve et publiés dans la revue *Ecological Indicators* en 2015 (Villeneuve *et al.*, 2015).

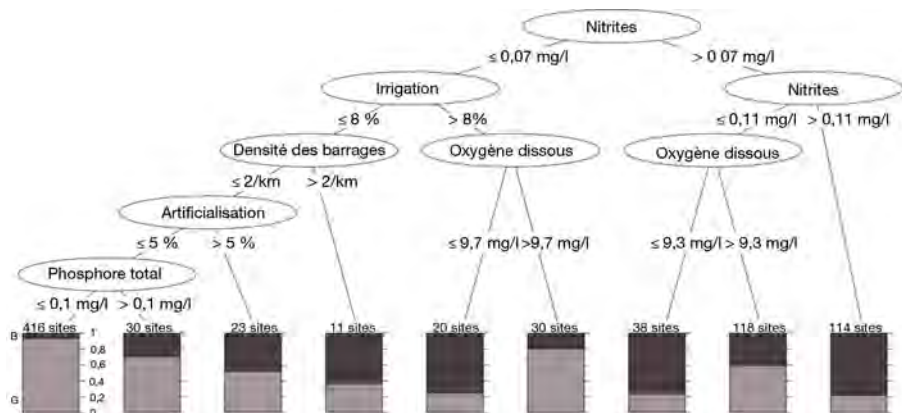


FIGURE 21 ■ Arbre d'inférence conditionnel de l'indice macro-invertébrés I2M2.

Cet organigramme décrit l'arbre de décision qui permet de déterminer la proportion de stations ayant un bon et un mauvais état écologique dans l'ensemble de données d'apprentissage sur la base d'une succession de valeurs seuils pour les variables sélectionnées. Cette valeur est exprimée par la probabilité d'avoir un bon ou un mauvais état. B=mauvais état. G=bon état. D'après Villeneuve *et al.*, 2015.

Extrapolation pour les estuaires

En estuaires, la construction de l'indicateur ELFI était basée sur un ensemble de métriques qui répondaient individuellement à des pressions d'origine humaine. Chaque métrique biologique avait une réponse significative vis-à-vis d'une ou plusieurs pressions, mais aussi vis-à-vis d'un indice de pression globale. Cette relation pression-réponse biologique a été utilisée pour extrapoler les résultats obtenus sur les masses d'eau suivies aux masses d'eau non suivies.



Estuaire de la Gironde (Gironde).

Les analyses menées dans des estuaires comparables en matière de niveaux de pressions humaines peuvent servir à évaluer la qualité écologique d'autres estuaires du même type qui ne seraient pas inclus dans les réseaux de surveillance. © Claude Clin, ADI.

Le niveau de pression anthropique a été évalué pour toutes les masses d'eau de transition. Une valeur moyenne d'EQR pour un niveau de pressions donné a ainsi pu être attribuée à chaque masse d'eau. Bien que des éléments statistiques soient disponibles pour appuyer ces évaluations, ces dernières ont fait l'objet d'une évaluation à dire d'experts.

Conséquence potentielle du changement climatique sur les indicateurs

Évolution à long terme des communautés de macro-invertébrés aquatiques

Nous avons souligné le premier travail considérable mis en œuvre au début du processus DCE pour bancariser les données des réseaux biologiques qui existaient avant la DCE, notamment celles du RNB (réseau national de bassin¹⁴, 1987-2006) et des RCB (réseaux complémentaires de bassin). Un travail complémentaire a été mené dans les années 2010 pour rechercher auprès des Dreal¹⁵ toutes les données hydrobiologiques anciennes qui pourraient aider à constituer des séries d'observations à long terme des cours d'eau. Près de 300 stations ont ainsi pu être documentées, souvent à partir de données sur archives papier, avec des séries permettant d'atteindre une trentaine d'années. La première idée était de comprendre les évolutions passées des communautés de macro-invertébrés et d'essayer d'en déterminer les paramètres d'évolution. À une époque de forts changements globaux, ces analyses rétrospectives sont essentielles pour tenter de mieux prédire les évolutions futures, dont on sait qu'elles ne seront pas un simple ajustement linéaire à de nouvelles conditions. L'autre idée était de montrer tout le parti qui pouvait être tiré d'une exploitation complémentaire de ces données avec un questionnement enrichi par rapport à celui de leur fonction première qui est de vérifier une conformité par rapport à des normes en vigueur.

Les communautés des macro-invertébrés benthiques se sont considérablement modifiées dans le temps, avec un changement de patron très net après l'année 2000, comme en atteste le traitement des données des réseaux (figure 22).

La richesse taxinomique s'est accrue de 42 % au cours des 25 ans suivis (figure 23). Deux phénomènes semblent avoir été à l'œuvre, d'une part une amélioration progressive de la qualité de l'eau jusqu'en 2000, à mettre en relation avec les efforts généraux d'assainissement consentis, puis une très nette accélération après l'année 2000, plutôt d'ordre climatique. Cet exemple montre bien toute la complexité d'évolution des réseaux trophiques et leur transformation progressive. Le mécanisme sous-jacent expliquant au mieux ce phénomène a été décrit comme une amplification trophique (accélération des relations entre maillons de ce réseau) avec quatre lignes d'évidence : (1) une concentration moyenne en oxygène qui a cru et qui signe une évolution de la production primaire ; (2) une contribution plus forte du compartiment benthique attestée par les traits généraux des organismes, qui est témoin d'une amplification ascendante (*bottom-up*) du fonctionnement des réseaux

14. Voir l'historique des réseaux, par exemple sur Eaufrance (2010). Les efforts de surveillance de la qualité des cours d'eau. In *Les Synthèses*, p. 12.

15. Directions régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement.

trophiques ; (3) une confirmation par l'augmentation des traits alimentaires des communautés montrant ces stratégies ; enfin (4) une augmentation générale de la productivité.

Ce premier travail a été approfondi et complété par l'analyse de séries d'un autre réseau, celui de la surveillance réglementaire des centres nucléaires de production d'électricité (CNPE, EDF) : sur le fleuve Loire, les résultats sont cohérents avec les premières hypothèses émises et montrent bien tout un basculement du fonctionnement trophique du phytoplancton vers le phytobenthos ou les macrophytes, sous la triple influence de la température, des débits et de la composition physico-chimique de l'eau (amélioration générale de la qualité, notamment avec la réduction du phosphore en provenance des stations d'épuration).

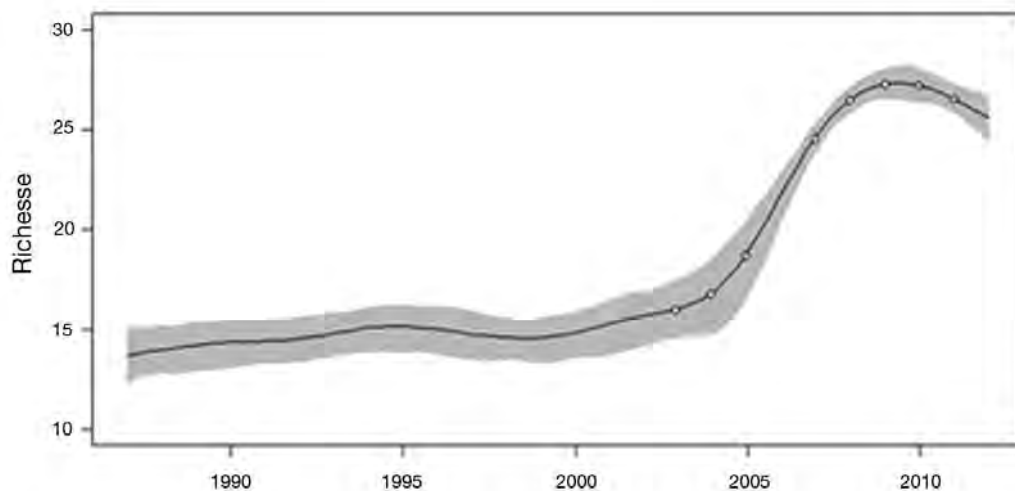


FIGURE 22 ■ Évolution temporelle de la richesse spécifique des communautés de macro-invertébrés benthiques (niveau taxinomique du genre, sélection de chroniques exploitables dans les réseaux de suivi France métropolitaine, 230 sites, 1987-2012). D'après Van Looy et al., 2016.

À l'aide de modèles de distribution d'espèces (SDM) et de données climatiques passées, deux approches ont été menées. D'une part, les répartitions historiques de 14 espèces de poissons dans le bassin versant du Rhône et le bassin versant de la Salzach (en Autriche) au cours des ^{xix}^e et ^{xx}^e siècles ont été reconstituées ; d'autre part, les répartitions futures de ces espèces en fonction de divers scénarios du changement climatique ont été projetées (Pont *et al.*, 2015). L'intérêt de ces travaux est d'avoir pu comparer l'amplitude des évolutions attendues de l'occurrence des espèces avec les fluctuations historiques (figure 24). Sur la Salzach, pour certaines espèces comme la loche franche (*Barbatula barbatula*) ou le vairon (*Phoxinus phoxinus*), l'augmentation des occurrences prédites ne sort pas de l'intervalle de confiance des occurrences passées. Par conséquent, même si ces espèces semblent être favorisées par le changement climatique, l'amplitude de la réponse n'est pas suffisante par rapport à l'amplitude de l'incertitude pour tirer des conclusions robustes concernant l'augmentation de leur aire de répartition. Inversement, le barbeau fluviatile (*Barbus barbus*) bénéficiera sans aucun doute des températures plus élevées (augmentation prévue qui sort de l'intervalle de confiance « historique ») alors que la truite (*Salmo trutta*) pâtira de la réduction d'habitats thermiquement favorables.

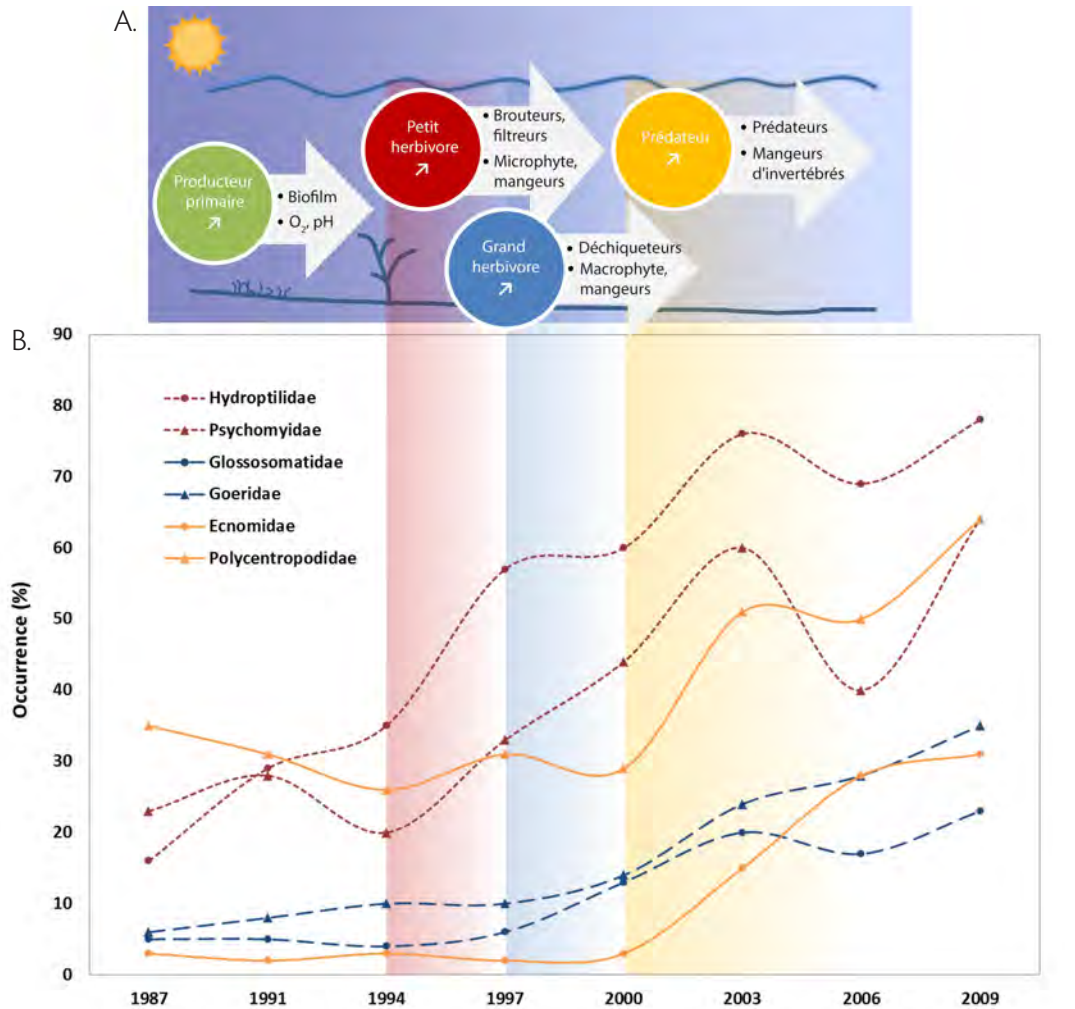
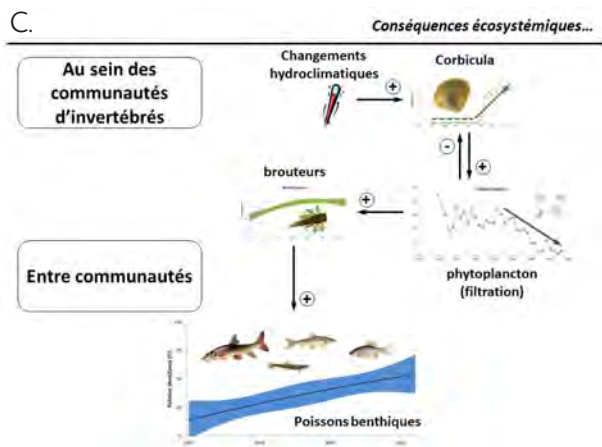


FIGURE 23 ■ Évolutions à long terme des communautés de macro-invertébrés (a, b, c) et de poissons (c infra) dans 91 sites de France métropolitaine (a, b) et dans la Loire moyenne (c).

Sur environ trois décennies, les communautés de macro-invertébrés ont connu de profonds changements structuraux et fonctionnels : disparition des cortèges à affinité pour une température froide, augmentation de la richesse taxinomique (42 % a, b). Ces changements sont imputables à au moins trois facteurs, la température de l'eau, les débits et l'abattement du phosphore, et signent des évolutions temporelles de la structure trophique (Van Looy *et al.*, 2016 ; Flourey *et al.*, 2017 ; Flourey *et al.*, 2018).



Évolution de l'occurrence des espèces de poissons des cours d'eau sous influence climatique

Ces changements de communautés prédits à l'échelle d'un bassin versant le sont aussi à l'échelle continentale (Logez *et al.*, 2013). Sans surprise, les espèces d'eau froide voient leur répartition soit diminuer soit se décaler vers le nord, alors que les espèces d'eau chaude voient leur aire de répartition s'élargir. Dans cette étude, non seulement les aires de répartition des espèces ont été projetées, mais les conséquences du changement climatique sur les valeurs de métriques couramment utilisées par les indices poissons ont également été évaluées. Ces résultats montrent une dérive des valeurs de références de certaines métriques, d'autant plus importante que le changement climatique sera fort (variable selon les scénarios envisagés). Cette évolution de la structure fonctionnelle des communautés piscicoles pourra limiter la représentation de certaines métriques dans les cours d'eau métropolitains. Si certains traits fonctionnels ne seront que peu ou plus observés dans les communautés, leur pertinence dans les indices sera remise en cause, et il faudra développer de nouveaux indicateurs qui prennent en compte la future structure fonctionnelle des communautés observables en conditions de référence. Par exemple, de par la réduction attendue de l'aire de répartition de la truite, l'utilisation d'une métrique sur la structure en taille des populations de cette espèce devient de moins en moins pertinente. Au-delà de la pertinence des bio-indicateurs actuels dans le futur, ces résultats montrent l'importance du maintien des réseaux de surveillance pour : (1) disposer de chroniques à long terme et observer les conséquences du changement climatique ; (2) avoir suffisamment de données s'il s'avère nécessaire de revoir les indices biologiques utilisés pour définir l'état écologique des cours d'eau.

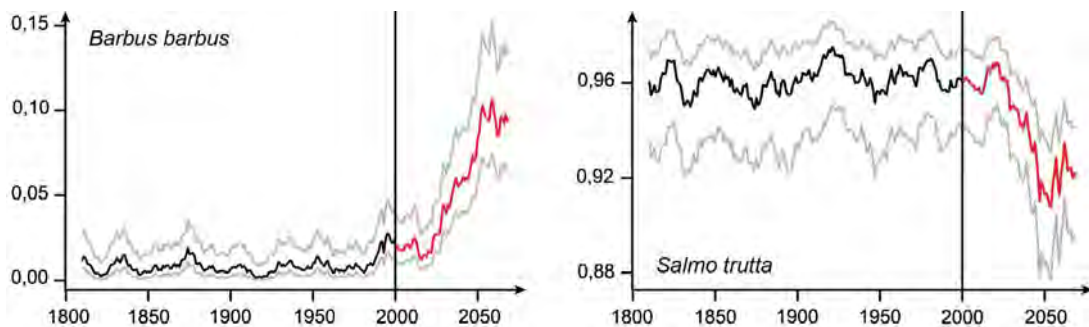


FIGURE 24 ■ Évolution de la probabilité moyenne d'occurrence du barbeau (*Barbus*) et de la truite (*Salmo trutta*) sur le bassin versant de la Salzach (Autriche) au cours des XIX^e et XX^e siècles (courbes noires) et les projections de leurs évolutions selon un scénario de changement climatique (en rouge).

Les limites des intervalles de confiance (95 %) associés à ces probabilités sont représentées par les lignes grises. Source : Didier Pont *et al.* (2015).

Restauration - Réseaux de sites restaurés

La directive-cadre sur l'eau se fixe, entre autres objectifs, l'amélioration de l'état écologique des milieux aquatiques, impliquant donc la mise en œuvre généralisée d'opérations de restauration des tronçons de cours d'eau et des plans d'eau altérés. Au cours des quatre dernières décennies, ces

opérations de restauration se sont d'abord focalisées sur la maîtrise des pollutions des eaux, mais il existe une prise de conscience de plus en plus aiguë du fait que les altérations physiques peuvent fortement pénaliser le fonctionnement écologique des écosystèmes aquatiques. Ainsi, on assiste depuis la fin des années 1990 à la montée en puissance d'opérations de restauration ciblées sur le compartiment hydromorphologique. Dans ce domaine, les retours d'expériences, tant au niveau français qu'international, ont montré la fréquente absence ou la faiblesse des procédures de suivis accompagnant ces opérations de restauration, empêchant bien souvent d'évaluer de manière pertinente l'efficacité des travaux.

Dans ce contexte, l'AFB a entrepris une démarche pour mettre en place un suivi des opérations de restauration à laquelle Irstea contribue. Ses objectifs sont à visée scientifique et opérationnelle pour évaluer l'efficacité des travaux de restauration, valoriser les retours d'expérience en matière de restauration hydromorphologique et produire des recommandations auprès des gestionnaires.

Cette démarche s'est concrétisée par la définition de préconisations à respecter lors de la mise en place de suivis d'opérations de restauration hydromorphologique de cours d'eau (suivi scientifique minimal – SSM) (Malavoi & Souchon 2010 ; Navarro *et al.*, 2012). Ce SSM a vocation à être déployé sur un réseau de sites de démonstration (SDD) sur l'ensemble du territoire national. Un état des lieux a été réalisé en 2015 sur les suivis d'un ensemble de cours d'eau inclus dans ce réseau, mettant en évidence la difficulté de centraliser les données provenant de divers territoires et opérateurs et le manque d'appropriation du projet Réseau de sites de démonstration (Tales *et al.*, 2015). L'état des lieux a également permis de mettre en évidence une grande hétérogénéité dans l'appropriation des documents de référence. Un outil de suivi du projet (centralisation des données sur les sites de démonstration) a alors été conçu et un guide opérationnel des suivis a été rédigé (Rolan-Meynard *et al.*, 2019).

Plus récemment, s'inspirant des travaux réalisés sur les cours d'eau, le pôle Écla a lancé une enquête nationale pour identifier les concepts utilisés par les gestionnaires, les pratiques les plus courantes, et les sites d'intérêt potentiel pour la mise en place d'un réseau de sites de démonstration ciblés sur la restauration hydromorphologique des plans d'eau. Un certain nombre de plans d'eau à inclure potentiellement dans ce type de réseau a été identifié. Le pôle a ensuite rédigé un guide de techniques et protocoles de suivis standardisés des restaurations hydromorphologiques (Taubaty *et al.*, 2019). Certains protocoles ont été testés (Taubaty, 2019) et ces documents de cadrage font encore l'objet d'échanges avec les opérateurs de terrain.

Le projet Sites de démonstration est un projet sur le long terme (suivi d'opérations de restauration) et nécessitera, après 2020, de continuer le travail sur la coordination générale du projet ainsi que sur ses aspects scientifiques (mise à jour des documents de cadrage, analyse et interprétation des données issues des suivis) qui ouvrent de nombreuses pistes de valorisations scientifiques potentielles (publications, communications).



Le Vistre (Nîmes, Gard) après sa restauration morphologique.

Le retour à des conditions hydromorphologiques dynamiques et diversifiées est un enjeu fort pour la reconquête du bon état écologique des masses d'eau. © Christian Chauvin.

Travaux sur les nouveaux outils : télédétection, ADNe

Applications de la télédétection

Avec l'amélioration récente de l'accessibilité à l'imagerie satellitaire et l'arrivée des nouvelles générations d'images avec une meilleure résolution spatiale et temporelle que par le passé (10 m tous les trois à cinq jours pour le couple Sentinel-2), Irstea et le pôle Écla se sont intéressés aux potentialités de la télédétection pour l'étude et l'évaluation de la qualité des systèmes lacustres. En particulier, la couleur de l'eau, accessible au travers de l'imagerie optique, dépend de la concentration en matières organiques et minérales présentes dans le milieu et peut, de ce fait, fournir des informations sur différents paramètres de qualité de l'eau.

La télédétection satellitaire constitue, par ailleurs, une piste intéressante pour densifier les mesures issues des réseaux de suivi opérationnels, opérées de manière ponctuelle et dont la représentativité peut parfois être questionnée. L'importance de la prise en compte de l'hétérogénéité spatiale et son influence sur l'attribution des classes d'état a notamment été mise en évidence dans le cas des grands lacs (Soulignac *et al.*, 2019).

Les travaux du pôle Écla ont permis des avancées significatives sur la correction des effets de l'atmosphère et de réflexion du soleil sur le signal optique dans le cas spécifique des eaux complexes (eaux intérieures et continentales) (Harmel *et al.*, 2018), prérequis indispensable à toute tentative d'inversion du signal satellitaire. Grâce à ces travaux, nous disposons d'un portefeuille d'algorithmes de traitement et d'inversion, permettant de retrouver certains des paramètres bio-physico-chimiques clés des milieux lacustres tels que : température, transparence, turbidité, concentration en matières en suspension, chlorophylle *a* et matière organique dissoute colorée (CDOM). Si les produits température ont d'ores et déjà pu être validés à partir des mesures du réseau national de suivi de la température (Prats *et al.*, 2018), des travaux sont encore en cours afin de tester les algorithmes des autres paramètres à grande échelle et de qualifier les résultats obtenus en les confrontant aux données de terrain.

Techniques moléculaires : l'ADNe

Dans la continuité des travaux sur le développement des méthodes d'échantillonnage, les équipes d'Irstea se sont intéressées à l'essor des nouvelles techniques et technologies qui se développent pour la surveillance. Parmi celles-ci, les méthodes basées sur l'ADN environnemental ont fait l'objet d'une attention particulière. Cette technique moléculaire permet d'identifier les espèces présentes dans un milieu à partir de l'échantillonnage des molécules d'ADN laissées par les espèces dans l'eau. Les avancées récentes dans ce domaine, et notamment le séquençage haut débit (NGS), permettent d'obtenir une liste faunistique avec un nombre de séquences associées.

L'utilisation de l'ADNe semble particulièrement intéressante pour les suivis piscicoles, notamment en milieu lacustre. La méthode est non invasive pour les peuplements en place, contrairement à la méthode normalisée actuellement mise en œuvre pour la surveillance qui utilise des filets maillants. Des résultats préliminaires de travaux conduits au pôle Écla suggèrent également leur aptitude à identifier des espèces peu abondantes ; ainsi, à coût constant, ces méthodes permettent une meilleure détermination des compositions spécifiques que la méthode normalisée. Les travaux se poursuivent au travers d'une thèse qui vise à étudier le développement d'un protocole standardisé applicable en routine qui pourrait éventuellement venir en remplacement ou en complément de l'échantillonnage aux filets maillants.

Outre la question de la quantification de l'abondance des espèces qui semble encore parfois délicate sur certains groupes, il reste de nombreuses étapes à franchir pour pouvoir considérer l'ADN environnemental comme la méthode d'échantillonnage des différents groupes. Aucun consensus n'existe actuellement au niveau international sur les différentes étapes de la méthode (échantillonnage, analyses moléculaires, analyses bio-informatiques, etc.). Il faudra aussi s'assurer de la compatibilité des données ADN environnemental avec les données anciennes et le calcul des indices actuels (Hering *et al.*, 2018). Néanmoins, des premiers travaux le long de l'axe rhodanien ont montré qu'il est possible de se servir de ces nouveaux échantillonnages pour le calcul de l'IPR+ (Pont *et al.*, 2019).

Le développement d'approches de *metabarcoding* a été récemment amorcé et connaît une forte évolution depuis quelques années. L'objectif est d'obtenir une liste taxinomique à partir d'un échantillon de communauté biologique en utilisant des techniques d'extraction, d'amplification PCR et de séquençage de tout l'ADN pour identifier les taxons présents dans l'échantillon. Cette approche, actuellement développée par l'unité CARRTEL (INRAE Thonon-les-Bains) pour les diatomées, permet

de pallier un certain nombre de difficultés liées à la détermination de ces organismes, dont l'identification se heurte à des problèmes techniques (utilisation de la microscopie électronique nécessaire dans certains cas), et à la très grande variabilité entre opérateurs. Un des avantages théoriques sera aussi un gain de temps pour l'obtention de cette liste taxinomique par rapport aux méthodes d'observation et de détermination microscopiques, mais une mise au point et un calage sur plusieurs aspects restent à valider pour transférer ces méthodes dans les applications en routine : possibilité et pertinence de calculer les indicateurs actuels sur ces listes, significations différentes des inventaires, complétion imparfaite des bibliothèques applicables aux flores françaises, etc.

L'exploration de ces techniques, développées pour les diatomées par l'équipe de l'Inra de Thonon-les-Bains (Carrel), est en projet à INRAE pour l'inventaire du phytoplancton, cet élément biologique se prêtant potentiellement bien à ce type d'approche.

ACCOMPAGNEMENT DU MINISTÈRE EN CHARGE DE L'ENVIRONNEMENT

Depuis la mise en œuvre de la directive en France, Irstea s'est investi dans deux ensembles de tâches pour répondre à la demande du ministère en charge de l'environnement. D'une part, le démarrage de travaux de recherche finalisés pour le développement d'outils d'évaluation et de diagnostics basés sur l'hydroécologie, tels que décrits dans les paragraphes précédents, d'autre part dans un appui direct aux autorités et aux gestionnaires pour une mise en œuvre pertinente et adaptée des outils développés. Ces programmes, qui portent sur des missions précises comme le pilotage de la normalisation des méthodes, mais également sur une présence constante auprès des pouvoirs publics pour des avis spécifiques ou la participation aux groupes de travail et de pilotage, ont mobilisé de très nombreux scientifiques et ingénieurs d'Irstea à des degrés divers. L'enjeu était de fournir une aide pour l'utilisation des méthodes afin de garantir leur transfert efficient aux prescripteurs et aux opérateurs. La prise en charge de ces tâches, très en aval des missions scientifiques des chercheurs, a permis, dans un temps contraint, d'optimiser les efforts investis tant sur le terrain qu'auprès des instances nationales et européennes. Ce rôle d'appui pratique assuré par les scientifiques d'Irstea se poursuit dans les phases actuelles des programmes DCE.

Intégration des indicateurs dans les outils du SIE

Le projet porté par l'Onema dès 2007, dans un ambitieux système d'information sur l'eau inscrit en 2006 dans le Code de l'environnement, était de fournir aux opérateurs les outils d'évaluation de l'état des eaux au travers d'une plateforme nationale qui devait associer principalement trois modules complémentaires :

- Un ensemble de bases de données de références pour toutes les catégories de masses d'eau, dont Nâïades, qui devait regrouper toutes les données issues de la surveillance des eaux continentales ;

- Un système de référentiels pour tous les types de données échangeables au niveau national, définissant également les scénarios d'échange (formats, protocoles, etc.) ;
- Une plateforme Web pour le calcul des indicateurs et le classement résultant de toutes les catégories de masses d'eau : le SEEE, système d'évaluation de l'état des eaux.

Les équipes d'Irstea ont contribué à l'ensemble de ce vaste chantier dès sa mise en œuvre en apportant une contribution forte à la définition du cahier des charges de ces outils et au suivi de leur élaboration. Après la réorientation et le redimensionnement de ces outils par les autorités et l'Onema fin 2015, Irstea s'est à nouveau focalisé sur un appui plus ponctuel sur des sujets directement liés au fonctionnement des indicateurs dans les outils du SIE.

Participation à l'élaboration du SEEE et de Naiades

L'équipe de Lyon, en particulier, a activement participé à l'écriture du cahier des charges pour la première version du SEEE ainsi qu'au groupe de pilotage des études préliminaires et d'élaboration de cet outil de 2007 à 2013.

Chaque équipe a ensuite apporté à la construction du SEEE les spécifications de calcul et d'alimentation à partir des données pour chaque méthode, mais aussi les modules de calculs eux-mêmes, sous la forme de scripts développés en langage R. Les tables et référentiels nécessaires à l'ensemble des calculs ont également été fournis aux développeurs de l'Onema. Il s'agissait des référentiels nécessaires au calcul des indicateurs (tables d'attributs, de profils écologiques, etc.) et des tables de valeurs élaborées par Irstea et inscrites dans les arrêtés « évaluation » (typologie, valeurs de référence, seuils de classes).

Plusieurs ingénieurs d'Irstea ont ensuite implémenté directement ces modules dans la structure du progiciel SEEE, en collaboration étroite avec les développeurs, de 2010 à 2015. Ils se sont investis ensuite dans la recette de ces outils en prenant une part essentielle aux tests de validation des modules de calcul (validité des spécifications, fonctionnalités, performance) et des processus d'alimentation des données (structure des données, cohérence des modèles entre eux).

Élaboration des référentiels taxinomiques pour les indicateurs

Dès 2008 et la mise en place des procédures harmonisées de collecte et de bancarisation des données, les chercheurs d'Irstea à l'origine du développement des méthodes d'évaluation se sont investis dans la construction ou la mise à jour des référentiels « taxons » et « méthodes » en lien direct avec le Sandre (Service d'administration national des données et référentiels sur l'eau). Le retour d'expérience de la constitution et de l'alimentation de la base de données Pandore, de l'élaboration des modèles de saisie harmonisés, du contrôle des données et de l'implication dans les procédures de qualité a permis de pointer le rôle essentiel que jouent les référentiels taxinomiques dans la conformité et la stabilité des évaluations fournies par les indicateurs utilisés dans le SEEE. Sur le modèle de ce que l'équipe de Bordeaux avait mis en place pour gérer l'évolution des appellations des taxons macrophytes dans la base Pandore (Loriot & Chauvin, 2018), un système de transcodage a été proposé pour l'ensemble des méthodes (figure 25). Il s'agit d'une interface permettant d'utiliser les données issues de la surveillance, dont les appellations évoluent en fonction des révisions taxinomiques, dans un système de calcul d'indicateurs qui, lui, est fixé pour au minimum un cycle de six années. Une réflexion a été mise en œuvre, avec la création d'un groupe de travail missionné par le GCiB (groupe de coordination interbassins),

et piloté par la direction de l'Eau et de la Biodiversité et l'AFB¹⁶. Irstea a pris part de façon très active aux travaux de ce groupe en mettant à disposition les concepts et outils déjà opérationnels qu'avaient développés les équipes. De même, Irstea a proposé la mise en place d'une plateforme nationale pour une gestion collective des référentiels et des bio-indicateurs, afin de coordonner les différents acteurs qui suivaient jusqu'à présent un mode de gestion autonome pour tous les types de référentiels, ce qui générerait des incohérences (Sandre, Muséum national d'histoire naturelle, experts métiers, normes, outils informatiques spécialisés dédiés, etc.).

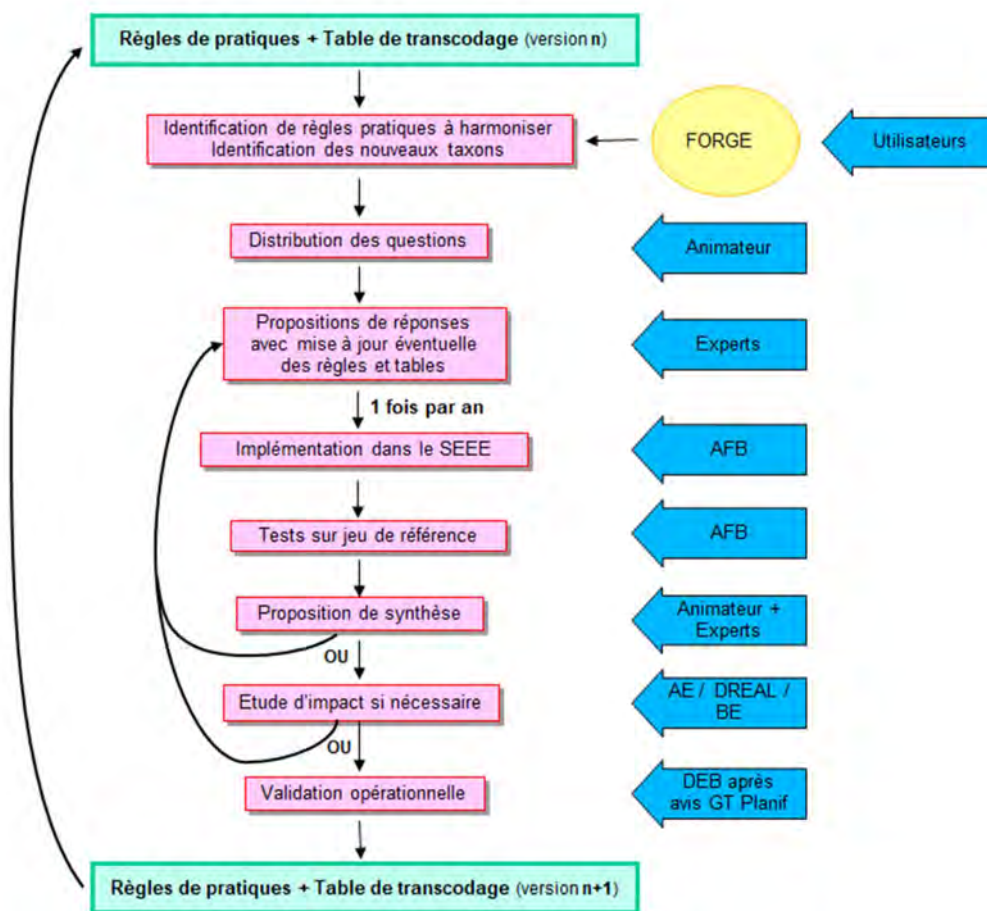


FIGURE 25 ■ Schéma de gouvernance des règles pratiques d'utilisation des indicateurs et des tables de transcodage. D'après le rapport de la mission GETSEE, 2015.

Ces réflexions opérationnelles ont abouti à un rapport proposant au GCiB, puis au comité national paritaire, un schéma d'organisation centré sur un outil en ligne (Couprie & Lucet, 2015). Après validation de ce schéma, l'AFB a mis en place une forge permettant le dépôt de tickets par tout utilisateur. Les objectifs de gestion coordonnée et collective (Dreal, experts scientifiques, MNHN, Sandre, AFB), d'accès aux opérateurs et de garantie de versionnage et d'archivage ont ainsi été atteints. Cette forge

16. Mission GETSEE - Gouvernance de la prise en compte des évolutions taxinomiques pour la surveillance et l'évaluation de l'état écologique des eaux de surface.

« Taxinomie et Bio-indication »¹⁷ est fonctionnelle depuis novembre 2016 pour les méthodes macrophytes, diatomées et invertébrés en cours d'eau. Elle devrait s'étendre aux autres méthodes dans un deuxième temps. Irstea a fourni les référentiels de base pour alimenter la forge (Loriot & Chauvin, 2018) et continue à contribuer à ces travaux.

De plus, la taxinomie évoluant très régulièrement et pouvant influencer de manière significative le calcul des indices (en particulier du phytoplancton et des macrophytes), les équipes d'Irstea assurent une veille et contribuent à la mise à jour régulière des référentiels taxinomiques.

Outils applicatifs complémentaires

Les indicateurs ont été implémentés dans la nouvelle version du SEEE de manière graduelle, en fonction de l'état de maturité et de validation des méthodes, mais également selon les moyens humains mis en œuvre par l'Onema, puis l'AFB.

Pour plusieurs méthodes, en particulier celles concernant l'évaluation des plans d'eau et les DOM, Irstea s'est chargé de développer des outils de calcul en appui aux gestionnaires.

Plusieurs types d'outils ont été élaborés :

- Des routines de calcul développées en langage R ou Python conçues pour travailler directement à partir des tables des bases de données Irstea (macrophytes plans d'eau, diatomées DOM) ;
- Des scripts élaborés et environnés, utilisables directement par les gestionnaires à partir de leurs propres bases de données dont la structure a été harmonisée avec celles développées par Irstea (indicateurs diatomées Antilles et Réunion) ;
- Des applications informatiques élaborées, sous la forme de logiciels intégrant des fonctionnalités de bancarisation, de calcul d'indicateurs et de métriques, d'échange de données : Alisma pour les macrophytes en cours d'eau (Quinton, 2016), Phytobs pour le phytoplancton (Laplace-Treuture *et al.*, 2017).

Ces outils de calcul ont été diffusés en collaboration directe avec les utilisateurs (DOM, plans d'eau) ou de façon plus généralisée par mise à disposition sur le site spécialisé d'Irstea hydrobio DCE. Les logiciels sont diffusés sous licence libre, Irstea assure au moins partiellement l'assistance aux utilisateurs (contact direct, mise en place d'une forge GitHub).

Aquaref, laboratoire national de référence pour la surveillance

Déjà fortement impliqués dans l'appui aux autorités publiques dans les programmes de surveillance et d'évaluation mis en œuvre avant l'application de la DCE, plusieurs instituts, à la tête desquels le Cemagref et l'Ineris, se sont concertés pour répondre à un besoin de synergie et de coordination exprimé par le Ministère. Suivant les préconisations du rapport de l'Inspection générale de l'environnement du 20 juillet 2006 (Durand *et al.*, 2006), le consortium Aquaref a été créé en 2007, regroupant cinq établissements publics : l'Ineris, le Cemagref, le Bureau de recherches géologiques et minières

17. <https://forge.eaufrance.fr/projects/gouvernance-taxons>.

(BRGM), l'Ifremer et le laboratoire national de Métrologie et d'essais (LNE). Initialement orienté sur les problématiques de surveillance chimique, le programme Aquaref a intégré dès sa construction les thématiques de la surveillance hydrobiologique afin de correspondre aux enjeux explicités par la directive. Le Cemagref y était en charge de l'ensemble des sujets de développement et de mise en œuvre des méthodes de surveillance pour les masses d'eau continentales et, pour partie, de transition. La stratégie d'Aquaref et ses missions sont définies en partenariat entre les directions générales des cinq établissements, la DEB et l'Onema-AFB (<https://www.aquaref.fr>). Ses missions sont réglementairement formalisées dans l'arrêté fixant les modalités de mise en place du schéma national des données sur l'eau (ministère de la Transition écologique et solidaire, 2018a) et précisées dans les plans stratégiques et lettres de missions émanant de la direction de l'Eau et de la Biodiversité du ministère en charge de l'environnement.

Depuis 2007, Le Cemagref, puis Irstea, assure le copilotage d'Aquaref et la coordination de son axe hydrobiologie, ainsi qu'une majeure partie de la réalisation des actions afférentes. Initiée au sein du pôle DCE de l'équipe lyonnaise en 2006, puis par l'équipe de Bordeaux (C. Chauvin), cette coordination se fait en étroite collaboration avec l'ensemble des scientifiques impliqués.

De nombreux scientifiques d'Irstea (équipes de Bordeaux, Lyon, Antony, Aix-en-Provence) ont été et restent impliqués dans les actions du programme Aquaref : études spécifiques (incertitudes méthodologiques, guides techniques), formations des opérateurs, diffusion des connaissances, gestion des référentiels taxinomiques, normalisation des protocoles, appui aux instances de pilotage de la surveillance et à l'élaboration de la réglementation, etc.

Aquaref constitue un outil opérationnel d'appui pour la méthodologie de la surveillance spécifique DCE en France, structure unique et reconnue parmi les acteurs nationaux et européens dans laquelle le Cemagref-Irstea a pris une part essentielle depuis plus de 12 ans.

Contribution à la stratégie européenne de mise en œuvre de la DCE

L'intercalibration européenne des méthodes d'évaluation de l'état écologique

Sur le principe, il s'agissait initialement d'une approche qui se voulait pragmatique, mais qui s'est révélée beaucoup moins simple à mettre en œuvre que ce qui était prévu.

Pour les indicateurs utilisés dans l'évaluation de l'état des masses d'eau, le seuil limitant la classe de qualité « bon » de la classe « moyen » constitue un enjeu hautement stratégique puisque qu'il distingue les cas dans lesquels l'État membre doit mettre en place et justifier des mesures de restauration, lorsque la masse d'eau est classée en « non-atteinte du bon état écologique », des cas dans lesquels l'obligation ne porte que sur la non-dégradation. À ce titre, le seuil de qualité du « très bon état » est également porteur d'enjeux, car il est soumis réglementairement au rapportage à la Commission européenne au titre de l'obligation de non-dégradation.

L'objectif initial de l'intercalibration, exercice imposé par la directive avant la validation de toute méthode d'évaluation nationale, visait à l'ajustement de ces seuils de classes B et TB par comparaison entre les méthodes nationales des États membres afin d'assurer la comparabilité des résultats des

rapportages au niveau de la Commission. Les États membres devaient donc s'organiser pour avoir la même vision de ce qu'est le « bon (ou très bon) état écologique » de toutes les masses d'eau alors même que les méthodes étaient extrêmement nombreuses, variées, et ne reposaient pas toutes sur les mêmes concepts (Birk *et al.*, 2012), voire n'existaient pas pour de nombreux pays.

Concrètement, l'exercice consistait, pour chaque méthode d'évaluation de l'état écologique, à rechercher le meilleur compromis de limites d'état définies par les États membres pour assurer une évaluation homogène de l'état écologique des masses d'eau comparables d'un point de vue environnemental et physique. Cet exercice était organisé à une échelle régionale, au sein de zones géographiques définies (i.e. Alpes...) et parfois à une échelle transversale regroupant l'ensemble des pays de l'UE.

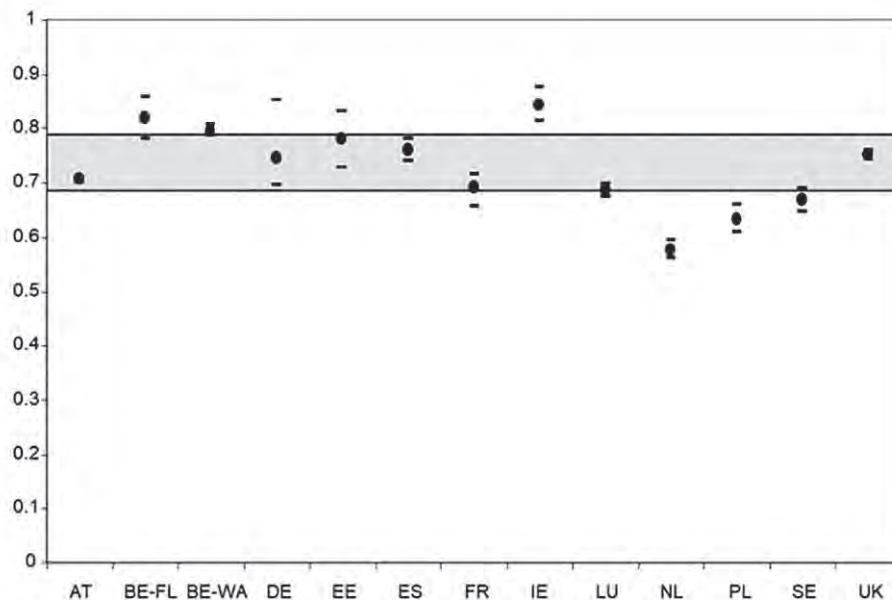


FIGURE 26 ■ Le principe de l'intercalibration européenne des méthodes d'évaluation.

Un seuil d'intercalibration, correspondant à une vision moyenne de l'ensemble du groupe de pays (ici le *GIG Mediterranean GIG River phytobenthos*) calculée à partir des résultats de chaque méthode sur un jeu de données commun, définit l'acceptabilité des seuils nationaux. Si une méthode est au-dessus de la bande (exemple de l'Irlande - IE), il est conseillé à l'État membre d'assouplir ses seuils, si elle est en dessous (ici les Pays-Bas - NL ou la Pologne - PL), l'État membre a l'obligation de les relever pour revenir dans la bande. Graphique : comparaison du seuil très bon/bon (a) et bon/moyen (b) pour les méthodes « diatomées » du *GIG Mediterranean river* (phase II) pour trois types de cours d'eau. Abscisse : méthodes nationales ; ordonnées : distribution des résultats (en EQR-écart à la référence pour la métrique d'intercalibration -ICM). D'après Almeida *et al.*, 2014.

Les scientifiques d'Irstea ont été très investis dans cet exercice qui a débuté en 2006 et se poursuit encore aujourd'hui. Selon les cas (zones géographiques, méthodes), il s'agissait de piloter des groupes de travail, de représenter les intérêts méthodologiques français, de proposer des protocoles de travail, de prendre en charge des parties techniques de ces exercices (construction de bases de données

communes, par exemple). Les équipes ont épaulé le ME et l'Onema/AFB dans la réalisation de l'intercalibration des méthodes de bio-indication en utilisant tous les éléments de qualité biologique requis pour l'évaluation de l'état écologique des cours d'eau et plans d'eau ainsi que l'indice poisson développé pour l'évaluation de l'état des estuaires, au sein des quatre groupes géographiques qui couvrent le territoire métropolitain (Nord-Est Atlantique, Méditerranéen, Alpin et Central-Baltique). Trois groupes d'intercalibration transversaux¹⁸ ont été pilotés par les experts d'Irstea (poissons en eau de transition en Nord-Est Atlantique et Méditerranée, M. Lepage ; poissons en cours d'eau, D. Pont et poissons en plans d'eau, C. Argillier), plusieurs scientifiques de ces mêmes équipes ont été officiellement nommés « experts scientifiques » pour représenter les positions françaises au sein du groupe CIS WG Ecostat.

L'intercalibration, principalement organisée sur deux périodes (2005-2008 ; 2009-2012), a pu être menée pour la majorité des méthodes et des GIG dans lesquels la France était impliquée. Les méthodes ont, dans certains cas, été rattachées à l'intercalibration en fin d'exercice dès qu'elles ont été disponibles.

En 2020, plusieurs méthodes restent encore à intercaler ou à rattacher aux résultats de l'intercalibration existante. Il s'agit principalement de méthodes d'évaluation de types de cours d'eau particuliers (les très grands cours d'eau) et des eaux de transition (poisson en lagunes, invertébrés en estuaire), qui n'ont jusqu'ici fait l'objet que très incomplètement de cet exercice pour des raisons méthodologiques : particularités de ces types, manque de données, notions de « références », comparabilité des protocoles d'échantillonnage, etc.

L'hydromorphologie soutenant la biologie

En 2017-2018, les échanges au sein du groupe CIS WG Ecostat ont fait ressortir un besoin des États membres sur la façon, de manière très générale, dont l'hydromorphologie doit être évaluée et surtout prise en compte dans l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques. La question de l'interprétation du « soutien à la biologie » s'est avérée particulièrement prégnante.

Face à ce constat, des groupes de travail par type de masses d'eau ont été constitués et cette analyse a débuté sur les cours d'eau. En 2019, Irstea (C. Argillier) a été mandaté par le ministère en charge de l'environnement pour prendre le co-pilotage (avec le *Joint Research Centre*, Ispra Italie) du groupe de travail sur les plans d'eau. Il s'agit d'œuvrer pour acquérir une compréhension commune de ce que l'on entend par « hydromorphologie lacustre » et « hydromorphologie soutenant la biologie » afin d'aller vers une harmonisation des pratiques. La première étape, qui a débuté en 2019, vise à analyser les différentes méthodes mises en œuvre dans les pays de la communauté pour caractériser l'hydromorphologie et ses altérations. Pour cela, une enquête a été élaborée. Elle a été testée auprès d'un *core group* d'experts avant d'être diffusée à l'ensemble des pays de l'Union en début d'année 2020. Le travail devrait s'achever fin 2021 par la rédaction d'une *guidance* européenne.

18. Ces groupes visaient à harmoniser l'évaluation de l'état des masses d'eau par les indices poissons à l'échelle de l'Europe entière.

Contribution aux travaux de différentes instances nationales

Une contribution transversale pour la mise en place de la surveillance

Dans un premier temps, pour répondre aux besoins du ministère en charge de l'environnement, la mission confiée à Irstea consistait majoritairement à comprendre, interpréter, créer le lien entre le cadre réglementaire, sa traduction opérationnelle au niveau des gestionnaires, dont très principalement les agences de l'eau, et les besoins de développement de connaissances et d'outils adaptés. Ce travail a d'abord été conduit en partenariat direct avec le Ministère. Le cadrage technique de la mise en œuvre de la DCE a ensuite été transféré à l'Onema, dès sa création en 2007, puis à l'AFB avec pour conséquence pour les équipes Irstea, une multiplication d'interlocuteurs selon les thématiques et les milieux. Ces missions qui se poursuivent encore ont impliqué une forte contribution aux travaux du groupe national de pilotage de la thématique « État écologique » (GT DCE-Eaux de surface continentales) et de son sous-groupe « Plans d'eau », pilotés par le pôle DCE de la direction de l'Eau et de la Biodiversité du ministère en charge de l'environnement. Pour un certain nombre de scientifiques d'Irstea impliqués dans ces programmes, ces missions font l'objet d'un mandat officiel (actions inscrites dans le programme Aquaref ou lettre de mission du Ministère).

Cet accompagnement a amené les équipes à contribuer à la rédaction des premiers documents d'encadrement technique et réglementaire de la surveillance : circulaires « références » puis « surveillance » en 2007, guide technique *Évaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole* (première version en 2009) et premier arrêté « évaluation » en 2010. Les scientifiques ont ensuite participé activement à l'évolution de ces textes réglementaires et à leurs révisions en 2015 puis en 2017-2018 et 2019-2020.

Plusieurs ingénieurs et chercheurs d'Irstea ont contribué, dans le cadre des actions transversales d'Aquaref, à l'élaboration des autres textes d'encadrement de la surveillance DCE. Il s'agit principalement de l'arrêté définissant le schéma national des données sur l'eau (2010) et sa révision de 2018, ainsi que de l'arrêté définissant les modalités d'agrément des laboratoires (2010, révision en 2019), pour les aspects chimie et hydrobiologie.

Normalisation

Dès la création du consortium Aquaref en 2007, Irstea s'est engagé dans le programme de normalisation des méthodes développées par ses équipes.

Les actions structurantes de ce programme comprennent deux aspects complémentaires :

- **La coordination de la stratégie de normalisation nationale.** En assurant un appui aux autorités dans les différents chantiers de mise en œuvre des méthodes pour les opérateurs (prélèvements, réglementation, accréditation des laboratoires, bancarisation, etc.), Irstea est en mesure d'assurer la coordination du programme de normalisation des protocoles, qui est une étape importante dans leur mise en œuvre opérationnelle. Depuis 2008, Irstea assure la présidence de la commission de normalisation AFNOR T95F « Qualité écologique des milieux aquatiques » (C. Chauvin, UR Écosystèmes aquatiques et changements globaux). À ce titre, Irstea pilote le programme de normalisation en lien étroit avec les équipes qui

développent les méthodes (principalement Irstea, mais également Ifremer et l'agence nationale de Sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail ; Anses). Irstea est de ce fait également engagé dans les programmes de normalisation européens dans les mêmes thèmes, par une participation permanente au CEN TC230 WG2x – *Biological water quality*, dont la commission AFNOR T95F est la commission miroir française pour le CEN. Les principales évolutions de la stratégie normative française consistent à se doter, à terme, de l'ensemble des référentiels techniques pour les différentes méthodes utilisées dans la surveillance nationale en focalisant sur les protocoles techniques d'acquisition de données et en accompagnant les normes des guides d'application nécessaires à une mise en œuvre harmonisée. Les indicateurs ne font donc désormais plus partie des normes puisqu'ils sont gérés dans un autre cadre, tel que le système d'évaluation de l'état écologique ;

– **Le portage des projets de normes** au niveau national résultant, pour un certain nombre, de méthodes développées par les équipes d'Irstea. Les protocoles qui ont fait l'objet de cette démarche avec une implication forte des experts Irstea (participation ou animation des groupes d'experts *ad hoc*) sont, à la date d'octobre 2019 :

- NF T90-395 (octobre 2003). Qualité de l'eau – Détermination de l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR),
- XP T90-328 (décembre 2010). Qualité de l'eau – Échantillonnage des communautés de macrophytes en plans d'eau,
- FD T90-728 (décembre 2017). Aide à l'application de la norme XP T90-328 (2010),
- NF T90-354 (avril 2016). Qualité de l'eau – Échantillonnage, traitement et analyse de diatomées benthiques en cours d'eau et canaux,
- XP T90-719 (septembre 2017). Qualité de l'eau – Échantillonnage du phytoplancton dans les eaux intérieures,
- NF T90-333 (septembre 2016). Qualité de l'eau – Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes,
- GA T90-733 (mars 2012). Qualité de l'eau – Guide d'application de la norme expérimentale XP T90-333 (2009) (prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes),
- XP T90-388 (juin 2010) : Qualité de l'eau – Traitement au laboratoire d'échantillons contenant des macro-invertébrés de cours d'eau,
- NF T90-393 (mai 2016). Qualité de l'eau – Échantillonnage, traitement et analyse des oligochètes dans les sédiments des eaux de surface continentales,
- XP T90-701 (juin 2011) – Qualité de l'eau – Échantillonnage au chalut à perche des communautés de poissons dans les estuaires,
- XP T90-714 (août 2016). Qualité de l'eau – Qualité des milieux – Caractérisation des altérations des berges de plan d'eau,
- XP T90-718 (août 2016) Qualité de l'eau – Qualité des milieux – Caractérisation des habitats des rives et du littoral des plans d'eau.

Plusieurs travaux de développement (guide pour la méthode de comptage Utermöhl, échantillonnage des cyanobactéries, traitement et observation des amas de cyanobactéries par la méthode Utermöhl) et de révision (XP T90-701, NF T90-395, XP T90-328) sont également en cours.

- Au niveau européen, l'implication d'Irstea a également été forte dans les groupes de travail de préparation de plusieurs normes CEN (CEN, 2010 ; 2011), en particulier :
 - NF EN 16039 (décembre 2011) - T90-399. Qualité de l'eau – Guide pour l'évaluation des caractéristiques hydromorphologiques des lacs,
 - NF EN 16870 (mai 2017) - T90-870. Qualité de l'eau – Préconisations pour la détermination du degré de modification des caractéristiques hydromorphologiques des lacs.

Accréditation des laboratoires

L'implication d'Irstea dans l'application des protocoles d'acquisition de données hydrobiologiques dans les réseaux de surveillance et des méthodes d'évaluation de qualité biologique s'étend à toute la chaîne de mise en œuvre. À ce titre, dans le cadre des actions de transfert inscrites au programme Aquaref, Irstea a participé activement à la mise en place des protocoles d'encadrement de la qualité des données collectées dans les réseaux en s'impliquant dans les travaux d'élaboration des règles d'accréditation et d'agrément des laboratoires.

L'accréditation des laboratoires a fait l'objet d'une réflexion pour son application en hydrobiologie dans plusieurs groupes de travail. Dès 2007, Irstea a copiloté avec le GNQE (groupe national qualité des eaux, laboratoires des Dreal) un groupe de travail Démarche qualité en hydrobiologie. Les résultats de ces réflexions ont ensuite été portés dans les groupes de travail chargés de la définition du contenu des processus d'accréditation par le Cofrac. Cette collaboration avec l'instance française d'accréditation s'est poursuivie pour la mise en place des différentes portées d'accréditation au fur et à mesure du développement des protocoles et de leur normalisation. Irstea a en particulier apporté des éléments méthodologiques sur les modalités de mise en œuvre des normes, comme la non-dis sociabilité de l'échantillonnage et de l'analyse ou l'application des concepts de l'EIL (essais interlaboratoires) en hydrobiologie (Dagens & Chauvin, 2013a).

De même, Irstea s'est fortement impliqué, en collaboration avec les autres partenaires d'Aquaref et la direction de l'Eau et de la biodiversité du ministère en charge de l'environnement, dans l'évolution de la réglementation encadrant l'agrément des laboratoires d'hydrobiologie ayant en charge les mesures sur les réseaux de surveillance. Il s'agissait dans un premier temps de proposer la rédaction des items « hydrobiologie » de l'arrêté du 27 octobre 2011 portant sur les modalités d'agrément des laboratoires effectuant des analyses dans le domaine de l'eau et des milieux aquatiques au titre du code de l'environnement. Plusieurs concepts ont ainsi pu être fixés par la réglementation, dont l'importance de l'expérience de l'opérateur et la nature méthodologique particulière de « l'analyse hydrobiologique », qui combine de façon indissociable le protocole de terrain et l'analyse en laboratoire avec des spécificités intrinsèques à chaque élément biologique ou les liens entre limites de quantification des mesures physico-chimiques et pertinence pour l'évaluation de l'état biologique (Morin *et al.*, 2010b). Irstea a poursuivi son implication dans les révisions de cette réglementation, notamment pour la mise à jour des avis au Journal officiel, soumettant les méthodes à l'agrément et la révision de l'arrêté lui-même (2018-2019).

Formation et transfert des compétences aux opérateurs

Une réflexion globale sur les formations des opérateurs impliqués dans la surveillance a été menée par Irstea en collaboration avec Ifremer et l'Onema (Aquaref ; Dagens & Chauvin, 2013b). Avec l'Onema, puis l'AFB, des formations à destination des opérateurs ont été mises en place pour que les chercheurs et ingénieurs à l'origine du développement des méthodes hydrobiologiques accompagnent leur transfert.



Formation des opérateurs de Dreal et de bureaux d'études à la méthode d'évaluation de qualité biologique basée sur l'indice biologique macrophytique en rivière (Agrocampus Ouest de Rennes).

La formation des opérateurs de la surveillance est l'élément clé d'une application harmonisée à l'échelle nationale des méthodes d'échantillonnage et d'exploitation des résultats. © Christian Chauvin.

Ces formations concernent les thèmes suivants :

- Caractérisation de l'hydromorphologie lacustre – Mise en œuvre des méthodes Alber et Charli (N. Reynaud) ;
- Méthode d'évaluation macrophytes cours d'eau - IBMR, en collaboration avec Agrocampus Ouest de Rennes, depuis 2006 (C. Chauvin, C. Laplace-Treytoure) ;
- Analyse et interprétation des données macrophytes cours d'eau (C. Chauvin) ;

- Perfectionnement à la détermination des algues benthiques (C. Laplace-Treytore) ;
- Détermination du phytoplancton lacustre, collaboration INRA Thonon-les-Bains (C. Laplace-Treytore) ;
- Protocole d'échantillonnage des macrophytes lacustres, collaboration Agrocampus Ouest de Rennes (S. Boutry, V. Bertrin) ;
- Protocole d'échantillonnage du phytobenthos en plans d'eau, collaboration Agrocampus Ouest de Rennes (S. Morin) ;
- Formations Syrah-CE (L. Valette, A. Chandesris, Y. Souchon) ;
- Formation I2M2 et protocole d'échantillonnage (V. Archaimbault, M. Prieto) ;
- Formation échantillonnage et indices lacustres (collectif du pôle Ecla) ;
- Formation des opérateurs terrain pour l'échantillonnage des poissons en estuaire avec un chalut à perche (M. Lepage, V. Bouju).

Outils de diffusion de l'information

La diffusion de l'information sur les travaux produits par Irstea pour les applications liées à la DCE a fait l'objet d'une démarche proactive dès 2009 avec la création d'un site extranet Cemagref consacré à ces travaux¹⁹. Afin de répondre aux nombreuses demandes des acteurs nationaux, ce site reprenait l'état d'avancement du développement de chaque méthode, ainsi que les principes sur lesquels elles étaient développées, et mettait à disposition les outils conçus pour l'application des méthodes. Il s'agissait en particulier de modèles informatisés permettant d'harmoniser la saisie des données pour leur centralisation dans les bases de données. Cette centralisation était également assurée par Irstea pour plusieurs méthodes (cf. p. 25).

Ce site a été régulièrement enrichi d'informations générales ou particulières à destination d'un large public. Pendant plus de huit ans, il a constitué une plateforme de portée nationale pour la diffusion d'informations sur l'application des méthodes pour la surveillance DCE, à laquelle les donneurs d'ordre ont fait référence pour les documents d'application cités dans leurs marchés. Ce n'est qu'à partir de 2017 que l'AFB a repris ce rôle en mettant en place un site institutionnel. Depuis cette évolution, le site extranet Irstea continue à être mis à jour pour des informations générales et des actualités dans le domaine du développement des méthodes, de la publication de normes, des formations, de la mise à disposition de modèles et de logiciels, de documents, etc.

19. Site Web Hydrobio-DCE . <https://hydrobio-dce.irstea.fr/>

DISCUSSION PERSPECTIVES



Les écosystèmes aquatiques continentaux sont essentiels pour les sociétés humaines : ils offrent de très nombreux services vitaux comme la fourniture d'eau potable, l'eau pour l'industrie, l'énergie et l'agriculture, la baignade, les paysages, la production de biomasse, la pêche, la biodiversité, le recyclage et le stockage des nutriments et du carbone.

Ce sont des systèmes très complexes, structurés hiérarchiquement depuis les têtes de bassin jusqu'à la mer, très interconnectés entre eux et aux systèmes terrestres environnants. Ils sont le siège de nombreuses interactions physiques, chimiques et biologiques.

Participer à mieux les connaître est la fonction première des recherches en hydroécologie. Aider à mieux les gérer, notamment en proposant des indicateurs de leur état de santé, est également une mission de service public à laquelle se sont attelées très tôt les équipes du Cemagref, pratiquement depuis la création du CTGREF, en proposant les premiers indices biotiques (Verneaux & Tuffery, 1967) et les classes de qualité physico-chimique des eaux courantes françaises (Nisbet & Verneaux, 1970).

En 2000, la directive-cadre européenne sur l'eau a essayé de moderniser et d'harmoniser les pratiques de caractérisation et de gestion des écosystèmes aquatiques en proposant un **cadre d'analyse plus holistique** qui tenait compte à la fois des limites de gestion antérieure par des normes édictées par usage, mais qui intégrait aussi des concepts débattus auparavant dans les sphères scientifiques : prise en compte des bassins versants et des paysages (Hynes, 1975 ; Décamps, 1984), des interfaces ou écotones, en particulier les ripisylves (Naiman *et al.*, 1989), prise en compte des différentes dimensions spatiales des connectivités, incluant les relations nappes rivières (Amoros & Petts, 1993). Soranno *et al.* (2010) définissent même le champ d'une limnologie « territoriale » (*landscape limnology*), et plus tard emploient le terme de *macrosystem ecology* qui fait appel à d'importants jeux de données multiscales pour révéler des propriétés écologiques liées aux emboîtements d'échelles mal explorés jusqu'alors,

notamment pour mieux comprendre des questions cruciales comme celle des transferts de phosphore (Soranno & Schimel, 2014).

Des équipes du Cemagref qui avaient mis en œuvre concrètement ces différents principes dans leurs travaux depuis les années 80 ont donc répondu positivement aux différents défis que posait la traduction opérationnelle de la DCE.

Elles s'y sont engagées avec différents degrés d'implication et à différents moments de cette politique publique instaurée il y a 20 ans. Passé le stade d'appropriation des concepts en phase initiale de mise en place, il était important d'aider à définir (1) la stratégie générale et de proposer les premiers outils concernant le cadre spatial, les pressions et les référentiels ; (2) le formatage des réseaux de surveillance ; (3) les bases de données nationales ; et (4) les besoins de recherche concernant notamment les indicateurs biologiques ou l'hydromorphologie. En phase ultérieure, il fallait (1) construire, tester et stabiliser de nouveaux protocoles d'échantillonnage, (2) finaliser les nouveaux indices biologiques, tester leur capacité de réponse à des gradients de pressions puis les étalonner au niveau européen ; et (3) proposer de nouvelles approches, notamment des analyses probabilistes de risque de non-atteinte du bon état écologique, pour l'hydromorphologie et les pesticides. Enfin beaucoup plus récemment, les données nouvellement acquises, selon des protocoles mieux calés et harmonisés à des échelles nationales et internationales, ont servi à explorer davantage les relations entre multipressions et réponses écologiques et d'en proposer des modélisations.

Le facteur commun de toutes ces implications est celui du changement d'échelle nécessaire pour se situer d'emblée à un échelon national avec toute sa complexité géographique et sociologique. Par ailleurs, les nouvelles méthodes proposées se devaient d'être applicables et interprétables par des personnels autres que les développeurs et de répondre à des exigences de reproductibilité, de précision, de coût pour des utilisations en réseau.

Quels enseignements humains ?

La participation active à une dynamique de politique publique telle qu'a été l'engagement dans l'univers DCE nécessite une implication d'équipes volontaires constituées de profils complémentaires, si possible ayant déjà une expérience de confrontation à l'action publique et à ses codes et prêtes à exercer une pédagogie quasi quotidienne, à participer à des groupes nationaux et internationaux, et à produire dans un calendrier imposé. Le contact avec un public technique divers toujours assez segmenté entre des cultures plutôt mathématiques/physiques et des cultures plutôt biologiques nécessite une bonne compréhension des verrous intellectuels respectifs et oblige à trouver en permanence la bonne **traduction** envers les différents acteurs. Les évolutions des institutions assez profondes au cours de la période considérée, la transformation des missions d'ingénierie publique, le renouvellement fréquent des personnels ont rendu parfois la tâche d'appui ardue et n'ont pas toujours contribué au maintien de la mémoire de l'action publique et de l'esprit d'ensemble de la DCE.

L'engagement des équipes doit être préalablement concerté et approuvé avec leur hiérarchie, qui en contrepartie soutient les personnels dans la durée, notamment en faisant respecter les critères

d'évaluation de la recherche finalisée (Erefin²⁰) au moment des évaluations et des ouvertures de poste. La gestion des ressources humaines doit être suffisamment prévisionnelle, mais elle est compliquée par un recours accru à du personnel temporaire rendu nécessaire pour faire face à l'ampleur des travaux. Il est bon de garder à l'esprit des critères de bonne pratique : le respect d'un socle suffisant de personnel permanent, la non-transformation de tâches permanentes en emplois courts se succédant et le maintien du cap de l'ambition d'ensemble : recherche d'un progrès général pour la politique publique plutôt que l'amélioration d'une partie, ce qui signifie de veiller à ne pas trop segmenter les travaux.

Les personnels ayant volontairement participé à cet accompagnement de politique publique qu'a été l'implication dans l'aide à la mise en œuvre de la DCE en retirent une grande satisfaction quand les méthodes qu'ils ont contribué à mettre en place sont appliquées et quand ils mesurent qu'ils ont été les artisans d'un progrès d'ensemble. Cette satisfaction est bien sûr accrue quand les publications qu'ils ont tirées de leur travail rencontrent un écho favorable au niveau international.

Quels défis ont été relevés ?

En préambule et de manière très générale, le calendrier de la mise en œuvre de la DCE a imposé de fortes contraintes temporelles à chacune des étapes du travail. Des indicateurs opérationnels au niveau des États membres étaient attendus alors que la plupart des données n'étaient pas encore collectées (et donc encore moins accessibles dans un format exploitable) et que de nombreuses méthodes d'échantillonnage biologique, ou de caractérisation physico-chimique ou hydromorphologique restaient à fixer pour répondre aux exigences de la DCE. La plupart des travaux ont donc été conduits dans un contexte de manque de données ou de données hétérogènes, dont l'utilisation a été faite au mieux des possibilités.

Proposer un cadre efficient pour une gestion fondée sur les écosystèmes à l'échelle régionale sans négliger les plus petites échelles spatiales

C'est un défi qui est dû à la complexité des écosystèmes, des activités humaines qui y sont réparties et donc des pressions différenciées qui y sont exercées, à leurs interactions et aussi aux multiples couches de gouvernance qui y sont associées. Ce défi est partagé entre plusieurs grands types de milieux : océans (Astles, 2015 ; Borja *et al.*, 2019), terres arides (Stringer *et al.*, 2017), forêts (Bruenig, 2016), systèmes agraires régionaux (Dixon & Stringer, 2015), Grands Lacs laurentiens (Wang *et al.*, 2015 ; Allan *et al.*, 2017 ; Riseng *et al.*, 2018).

Les questions transversales concernent les mailles spatiales efficaces et cohérentes avec les échelles des processus clés (tronçons géomorphologiques pour la dynamique fluviale par exemple), les variables à renseigner avec comme prescription le fait qu'elles soient accessibles et homogènes sur l'ensemble du territoire national (ce qui n'exclut pas d'inciter à en documenter de nouvelles en cours de processus) et la prise en compte à la fois des constituants naturels et des pressions. L'important est de bien caler l'effort de construction du cadre d'analyse et d'interprétation avec les pas de temps de six ans du

20. Groupe de travail interétablissements sur l'évaluation de la recherche finalisée (Erefin).

processus général de la DCE (être incomplet au premier cycle, mais être au rendez-vous du deuxième cycle, par exemple) dans un esprit d'enrichissement progressif des données.

Pour les écosystèmes aquatiques continentaux, l'enjeu était de bien repositionner les bassins versants au centre de l'analyse et de chaîner correctement le continuum des réseaux hydrographiques depuis les têtes de bassins jusqu'à la mer. Des progrès considérables ont été accomplis, mais la démarche reste perfectible à bien des égards.

L'essor de la géomatique et la mise à disposition croissante de couches d'informations numérisées (occupation des sols par exemple) par les portails nationaux facilitent de plus en plus le travail. L'important est d'acquérir suffisamment d'agilité dans les changements d'échelles et de distance critique dans la mobilisation des variables d'intérêt, soit pour s'adapter à l'exercice imposé d'agrégation de l'information à la masse d'eau, soit pour explorer à grain plus large ou à grain plus fin différentes relations.

Le bénéfice est grand quand opérationnels et scientifiques sont en mesure de partager leurs systèmes d'information et de profiter des améliorations apportées par chacun.

Développer et moderniser la bio-indication

Le défi à relever a été ici de montrer en quoi le recours à des indicateurs biologiques permettait d'enrichir l'information nécessaire pour conduire une meilleure appréciation de la situation des écosystèmes aquatiques. Ces outils, construits pour des groupes végétaux ou animaux, permettent d'extraire une information qui a du sens quant à un temps d'intégration de dynamiques à l'œuvre plus long que les méthodes physico-chimiques ou toxicologiques. Ils réagissent à une combinaison de facteurs naturels de milieu et de variables anthropiques (régime de température, dégradation de la qualité de l'eau incluant la présence de contaminants, altération de l'habitat physique, modification de l'hydrologie et des flux liquides et solides, réagencements biotiques). En ce sens, ils sont présentés comme de véritables sentinelles des écosystèmes aquatiques, mais aussi des paysages terrestres qui les englobent, comme l'évoquent certains titres de la littérature : « Rivers as Sentinels : Using the Biology of Rivers to Guide Landscape Management » Karr (1998), ou « Lakes and Streams as Sentinels of Environmental Change in Terrestrial and Atmospheric Processes » Williamson *et al.* (2008), « Sentinels of Change » Williamson *et al.* (2009).

Ce recours à l'information biologique pour solidifier l'analyse des écosystèmes n'est pas l'apanage de la seule hydroécologie. On trouve des parallèles et des argumentaires de même nature en science des sols quand il s'agit de mieux en comprendre le fonctionnement et d'en déterminer le statut (Zimnicki *et al.*, 2020).

Pour créer, moderniser et harmoniser les bio-indicateurs, les spécialistes de chaque groupe biologique ont réalisé les sept étapes principales décrites ci-après : (1) calcul et sélection d'assemblages de métriques sensibles aux pressions ciblées définies au préalable ; (2) calage par rapport à ces gradients de pressions pour qu'ils soient utilisés comme curseur de l'état écologique (définition des bornes d'état) ; (3) interétalonnage par grande région biogéographique au niveau européen et réajustement des bornes ; (4) documentation des protocoles de prélèvement, des modes opératoires sur le terrain et en laboratoire, des modes de calcul des indices ; (5) définition de la précision des données et des incertitudes associées au calcul des bio-indicateurs ; (6) participation à la normalisation ; et (7) participation à la formation.

La quantité de travail à déployer n'a pas été la même pour tous les bio-indicateurs ; certains déjà utilisés au sein des réseaux de surveillance préexistants et, bénéficiant de l'expérience et de jeux de données plus grands, ont pu être modernisés plus vite, d'autres ont demandé une phase préalable d'acquisition de nouvelles données avant de pouvoir être développés ou calés en réponse aux pressions.

Cette disjonction temporelle dans la finalisation des différents indicateurs n'a pas encore permis de travailler suffisamment sur leur complémentarité. Ces analyses permettraient d'optimiser les moyens à déployer par milieu et peut-être de proposer une meilleure lecture systémique qu'à l'heure actuelle pour dépasser le principe de précaution du « *one-out, all-out* » affectant la plus faible note de tous les indicateurs pour qualifier l'état écologique (Moss *et al.*, 2003 ; Moss, 2008 ; Borja & Rodríguez, 2010).

On peut souligner les progrès accomplis en ayant inclus dans les bio-indicateurs un niveau d'information enrichi qui repose sur plusieurs métriques, les plus classiques comme la richesse et la composition taxinomique, la tolérance des taxons, mais aussi de nouvelles propriétés liées à des traits écologiques, des traits trophiques ou des traits d'histoire de vie (croissance/taille, maturité, longévité, etc.) et les efforts soutenus pour tenter d'enrichir les diagnostics par une estimation de facteurs d'incertitudes.

Explorer plus en profondeur les complexes multipressions/impacts

Bien comprendre et bien caractériser la nature des paysages multipressions au sein des bassins versants

La connaissance des pressions est essentielle pour étalonner les bio-indicateurs en fonction des gradients d'altération des structures des communautés biologiques. Mais elle est aussi indispensable pour construire toute l'analyse du risque de non-atteinte du bon état écologique, étape fondamentale de la démarche DCE : il s'agit de caractériser et de définir pour toutes les masses d'eau les pressions les plus pénalisantes, leur degré de réversibilité et le potentiel de réhabilitation ou de restauration vers le bon état en cas de traitement (mise en œuvre des mesures).

C'est pourquoi une attention toute particulière a été portée pour caractériser ces pressions de façon homogène, transparente et reproductible, ce processus pouvant être enrichi dans le temps. D'où un recours privilégié à des données existantes ou spécialement construites pour la DCE, homogènes au niveau national, avec parfois mobilisation de leur proxy quand elles n'étaient pas disponibles ou trop longues ou trop coûteuses à acquérir. L'expérience a montré que des pressions établies à dire d'experts de terrain reflétaient différentes sensibilités d'appréciation des conditions locales et pouvaient pénaliser la qualité d'une analyse globale.

La thématique multipressions a bien été identifiée et a fait l'objet du programme européen Mars²¹ auquel certains d'entre nous ont participé (Hering *et al.*, 2015). Un des enseignements à tirer est qu'il faut être extrêmement précis sur les termes multi-pressions ou multistress qui ont tendance à devenir des mots-valises. La notion dépasse celle classiquement retenue en toxicologie d'effet cocktail pour qualifier l'action combinée de plusieurs contaminants. Elle fait appel à la structure multiscalaire des pressions et à leur répartition dans les bassins versants et aux différentes chaînes d'effets qui y opèrent, dans des dynamiques et des temporalités différentes les unes des autres (par exemple un polluant qui transite par flash *versus* un sédiment fin qui est transféré par le bassin versant, puis les espaces riverains et enfin

21. Managing Aquatic ecosystems and water Resources under multiple Stress (MARS).

au sein des cours d'eau à des pas de temps beaucoup plus longs) et des relations le plus souvent non linéaires (Carpenter & Turner, 2000 ; Gunderson & Holling, 2001 ; Feld *et al.*, 2018).

La compréhension de ces interrelations est indispensable pour produire des analyses pertinentes des pressions pénalisantes et proposer des solutions de remédiation bien ciblées.

Ainsi les bassins versants sont le siège de différentes activités qui n'ont pas les mêmes patrons spatiaux, les mêmes temporalités et *in fine* les mêmes effets sur les communautés biologiques. Celles-ci intègrent les effets de toutes ces dynamiques et sont le reflet de cette complexité, d'où leur place centrale dans le dispositif de la DCE. La figure 27 illustre simplement ceci : au sein d'un même bassin versant coexistent des pressions à dominante agriculture, souvent à large emprise spatiale et d'autres plus ponctuelles et parfois plus intenses à dominante urbaine.

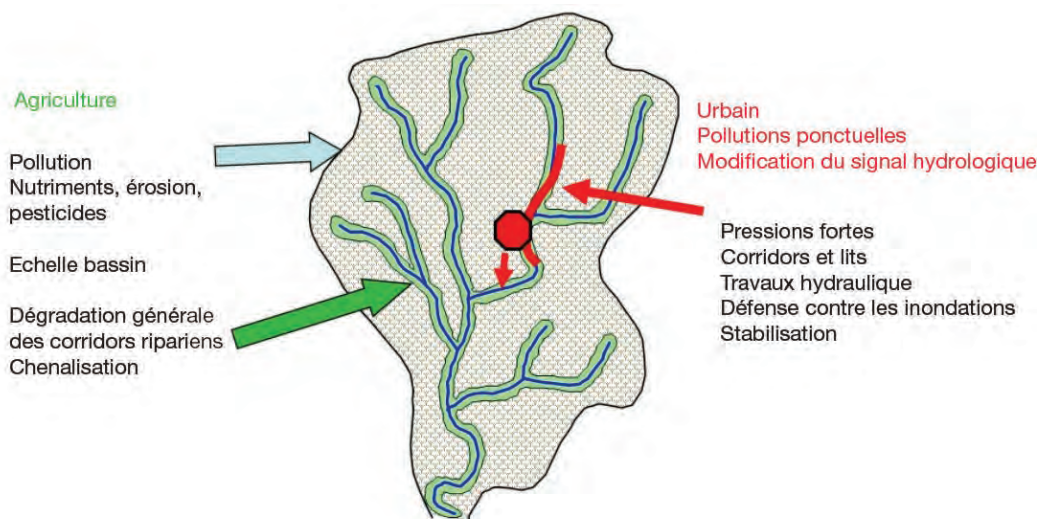


FIGURE 27 ■ Caractérisation des différentes pressions s'exerçant au sein des bassins versants.
 À noter la différence de nature et d'emprise des pressions relatives à l'agriculture en comparaison avec celles engendrées à dominante urbaine. Il s'agit des pressions les plus communément rapportées au niveau européen comme ayant un effet négatif sur l'état écologique (Grizzetti *et al.*, 2017).

Il est donc essentiel lorsque l'on qualifie les pressions de bien en préciser la nature, de bien les localiser (notion d'emprise) et d'en connaître le cumul au sein des bassins versants. De cela dépend grandement la pertinence des études de relations pressions/effets écologiques qui peuvent en être tirées.

Par conséquent, de nouvelles approches d'exploration statistique ont dû être mobilisées pour compléter les approches plus classiques étudiant de façon isolée l'effet d'un ou deux facteurs. C'est ce qu'ont tenté d'illustrer Craig *et al.* (2017) dans la figure 28 extraite de leurs travaux. C'était aussi l'un des enjeux du projet européen Mars dont une autre leçon majeure est qu'à l'échelle d'une masse d'eau, les effets interactifs des stress multiples (température et eutrophisation, par exemple) peuvent s'avérer très fréquemment non additifs et variables en fonction des niveaux d'intensité de l'un ou de l'autre stress (Argillier *et al.*, 2015 ; Sagouis *et al.*, 2017 ; Bourai *et al.*, 2020). Ces effets interactifs sont rarement intégrés dans le développement des bio-indicateurs actuels, et même si quelques résultats suggèrent peu d'impacts sur la classification de l'état écologique des masses d'eau (Miguet *et al.*, 2018a), à défaut de recherches complémentaires, c'est un point de vigilance à garder à l'esprit.

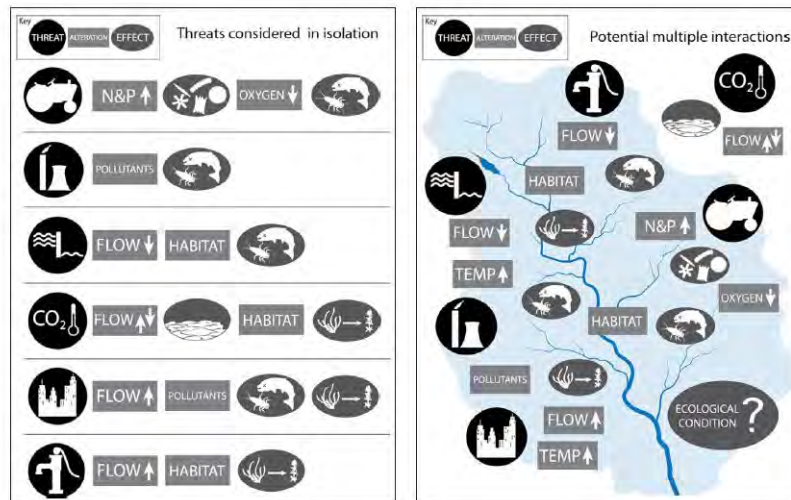


FIGURE 28 ■ Les approches les plus répandues en écologie étudient l'effet de facteurs considérés isolément et la réponse écologique associée, comme l'effet de l'augmentation des nutriments N et P, des polluants, des modifications des débits (figure de gauche).

Le véritable challenge est d'étudier les effets cumulés et leurs interactions au sein des bassins versants (figure de droite). Extrait de Craig *et al.*, 2017).

Comment quantifier les effets de ces pressions sur le fonctionnement écologique de l'écosystème ? Pour cela, il s'est avéré nécessaire de s'appuyer sur des méthodes originales permettant d'aller au-delà des simples analyses de corrélation entre pressions et indicateurs d'état.

L'analyse de l'effet de pressions multiples a été abordée en utilisant différents types de modèles en fonction du type de question posée.

La quantification de valeurs seuils de pressions limitant l'état écologique a été abordée en utilisant des méthodes spécifiques comme la régression par quantile (Koenker, 2005) utilisée en première intention, mais ensuite abandonnée en raison de sa dépendance aux gradients de pressions et remplacée par des modèles de distribution de fréquences cumulées (méthodes utilisées notamment par l'agence américaine de protection de l'environnement (US EPA) dans le cadre de l'analyse de l'impact de la charge sédimentaire sur les invertébrés benthiques ; Paul & McDonald, 2005).

Des modèles de régression linéaire multiple ou généralisée ont été développés pour évaluer les effets relatifs des pressions multiples sur les indicateurs d'états. Des outils prédictifs de ces indicateurs ont ensuite été développés en utilisant des méthodes telles que les régressions PLS (*Partial Least Squares* ou régression des moindres carrés partiels) ou les arbres d'inférence conditionnels (Villeneuve *et al.*, 2015) en harmonie avec les travaux réalisés par les chercheurs d'autres pays européens utilisant eux aussi des méthodes de modélisation statistiques souvent différentes, comme les régressions logistiques (Donohue *et al.*, 2006) ou les méthodes BRT (*boosted regression trees*) (Dahm *et al.*, 2013 ; Feld *et al.*, 2018), mais toujours destinées à s'adapter à la réalité des données issues des réseaux de suivis (corrélations intervariables fortes et gradients souvent partiels).

Dans le but d'appréhender la complexité des interactions entre les différents types de pressions d'origine anthropique s'exerçant sur les indicateurs d'état écologique, des modèles innovants permettant

d'évaluer les effets indirects des pressions comme les modèles en équations structurelles (Villeneuve *et al.*, 2018) ou les *random forest* (Teichert *et al.*, 2016) ont été utilisés et ont permis d'avoir une vision plus claire des réseaux d'interactions entre pressions et surtout une vision plus claire de leurs impacts cumulés potentiels.

Si ces approches de modélisation statistique ne remplacent pas une compréhension et une modélisation mécaniste fine des processus en jeu pouvant mener à la dégradation du fonctionnement des écosystèmes aquatiques, tous ces travaux permettent malgré tout une assez bonne compréhension de leur niveau d'impact et de leurs interactions.

Mais la méthode choisie et sa complexité comptent finalement beaucoup moins que la bonne adéquation à une question précise et à un jeu de données spécifique. Il n'est pas question ici de recommander telle ou telle méthode de modélisation, mais plutôt d'illustrer le fait que chaque question a nécessité un choix raisonné et parfois une adaptation « à façon » de méthodes statistiques déjà existantes (et pour certaines depuis fort longtemps).

Élargir les outils de modélisation à des approches probabilistes pour construire des analyses de risque

Un numéro spécial (57 S1) de la revue *Freshwater Biology* a été consacré en 2012 aux réponses des communautés aquatiques aux actions de gestion dans les bassins versants. Page *et al.* (2012) y plaident pour ne pas se contenter de simples relations doses/réponses pour la gestion de systèmes aussi complexes et divers que les milieux aquatiques et préconisaient un recours à des **analyses probabilistes de risque** pour bien prendre en compte les nombreuses incertitudes. Et Allan *et al.* (2012) mettaient en avant tout le parti qui pouvait être tiré des **réseaux bayésiens** pour prendre en charge cette complexité de relations chaînées par des probabilités conditionnelles.

Deux analyses de risque (cf. p. 61) ont été construites pour l'hydromorphologie (Syrah-CE) et les pesticides (Arpeges) selon ces logiques prometteuses, mais d'utilisation encore peu répandue. La littérature montre qu'il existe un potentiel encore important d'applications pour des thématiques comme l'état de santé des populations salmonicoles (déclin de la truite en Suisse ; Borsuk *et al.*, 2006), le risque d'eutrophisation (lacs ; Carpenter & Lathrop, 2008 ; estuaire, Borsuk *et al.*, 2004) ou le risque de développement de *blooms* à cyanobactéries (Rigosi *et al.*, 2015), ou encore pour prévoir les effets de différents scénarios de conservation en agriculture sur l'état écologique (Herman *et al.*, 2015). Le recours à des réseaux bayésiens permet de construire explicitement la structure graphique des relations, leurs interrelations, d'y inclure des relations de cause à effet connues, et de combiner à la fois des variables quantitatives et qualitatives. Couplé avec l'utilisation d'un SIG, c'est un outil qui facilite le dialogue avec les opérationnels (Stelzenmüller *et al.*, 2010).

Diffuser l'information et valoriser les travaux

Les équipes ont été fortement mobilisées autour des actions de communication, même si, dans l'urgence du rapportage à l'Europe, un déficit de dialogue avec les opérateurs de la mise en œuvre de cette directive ou de concertation entre les différents partenaires a pu limiter l'appropriation de certaines méthodes et outils et la portée de certains des travaux.

Partie prenante de diverses instances européennes, nationales et régionales, nous avons pu échanger et confronter les points de vue entre partenaires multiples (Ministère, agences de l'eau, Dreal, AFB...), voire coconstruire certaines démarches en mobilisant notre expertise.

La formation initiale a aussi fortement contribué à porter à la connaissance des étudiants le cadre réglementaire de la DCE et les méthodes développées, alors que la formation continue contribue encore à améliorer l'appropriation des indicateurs de l'état écologique par les bureaux d'études en particulier, principaux opérateurs de terrain. La normalisation de certaines méthodes a constitué la phase ultime du transfert auprès des opérateurs.

Les travaux ont donné lieu à la production de diverses revues techniques et dites de vulgarisation, rapports, guides, etc. Dans la sphère scientifique, ces travaux ont été le support d'une valorisation par publications dans des revues scientifiques indexées de bon niveau.

Quels défis restent à relever ? Quelques perspectives

Nouveaux outils

Beaucoup d'avancées technologiques sont en cours et permettront des investigations plus fines et plus fréquentes des patrons thermiques, chimiques, physiques et biologiques.

Ce sont, par exemple, les outils de la télédétection satellitaire, l'imagerie au moyen de drones, les images infrarouges, les échantillonneurs passifs pour les contaminants chimiques, les stations multi-paramètres d'analyse haute fréquence (sondes mixtes dioxygène, température par exemple), les outils de la toxicologie, les techniques acoustiques, les techniques de traçage animalier, les outils moléculaires pour l'inventaire taxinomique ou l'identification de la présence d'espèces (*métabarcoding* et ADN environnemental), etc.

Ces méthodologies requièrent une technicité accrue et sont génératrices d'une grande quantité de données qu'il faudra apprendre à gérer et à analyser (Dafforn *et al.*, 2016) en conservant la cohérence entre analyse de données et signification écologique. La tendance au *data mining* présentée comme une discipline à part entière prend parfois l'ascendant sur la compréhension des phénomènes étudiés.

Se posera inévitablement la question de leur mobilisation progressive pour améliorer la surveillance. Deux considérations seront à prendre en compte (1) d'une part d'un point de vue stratégique, comment peuvent être modifiés les réseaux actuels ou comment instaurer des réseaux complémentaires sur des pas de temps et d'espace différents, des objectifs différents pour des « sorties » opérationnelles ou cognitives ; (2) d'autre part, quelle information utile pour l'action ces outils et leurs données associées seront en mesure d'apporter.

Amélioration constante de la bio-indication

L'enjeu est clairement d'améliorer en continu la performance des outils de caractérisation et leur capacité diagnostique pour les rendre plus sensibles, plus fonctionnels, multigroupes et multiéchelles, plus informatifs des causes de dégradation, plus prédictifs...



Lobélie de Dortmann (*Lobelia dortmann*) sur le lac de Cazaux-Sanguinet (Gironde, Landes). Espèce protégée inscrite sur liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN).

L'amélioration de la performance des outils d'évaluation de la qualité de l'eau est un enjeu majeur pour l'atteinte des objectifs de protection et de restauration fixés par la DCE d'ici 2027.
© Vincent Bertrin.

Pour ce faire, il faut progresser dans la caractérisation des ensembles de pressions, en intégrant de nouvelles façons de les quantifier ou de les qualifier (ex. contamination ou composante biodisponible de cette contamination par rapprochement des outils de la chimie, de la toxicologie et de l'hydroécologie). Cela permettra de développer des bio-indicateurs plus performants en intégrant certaines de ces pressions encore très mal évaluées par les bio-indicateurs actuels (altération physique ou hydrologique des lacs, par exemple). Leur spatialisation et leur combinaison demeurent une condition nécessaire pour être capable de (1) mesurer *in situ* l'importance des processus non additifs liés aux différents facteurs de pressions ; (2) de localiser les priorités d'action et d'anticiper les impacts cumulés d'aménagements

et/ou d'autres pressions sur les milieux. Les estimations des incertitudes sont encore partielles et non homogènes entre bio-indicateurs, et les diagnostics sont perfectibles de ce point de vue.

Il existe également un enjeu de réalisation et de proposition d'une synthèse de l'information sous une forme compréhensive (quel **système** de bio-indicateurs est *in fine* pertinent et performant ?) : tri des redondances vraisemblablement par type de milieu, choix des indicateurs les plus efficaces en lien avec les actions de préservation ou de remédiation à diligenter. Des rapprochements avec des ambitions analogues pour d'autres écosystèmes seront profitables : *Ocean Health Index* par exemple (Lowndes *et al.*, 2015 ; Borja *et al.*, 2019 ; Halpern, 2020).

Rapprochements avec d'autres représentations spatiales

Toute la construction du cadre d'analyse de la DCE repose sur différentes couches d'informations tout naturellement combinées et rendues accessibles dans le format requis, notamment par le rapportage européen. Afin de rapprocher différents regards sur un même système, on peut imaginer d'autres types de représentations rendues communicantes, notamment par le biais de cartographies combinant ces données et leurs proxies au service d'autres sorties informatives : par exemple, celles des stress et des facteurs de stress cumulés au sein des bassins ou des services écosystémiques (Brown *et al.*, 2014), comme sur les Grands Lacs laurentiens (Allan *et al.*, 2013 ; Allan *et al.*, 2017).

On peut aussi imaginer des approches analysant les distributions actuelles des communautés aquatiques ou de l'état écologique en fonction des niveaux de préservation déjà en vigueur (ex. réservoirs biologiques des Sdage ou zones Natura 2000, etc.) avec une mise en regard avec soit des pressions cumulées, soit des facteurs structurels de résilience (ex. existence d'un couvert continu de ripisylves, points contacts froids avec une nappe phréatique, linéaires de cours d'eau non fragmentés). Une première exploration a été récemment conduite pour le bassin du Rhône (Floury *et al.*, 2020).

Qu'advient-il avec les changements globaux ? Quels espaces protéger ?

La question incontournable est celle de l'évolution future des systèmes aquatiques sous les effets cumulés du réchauffement des eaux, des modifications des régimes hydrologiques et aussi des modes d'utilisation des terres (emprises spatiales et nature des pratiques).

Plusieurs couplages de modèles de différentes natures sont envisageables, le point crucial étant d'une part, la disponibilité de chroniques de données biologiques et environnementales suffisamment longues,²² et d'autre part, le grain et la précision de la donnée climatique issue des scénarios de changement par rapport au grain des processus écologiques ou des aires de distribution des communautés aquatiques dont on essaye d'anticiper la réaction. Avec bien sûr de nombreuses autres questions sur les phénologies, les températures limites (aussi bien basses, exemple de l'omble chevalier du Léman, que hautes, notamment pour beaucoup de salmonidés) et leurs incidences sur les dynamiques des peuplements (Paukert *et al.*, 2017 ; Isaak *et al.*, 2018 ; McCullough *et al.*, 2019).

22. En l'absence de données antérieures à la mise en place de la DCE et à raison d'un suivi par plan de gestion (par exemple, sur la macrofaune benthique et l'ichtyofaune lacustre), la constitution de chroniques de données biologiques à large échelle nécessaires aux développements de modèles prédictifs sera très longue...

Mais il faut rappeler ici que les réseaux d'observations des changements, dont **les réseaux de surveillance, sont plus que jamais nécessaires dans le dispositif. Il faudra veiller à les maintenir**, voire à les développer (cf. *supra* rappel sur le bien-fondé du réseau de référence pérenne et la note de bas de page précédente), pour comprendre les évolutions et par suite les modéliser et affiner les prédictions. Leur évolution pourrait être raisonnée :

- Soit en intégrant de **nouvelles méthodes**, tout en gardant la rétrocompatibilité avec les anciennes méthodes déployées en réseau et assurer la prise en compte des changements climatiques. Pour le futur, le recours aux techniques ADNe ou *métabarcoding* est enclenché, mais il faut rester vigilant quant à la période d'adaptation nécessaire, au besoin d'experts nouvellement formés et de haute technicité et à la capacité à produire des évaluations pertinentes de l'état écologique. Par le passé, on rappelle la logique qui a prévalu pour le passage de l'indice « macro-invertébrés » rivière, de l'IBGN à l'I2M2 (possibilité de rétrocalculer un IBGN, en sélectionnant un sous-échantillon), permettant de bénéficier de chroniques temporelles longues ;
- Soit en essayant de répondre à des **besoins ciblés de connaissance** pour améliorer l'extrapolation spatiale (en eau douce, trois quarts des masses d'eau ne bénéficient pas d'un suivi) ou construire des analyses de risque. Cela nécessitera de déployer des réseaux complémentaires de durée variable selon qu'il s'agira de : (1) préciser la connaissance d'une chaîne de cause à effet (ex. stress multiples) ; (2) réduire des incertitudes ; (3) construire des séries permettant de caractériser les évolutions liées par exemple aux déterminismes climatiques ; (4) mobiliser la participation d'observateurs pour des phénomènes échappant au grain actuel des réseaux établis (ex. assecs, mortalités, pollutions, température...).
- Ou bien encore, en fonction de la nécessité de détecter les effets des actions de restauration entreprises pour améliorer l'état écologique ou chimique des milieux. On s'interrogera sur le besoin d'adaptation ou de développement de méthodes pour mettre en évidence des évolutions faiblement perceptibles par les méthodes actuelles parce que lentes ou très locales, des caractéristiques des milieux ;
- Ou en recherchant les **synergies avec d'autres réseaux existants** ou d'autres questionnements (biodiversité/Natura 2000, continuités terrestres aquatiques de la trame verte et bleue, réserves naturelles, parcs) pour assurer une économie de moyens aux gestionnaires et produire à la fois une évaluation de qualité et des inventaires de biodiversité pertinents.

Apprendre de l'observation des changements à plusieurs échelles

Tirer parti des opérations de restauration in situ

Il faut aider à construire le retour d'expérience et son animation. Les restaurations sont des tests grandeur nature des théories de la géomorphologie, de la géochimie ou de l'écologie. Selon la nature des actions de restauration, il conviendra de parfaire les protocoles de suivi (en distinguant les cas communs et les cas plus originaux) et d'aider à l'interprétation des changements observés. Ce sont des recherches de temps long qu'il sera bon de coordonner.

Tirer un meilleur parti des données des réseaux de surveillance

L'exploitation des données de suivi long terme des réseaux de surveillance devrait être plus systématiquement programmée, par exemple par des synthèses tous les dix ans qui chercheraient à bien décrire les changements observés et à les interpréter, et à se laisser surprendre ! Nous avons partiellement amorcé ce type de travaux (Floury *et al.*, 2017) avec des résultats non triviaux, surprenants, montrant plutôt une amélioration tendancielle des peuplements de macro-invertébrés, dans un concert d'observations ou de prédictions assez catastrophistes pour d'autres groupes plus médiatisés.

Ces résultats seront à comparer avec les différentes études qui commencent à être publiées sur des évolutions de temps long (suivi de 40 ans des cours d'eau de New York, Smith *et al.*, (2018 ; suivi de 42 ans de cours d'eau allemands, Baranov *et al.*, (2020). Par ailleurs, des gains d'information sont à attendre des **futures interprétations** des données recueillies :

- Soit par intégration au fil du temps des connaissances nouvelles sur les relations entre pressions, combinaison de pressions et réponses biologiques ;
- Soit par une meilleure prise en charge de l'information écologique portée par les traits des taxons ou les fonctions des communautés afin de rendre les bio-indicateurs plus informatifs et ainsi faciliter l'appropriation des outils et méthodes par les opérateurs de la gestion ;
- Soit encore par une analyse des relations trophiques intra ou intergroupes biologiques (longueur des réseaux, complexité, nœuds trophiques) pour déboucher sur des approches plus systémiques et être en mesure de dépasser la règle du *one-out all-out*, mais aussi le débat peu productif opposant lecture structurelle et lecture fonctionnelle.

Les chroniques longues et cohérentes sur l'évolution hydrobiologique des milieux aquatiques sont encore rares. L'analyse de celles existantes, issues par exemple de la surveillance d'installations historiques comme les centres nucléaires de production d'électricité gérés par EDF, a montré que de telles séries sont extrêmement précieuses pour comprendre les évolutions et en tirer des éléments prédictifs, surtout dans un contexte de changement climatique accéléré.

L'utilisation des données des réseaux de surveillance dans une optique de chronique à long terme est prometteuse, mais elle se heurte à la divergence entre acquisition de données de connaissance et acquisition de données pour l'évaluation. En effet, au fil des révisions méthodologiques et réglementaires, les protocoles tendent à se simplifier, les fréquences de suivi à s'espacer, principalement pour des raisons d'optimisation, c'est-à-dire de diminution des coûts. Avec des fréquences d'une à six campagnes par cycle de six ans selon les catégories de masses d'eau et les éléments biologiques, l'analyse d'une tendance nécessitera plusieurs dizaines (voire centaines) d'années de recueils de données. Or, il est indispensable de recueillir des données de bonne qualité et complètes sur le long terme.

Il faudra donc veiller à ce que, malgré la difficulté pour les financeurs de gérer de telles programmations, les progrès inédits dans la collecte de données hydroécologiques à l'échelle territoriale nationale, apportés par les applications de la DCE, ne soient pas obérés par une mise en routine simplificatrice, voire minimaliste.

Proposer des protocoles de hiérarchisation

La priorisation territoriale devrait être un préalable aux actions de restauration. Autrement formulé, compte tenu des différentes pressions s'exerçant sur les milieux, de la sensibilité des communautés en place et de la résilience des écosystèmes, où serait-il plus pertinent de faire porter l'effort ? Sachant qu'il ne s'agit pas d'une décision relevant de la seule sphère scientifique ou technique, mais de la conviction locale de la nécessité d'agir, de la volonté de le faire avec des aides financières relevant d'échelons régionaux.

La démarche Syrah-CE permet déjà aux agences de l'eau de hiérarchiser les sites et linéaires sous différentes natures et intensités de pression susceptibles d'altérer la structure et le fonctionnement morphologique des cours d'eau. La littérature propose des approches poursuivant cet objectif de hiérarchisation (ex. ripisylves ; Yirigui *et al.*, 2019). Des travaux comparables sont en cours sur les plans d'eau au sein du pôle Écla.

Des études prometteuses, encore limitées sur les communautés aquatiques d'eau douce, ont été menées sur la capacité des structures fonctionnelles des communautés à rendre compte des niveaux de sensibilité aux facteurs de stress (Mouillot *et al.*, 2014 ; D'agata *et al.*, 2016). Il s'agit, par exemple, de considérer le nombre et le statut des espèces portant certaines fonctions écosystémiques pour en mesurer le « risque de perte », et donc le dysfonctionnement de l'ensemble de l'écosystème ; ce risque sera plus fort s'il est porté par un nombre très limité d'espèces dont l'abondance est faible, et inversement plus faible dans le cas d'une forte redondance fonctionnelle des espèces présentes. Il s'agit là d'une voie que des équipes d'Irstea ont commencé à explorer et qui mériterait que l'on y consacre des efforts complémentaires (Teichert *et al.*, 2017).

C'est *in fine* sur les aspects résilience que les lacunes sont les plus importantes du fait notamment de la disponibilité encore limitée de chroniques réellement exploitables, en particulier sur les milieux lacustres dont les pas de temps entre les mesures sont très longs ; ce constat vient renforcer la nécessité mentionnée plus haut de poursuivre la surveillance et de mieux tirer parti des chroniques de données existantes.

Se rapprocher de nouvelles thématiques

Il existe des rapprochements entre hydroécologie et toxicologie, biogéochimie, hydrologie et géologie, qu'il sera nécessaire de renforcer pour traiter des questions couplées.

Des rapprochements avec la santé, et plus particulièrement l'**épidémiologie**, devraient être tentés. Le croisement entre les cadres de description hydroécologiques tels que ceux développés à l'occasion de la DCE avec les connaissances des mécanismes de transmissions spatiales complexes, les approches probabilistes utilisées par les uns et les autres (Nguefack-Tsague, 2011 ; Lau & Smith, 2016), portent de nouvelles connaissances et des questionnements à partager (Karr *et al.*, 2020).

EN GUISE DE CONCLUSION

Si parmi les chercheurs, d'aucuns ont vu en la DCE un carcan, d'autres au contraire, dont les auteurs de ce texte, y ont vu une occasion d'appliquer concrètement les principes d'une écologie des écosystèmes au sens de Weathers *et al.* (2016) et ont accompagné une politique publique, remplissant par là même une de leurs missions centrales.

Ce n'était ni un long fleuve, s'agissant d'aborder l'ensemble des cours d'eau, plans d'eau et estuaires, ni un espace tranquille, en opérant au sein de la communauté élargie des opérationnels de l'eau et de son organisation, siège de plusieurs changements au cours de la période considérée.

La gestion de l'eau, et plus généralement des hydrosystèmes, est un domaine épineux (*wicked problem* des Anglo-Saxons), parfois passionnel, toujours en équilibre entre différents intérêts et usages. L'implication des scientifiques dans cette arène a été à ce titre riche d'enseignements, même s'ils se sont parfois trouvés confrontés à l'incohérence du positionnement de gestionnaires qui ont certes des besoins réels en méthodes, mais sont organiquement pilotés par des enjeux politiques largement hors du cadre de discussions techniques. Le choix fait en France de s'appuyer fortement sur les scientifiques a été sans aucun doute positif. La confrontation entre acteurs de rôles très différents génère une richesse indéniable dans le débat, mais nécessite la levée d'incompréhensions mutuelles parfois sévères.

La ligne de conduite qui nous a guidés est de toujours essayer d'apporter à la société une aide pour l'analyse la plus transparente des situations observées, avec des données et des modèles de qualité, pour éclairer au mieux les décisions et les investissements publics.

Nous espérons simplement avoir contribué à un progrès d'ensemble, tout en ayant beaucoup progressé scientifiquement et collectivement dans nos échelles d'analyse et dans la connaissance des déterminants de l'état de santé des hydrosystèmes.

Bibliographie

- AFNOR (2005).** Détermination de l'indice oligochètes de bio-indication lacustre (IOBL). *Norme française NF T 90-391*.
- AFNOR (2011).** XPT 90-701 juin 2011 - Qualité de l'eau - Échantillonnage au chalut à perche des communautés de poissons dans les estuaires. In *AFNOR/T95F*, p. 16.
- Agence française pour la biodiversité (2018).** Incertitudes en hydrobiologie : Vers une meilleure confiance dans l'évaluation de l'état écologique des masses d'eau. p. 6.
- Alexander, T. J., Vonlanthen, P., Degiorgi, F., Raymond, J.-C. & Secehausen, O. (2015).** Evaluating gillnetting protocols to characterize lacustrine fish communities. *Fisheries research* 16, 320-329.
- Allan, J. D., Manning, N. F., Smith, S. D. P., Dickinson, C. E., Joseph, C. A. & Pearsall, D. R. (2017).** Ecosystem services of Lake Erie: Spatial distribution and concordance of multiple services. *Journal of Great Lakes Research* 43, 678-688.
- Allan, J. D., McIntyre, P. B., Smith, S. D. P., Halpern, B. S., Boyer, G. L., Buchsbaum, A., Burton, G. A., Campbell, L. M., Chadderton, W. L., Ciborowski, J. J. H., Doran, P. J., Eder, T., Infante, D. M., Johnson, L. B., Joseph, C. A., Marino, A. L., Prusevich, A., Read, J. G., Rose, J. B., Rutherford, E. S., Sowa, S. P. & Steinman, A. D. (2013).** Joint analysis of stressors and ecosystem services to enhance restoration effectiveness. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110, 372-377.
- Allan, J. D., Yuan, L. L., Black, P., Stockton, T., Davies, P. E., Magierowski, R. H. & Read, S. M. (2011).** Investigating the relationships between environmental stressors and stream condition using Bayesian belief networks. *Freshwater Biology* 57, 58-73.
- Allan, J. D., Yuan, L. L., Black, P., Stockton, T. O. M., Davies, P. E., Magierowski, R. H. & Read, S. M. (2012).** Investigating the relationships between environmental stressors and stream condition using Bayesian belief networks. *Freshwater Biology* 57, 58-73.
- Alleaume, S. & Argillier, C. (2012).** Corila : Corridors rivulaires lacustres (version 2012). p. 22. Aix-en-Provence : Irstea.
- Alleaume, S., Lanoiselée, C. & Argillier, C. (2010).** Bathymétrie des plans d'eau. Protocole d'échantillonnage et descripteurs morphométriques. p. 23. Aix-en-Provence : Cemagref.
- Alleaume, S., Lanoiselée, C. & Argillier, C. (2012a).** AlBer : Protocole de caractérisation des altérations des berges (version 2012). p. 30. Aix-en-Provence : Irstea.
- Alleaume, S., Lanoiselée, C., Heyd, C. & Argillier, C. (2012b).** Charli : Protocole de caractérisation des habitats des rives et du littoral (version 2012). p. 30. Aix-en-Provence : Irstea.
- Almeida, S. F. P., Elias, C., Ferreira, J., Tornés, E., Puccinelli, C., Delmas, F., Dörflinger, G., Urbanič, G., Marcheggiani, S., Rosebery, J., Mancini, L. & Sabater, S. (2014).** Water quality assessment of rivers using diatom metrics across Mediterranean Europe: A methods intercalibration exercise. *Science of The Total Environment* 476-477, 768-776.
- Amoros, C. & Petts, G. E. (1993).** *Hydrosystèmes fluviaux*. Paris : Masson.
- Argillier, C., Caussé, S., Gevrey, M., Pédrón, S., De Bortoli, J., Brucet, S., Emmrich, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T., Mehner, T., Olin, M., Rask, M., Volta, P., Winfield, I. J., Kelly, F., Krause, T., Palm, A. & Holmgren, K. (2013).** Development of a fish-based index to assess the eutrophication status of European lakes. *Hydrobiologia* 704, 193-211.
- Argillier, C. & De Bortoli, J. (2007).** Le poisson en bio-indication lacustre - Choix des métriques. p. 12. Aix-en-Provence : Cemagref.
- Argillier, C., Pronier, O. & Irz, P. (2002a).** Approche typologique des peuplements piscicoles lacustres Français. I. Les communautés des plans d'eau d'altitude supérieure à 1500 m. *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture* 365/366, 373-387.

Argillier, C., Pronier, O., Irz, P. & Molinier, O. (2002b). Approche typologique des peuplements piscicoles lacustres Français. II. Structuration des communautés dans les plans d'eau d'altitude inférieure à 1500m. *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture* 365/366, 389-404.

Argillier, C., Teichert, N., Sagouis, A., Lepage, M., Schinegger, R., Palt, M., Schmutz, S., Segurado, P., T., F.M., Chust, G., Uriarte, A. & Borja, A. (2015). Deliverable 5A: Report on the comparison of the sensitivity of fish metrics to multi-stressors in rivers, lakes and transitional waters. Mars project funded by the European Union within the 7th Framework Programme - Grant Agreement 603378. p. 76: Irstea.

Astles, K. (2015). Linking risk factors to risk treatment in ecological risk assessment of marine biodiversity. *ICES Journal of Marine Science* 72, 1116-1132.

Aubry, A. & Elliott, M. (2006). The use of environmental integrative indicators to assess seabed disturbance in estuaries and coasts: Application to the Humber Estuary, UK. *Marine Pollution Bulletin* 53, 175.

Baqué, J. (2013). Etude de faisabilité du développement d'un indicateur poisson pour les estuaires de la Guyane française. In *OSU – Institut Pytheas*, p. 49 : Université de Marseille.

Baranov, V., Jourdan, J., Pilotto, F., Wagner, R. & Haase, P. (2020). Complex and nonlinear climate-driven changes in freshwater insect communities over 42 years. *Conservation Biology* n/a.

Barbe, J., Lafont, M., Mallet, L., Mouthon, J., Philippe, M. & Rey, V. (2003). Actualisation de la méthode de diagnose rapide des plans d'eau - Analyse critique des indices de qualité des lacs et propositions d'indices de fonctionnement de l'écosystème lacustre. p. 108 : Cemagref.

Barbe, J., Lavergne, E., Rofes, G., Lascombe, M., Rivas, L., Bornard, C. & De Benedittis, J. (1990). Diagnose rapide des plans d'eau. *Informations techniques du CEMAGREF*, 79.

Belliard, J., Beslagic, S., Demougin, V., Delaigue, O. & Pont, D. (2011). Développement d'une métrique basée sur les espèces migratrices. Rapport final 2010. p. 19 : Irstea.

Bertrin, V., Lanoiselée, C., Barbe, J., Bonnard, R., Philippe, M., Dutartre, A., Argillier, C., Guibert, A. & Irz, P. (2007). Application de l'outil SEQ plans d'eau sur différents types de lacs situés dans la circonscription du district Adour-Garonne : Etang de Soustons (40), Lac de Cazaux-Sanguinet (33/40), Retenues de Miélan (32), Laouzas (81), Filleit (09). p. 316 : Cemagref.

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. *Ecological indicators* 18, 31-41.

Boigontier, B. & Mounié, D. (1984). Contribution à la connaissance de la dynamique de la macrofaune benthodémersale et pélagique en Gironde : tentatives et difficultés pour relativiser l'impact mécanique d'une centrale nucléaire : le Blayais (Gironde). p. 491. Bordeaux : Cemagref.

Borja, A., Garmendia, J. M., Menchaca, I., Uriarte, A. & Sagarminaga, Y. (2019). Yes, we can! Large-scale integrative assessment of European regional seas, using open access databases. *Frontiers in Marine Science* 6, 19.

Borja, A. & Rodríguez, J. G. (2010). Problems associated with the 'one-out, all-out' principle, when using multiple ecosystem components in assessing the ecological status of marine waters. *Marine Pollution Bulletin* 60, 1143-1146.

Borsuk, M. E., Reichert, P., Peter, A., Schager, E. & Burkhardt-Holm, P. (2006). Assessing the decline of brown trout (*Salmo trutta*) in Swiss rivers using a Bayesian probability network. *Ecological Modelling* 192, 224-244.

Borsuk, M. E., Stow, C. A. & Reckhow, K. H. (2004). A Bayesian network of eutrophication models for synthesis, prediction, and uncertainty analysis. *Ecological Modelling* 173, 219-239.

Bougon, N. & Ferréol, M. (2011). Physico-chimie soutenant la biologie. Typologie chimique nationale des cours d'eau. Pôle Hydroécologie des cours d'eau Onema-Irstea Lyon, MALY-LHQ.

Bougon, N. & Ferréol, M. (2012). Physico-chimie soutenant la biologie. Identification des seuils physico-chimiques en soutien au bon État écologique des cours d'eau, p. 65 : Pôle Hydroécologie des cours d'eau Onema-Irstea Lyon, MALY-LHQ.

Bourai, L., Logez, M., Laplace-Treytore, C. & Argillier, C. (2020). How do eutrophication and temperature interact to shape the community structures of phytoplankton and fish in lakes? *Water* 12, 1-17.

Boutry, S., Bertrin, V. & Dutartre, A. (2009). Développement et optimisation des méthodes de bio-indication pour les plans d'eau : État d'avancement de la méthode d'évaluation de la qualité écologique des plans d'eau basée sur les communautés de macrophytes : rapport intermédiaire. p. 44 : Cemagref.

Boutry, S., Gassiole, G., Coste, M., Tison Rosebery, J. & Delmas, F. (2014a). Évaluation de l'état écologique des cours d'eau de La Réunion à l'aide du compartiment diatomique sur la base de l'IDR-V5 stabilisé (Synthèse des travaux réalisés entre octobre et décembre 2013). p. 39 : Irstea.

Boutry, S., Morin, S., Bertrin, V. & Rosebery, J. (2019). Évaluation écologique des plans d'eau basés sur les communautés de diatomées benthiques : Proposition d'une première version d'indice. p. 70 : Irstea.

Boutry, S., Ramos, M., Coste, M., Rosebery, J., Eulin, A. & Delmas, F. (2014b). Évaluation de l'état écologique des cours d'eau de Guyane par le compartiment diatomique sur la base de l'IPS (indice de polluosensibilité spécifique) : version 1 du 15-04-2014. p. 29.

Brosse, L. (2003). Caractérisation des habitats des juvéniles d'esturgeon européen, *Acipenser sturio*, dans l'estuaire de la Gironde : relations trophiques, hiérarchisation et vulnérabilité des habitats. p. 258 : Université Paul Sabatier, Toulouse

Brown, C. J., Saunders, M. I., Possingham, H. P. & Richardson, A. J. (2014). Interactions between global and local stressors of ecosystems determine management effectiveness in cumulative impact mapping. *Diversity and Distributions* 20, 538-546.

Bruenig, E. F. (2016). *Conservation and management of tropical rainforests: an integrated approach to sustainability*: Cabi.

C.E.N. (2005). Qualité de l'eau. - Échantillonnage des poissons à l'aide de filets maillants (NF EN 14757). p. 29.

C.E.N. (2010). Water quality - Guidance standard on assessing the hydromorphological features of lakes. p. 35.

C.E.N. (2011). EN 16039 - Qualité de l'eau - Guide pour l'évaluation des caractéristiques hydromorphologiques des lacs. p. 35.

Carayon, D., Eulin Garrigue, A., Vigouroux, R. & Delmas, F. (2020). A new multimetric index for the evaluation of water ecological quality of French Guiana streams based on benthic diatoms. *Ecological Indicators* 113, 10.

Carpenter, S. R. & Lathrop, R. C. (2008). Probabilistic estimate of a threshold for eutrophication. *Ecosystems* 11, 601-613.

Carpenter, S. R. & Turner, M. G. (2000). Hares and tortoises: interactions of fast and slow variables in ecosystems. *Ecosystems* 3, 495-497.

Castelnaud, G. (1978). Etude de la pêche aux filets et aux engins dans l'estuaire de la Gironde. p. 189. Bordeaux : Cemagref.

Caussé, S., Gevrey, M., Pédrón, S., Brucet, S., Holmgren, K., Emmrich, M., De Bortoli, J. & Argillier, C. (2011). Deliverable 3.4-4: Fish indicators for ecological status assessment of lakes affected by eutrophication and hydromorphological pressures. p. 46. Aix-en-Provence : Irstea.

Cemagref (1982). Étude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. p. 217.

Chandesris, A., Wasson, J. G., Pella, H., Sauquet, H. & Mengin, N. (2006). Typologie des cours d'eau de France métropolitaine. Appui scientifique à la mise en œuvre de la directive-cadre européenne sur l'eau. p. 62. Lyon: Cemagref, ministère de l'Écologie et du Développement durable.

Chauvin, C. (2008). IBMR – indice biologique macrophytique en rivière NF T90-395. Protocole applicable en grands cours d'eau. p. 9.

Chauvin, C. (2014). Méthode d'évaluation de l'état écologique « macrophytes en cours d'eau » : Prise en compte de l'interétalonnage européen dans l'EEE. p. 13 : Irstea.

Chauvin, C. (2015). À propos de l'EQB « macrophytes en cours d'eau » dans les DOM p. 2 : Irstea.

Chauvin, C. & Bougon, N. (2011). Analyse des paramètres physico-chimiques dans les réseaux de mesure DCE pour une utilisation explicative de l'état écologique. Importance des limites de quantification et des fractions analysées. p. 7 : Cemagref Aquaref.

Chauvin, C., Haury, J., Peltre, M. C., Laplace-Treyture, C., Breugnot, E. & Dutartre, A. (2006). Évaluer la qualité de l'hydrosystème par la végétation aquatique. De l'approche fonctionnelle à l'indice biologique macrophytique en rivière et son application en grands cours d'eau. p. 12.

Chauvin, C., Lorient, S. & Feret, T. (2011). Évaluation de l'état écologique des cours d'eau par les macrophytes. Proposition d'un système de classification. p. 17 : Irstea.

Chauvin, C., Lorient, S. & Feret, T. (2012). Ajustement des valeurs de référence de l'indice macrophytes en cours d'eau et des bornes de classes d'état. p. 5 : Irstea.

Coste, M., Boutry, S., Tison-Rosebery, J. & Delmas, F. (2009). Improvements of the Biological Diatom Index (BDI): Description and efficiency of the new version (BDI-2006). *Ecological Indicators* 9, 621-650.

Coste, M. & Leynaud, G. (1974). Études sur la mise au point d'une méthodologie biologique de détermination de la qualité des eaux en milieu fluvial. p. 79 : CTGREF, Agence financière de bassin Seine-Normandie.

Coste, M. & Rosebery, J. (2011). Guide iconographique pour la mise en œuvre de l'indice biologique diatomée 2007, Aquaref, p. 236 : Cemagref.

Coupré, S. & Lucet, S. (2015). Gouvernance de la prise en compte des évolutions taxinomiques pour la surveillance et l'évaluation de l'état écologique des eaux de surfaces. Rapport au GCIB.

Courrat, A., Lobry, J., Nicolas, D., Laffargue, P., Amara, R., Lepage, M., Girardin, M. & Le Pape, O. (2009). Anthropogenic disturbance on nursery function of estuarine areas for marine species. *Estuarine and Coastal Shelf Science* 81, 179-190.

Craig, L. S., Olden, J. D., Arthington, A. H., Entekin, S., Hawkins, C. P., Kelly, J. J., Kennedy, T. A., Maitland, B. M., Rosi, E. J. & Roy, A. H. (2017). Meeting the challenge of interacting threats in freshwater ecosystems: A call to scientists and managers. *Elementa Science of the Anthropocene* 5, 72.

CTGREF-Bordeaux (1979). Étude halieutique de l'estuaire de la Gironde. p. 215.

D'agata, S., Vigliola, L., Graham, N. A. J., Wantiez, L., Parravicini, V., Villéger, S., Mou-Tham, G., Frolla, P., Friedlander, A., M., K. & Mouillot, D. (2016). Unexpected high vulnerability of functions in wilderness areas: evidence from coral reef fishes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283.

Dafforn, K., Johnston, E., Ferguson, A., Humphrey, C., Monk, W., Nichols, S., Simpson, S., Tulbure, M. & Baird, D. (2016). Big data opportunities and challenges for assessing multiple stressors across scales in aquatic ecosystems. *Marine and Freshwater Research* 67, 393-413.

Dagens, N. & Chauvin, C. (2013a). La formation en hydrobiologie : l'offre de formation en hydrobiologie : état des lieux et propositions. p. 39 : Irstea, Aquaref.

Dagens, N. & Chauvin, C. (2013b). La formation en hydrobiologie. L'offre de formation : état des lieux et proposition. p. 41 : Aquaref.

Dagens, N. & Chauvin, C. (2013c). Les essais interlaboratoires en hydrobiologie : état des lieux, propositions. p. 44 : Irstea, Aquaref.

Dahm, V., Hering, D., Nemitz, D., Graf, W., Schmidt-Kloiber, A., Leitner, P., Melcher, A. & Feld, C. (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* 704, 389-415.

Danis, P.-A. & Roubeix, V. (2014). Physico-chimie soutenant la biologie des plans d'eau nationaux : Principes et méthodes de définition des valeurs-seuils & Amélioration des connaissances par la télédétection. p. 81. Aix-en-Provence : Pôle Onema-Irstea "Hydroécologie des plans d'eau".

De Bortoli, J. & Argillier, C. (2006). Hydromorphologie lacustre, mesure de son altération et réponses biologiques - Étude bibliographique. p. 34 : Cemagref.

De Bortoli, J., Argillier, C., Lafont, M., Philippe, M., Mouthon, J. & Barbe, J. (2006). Valorisation des travaux "Diagnose Rapide" dans la perspective DCE. p. 26 : Cemagref.

De Watteville, J. & Lepage, M. (2013). Étude bibliographique sur les causes de l'hypoxie et ses conséquences sur le vivant. Étude de cas : L'estuaire de la Garonne. In *Étude intégrée de l'effet des apports amont et locaux sur le fonctionnement de la Garonne estuarienne. Addendum au rapport synthétique d'avancement Année 3. Etude n°185* (H. Etcheber, M. L., ed.), p. 58. Bordeaux : Irstea Centre de Bordeaux.

Décamps, H. (1984). Towards a landscape ecology of river valleys. In *Trends in ecological research for the 1980s* (Cooley, J. H. & Golley, F. B., eds.), pp. 163-178: Plenum Publishing Corporation.

Degiori, F. (1994). Étude de l'organisation spatiale de l'ichtyofaune lacustre - Prospection multisaisonnière de 6 plans d'eau de l'est de la France à l'aide de filets verticaux. p. 191 : Université de Franche-Comté, Besançon.

Delage, N., Cachot, J., Rochard, E., Fraty, R. & Jatteau, P. (2014). Hypoxia tolerance of European sturgeon (*Acipenser sturio* L., 1758) young stages at two temperatures. *Journal of Applied Ichthyology* 30, 1195-1202.

Delpech, C., Courrat, A., Pasquaud, S., Lobry, J., Le Pape, O., Nicolas, D., Boet, 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* 60, 908-918.

Delpech, C., Drouineau, H. & Lepage, M. (2011). Amélioration de la robustesse de l'indicateur ELFI et état d'avancement de l'intercalibration européenne. In *Convention de partenariat Onema-Cemagref 2010* (Cemagref, ed.), p. 98. Bordeaux, France.

Derot, J., Laplace-Treytore, C., Morin, S. & Rosebery, J. (2018). Bio-indication d'état et de fonctionnement plan d'eau : Travail exploratoire d'utilisation des traits morpho-fonctionnels du phytoplancton pour définir des métriques de diagnostic. Rapport d'avancement 2017. p. 57 : Irstea.

Dixon, J. L. & Stringer, L. C. (2015). Towards a theoretical grounding of climate resilience assessments for smallholder farming systems in Sub-Saharan Africa. *Resources* 4, 128-154.

Donohue, I., McGarrigle, M. L. and Mills, P. (2006). Linking catchment characteristics and water chemistry with the ecological status of Irish rivers. *Water Research*. 40(1): 91-98.

Downs, P. W. & Piégay, H. (2019). Catchment-scale cumulative impact of human activities on river channels in the late Anthropocene: implications, limitations, prospect. *Geomorphology* 338, 88-104.

Drouineau, H., Delpech, C., Boët, P. & Lepage, M. (2011). Essais de définition d'états de référence pour les estuaires et les lagunes. In *Convention Onema Cemagref*, p. 24.

Drouineau, H., Lobry, J., Delpech, C., Bouchoucha, M., Mahevas, S., Courrat, A., Pasquaud, S. & Lepage, M. (2012). A Bayesian framework to objectively combine metrics when developing stressor specific multimetric indicator. *Ecological Indicators* 13, 314-321.

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.

Dutartre, A. & Bertrin, V. (2009). Méthodologie d'étude des macrophytes en plans d'eau : mise en œuvre de la directive-cadre européenne sur l'eau. p. 28 : Cemagref.

Dutartre, A. & Bertrin, V. (2012). Échantillonnage des communautés de macrophytes des plans d'eau marnants. p. 4 : Irstea.

Eaufrance (2010). Les efforts de surveillance de la qualité des cours d'eau. In *Les Synthèses*, p. 12.

Elie, P. (1979). Contribution à l'étude des montées de civelles d'*Anguilla anguilla* Linné (Poisson, téléostéen, anguilliforme), dans l'estuaire de la Loire : pêche, écologie, écophysiologie et l'élevage. p. 381.

Elliott, M. & Quintino, V. (2007). The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin* 54, 640-645.

Eulin, A., Gassiole, G., Lefrançois, E., Delmas, F., Coste, M., Boutry, S. & Monnier, O. (2018). Guide méthodologique pour la mise en œuvre d'indices biologiques en outre-mer : l'indice diatomique Réunion. Irstea.

- Eulin, A., Lefrançois, E., Guegen, J., Tison Rosebery, J., Coste, M. & Delmas, F. (2014).** Évaluation de l'état écologique aux Antilles à partir de l'ida-2 (indice diatomique Antilles). p. 53 : Irstea.
- Feio, M. J., Aguiar, F. C., Almeida, S. F. P., Ferreira, J., Ferreira, M. T., Elias, C., Serra, S. R. Q., Buffagni, A., Cambra, J., Chauvin, C., Delmas, F., Dörflinger, G., Erba, S., Flor, N., Ferréol, M., Germ, M., Mancini, L., Manolaki, P., Marcheggiani, S., Minciardi, M. R., Munné, A., Papastergiadou, E., Prat, N., Puccinelli, C., Rosebery, J., Sabater, S., Ciadamidaro, S., Tornés, E., Tziortzis, I., Urbanič, G. & Vieira, C. (2014).** Least Disturbed Condition for European Mediterranean rivers. *Science of The Total Environment* 476-477, 745-756.
- Feld, C., Rosario Fernandes, M., Ferreira, M.-T., Hering, D., Ormerod, S.-J., Venohr, M. & Gutierrez-Canovas, C. (2018).** Evaluating riparian solutions to multiple stressor problems in river ecosystems – A conceptual study. *Water Research* 139, 381-394.
- Feret, T. & Laplace-Treytore, C. (2013).** IPLAC : l'indice phytoplancton lacustre : Méthode de développement, description et application nationale 2012 : rapport final. p. 69 : Irstea.
- Ferréol, M. (2009).** Variabilité temporelle de l'indice biologique global normalisé. p. 25. Lyon : Pôle Hydroécologie des cours d'eau Onema-Cemagref Lyon MAEP-LHQ.
- Floury, M., Chandesris, A. & Souchon, Y. (2020).** Réservoirs biologiques du bassin Rhône-Méditerranée. Analyse de contexte et perspectives. p. 105. Lyon Villeurbanne : INRAE.
- Floury, M., Souchon, Y. & Van Looy, K. (2018).** Climatic and trophic processes drive long-term changes in functional diversity of freshwater invertebrate communities. *Ecography* 41, 209-218.
- Floury, M., Usseglio-Polatera, P., Delattre, C. & Souchon, Y. (2017).** Assessing long-term effects of multiple, potentially confounded drivers in ecosystems from species traits. *Global Change Biology* 23, 2297-2307.
- Fryirs, K. A., Wheaton, J. M., Bizzi, S., Williams, R. & Brierley, G. J. (2019).** To plug-in or not to plug-in? Geomorphic analysis of rivers using the River Styles Framework in an era of big data acquisition and automation. *WIREs Water* 6.
- G.-Tóth, L., Poikane, S., Penning, W. E., Free, G., Mäemets, H., Kolada, A. & Hanganu, J. (2008).** First steps in the Central-Baltic intercalibration exercise on lake macrophytes: where do we start? *Aquatic Ecology* 42, 265-275.
- Gabignon, Y., Castelnau, G. & Elie, P. (1984).** Étude de surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde : 1983. In *Rapport EDF* p. 121. Groupement de Bordeaux : Cemagref.
- Gassiole, G.-S., Boutry, A., Picot Wautier, F., Delmas, G., Jan, S., Moreira, J.-L., Giraudel, R., Le Cohu, M., Coste & Peres, F. (2015).** Atlas des diatomées des eaux douces de la Réunion. Saint-Denis, Office de l'eau de La Réunion.
- Gay, A., Argillier, C., Reynaud, N., Nicolas, D. & Baudoin, J.-M. (2017).** Développement d'un outil méthodologique pour l'évaluation de la qualité hydromorphologique des plans d'eau en France métropolitaine p. 37 : Irstea, UR RECOVER, Pôle AFB/Irstea Hydroécologie plans d'eau.
- Gevrey, M., Provost, C. & Argillier, C. (2012).** Développement et optimisation des méthodes de bio-indication pour les plans d'eau - Indices invertébrés. In *Rapport convention Onema/Irstea 2011*, p. 46. Aix-en-Provence : Irstea, UR HYAX, Pôle Onema/Irstea.
- Giakoumis, T. & Voulvoulis, N. (2018).** The Transition of EU water policy towards the water framework directive's integrated river basin management paradigm. *Environmental management* 62, 819-831.
- Girardin, M., Castelnau, G. & Beaulaton, L. (2002).** Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde - Suivi des captures 2000 - Étude de la faune circulante 2001. Etude n° 74. In *Rapport EDF*, p. 204. Groupement de Bordeaux : Cemagref.
- Girardin, M., Lepage, M., Amara, R., Boet, P., Courrat, A., Delpech, C., Durozoi, B., Laffargue, P., Le Pape, O., Lobry, J., Parlier, E. & Pasquaud, S. (2009).** Développement d'un indicateur poisson pour les eaux de transition : programme Liteau2 2005. Rapport de fin de contrat. p. 75 : Cemagref.
- Gob, F., Belliard, J., Albert, M.-B., Navratil, O., Sauquet, E. & Catalogne, C. (2010).** Quantifying the physical alterations of river reaches using a regional river morphology reference model. In *River Flow 2010. A step towards river restoration*, p. 7. Braunschweig, Allemagne.

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 : relief, processus, environnement* 20, 57-72.

Grizzetti, B., Pistocchi, A., Liqueste, C., Udias, A., Bouraoui, F. & van de Bund, W. (2017). Human pressures and ecological status of European rivers. *Scientific Reports* 7, 205.

Guibert, A., Holley, J.-F., Bertrin, V., Philippe, M. & Argillier, C. (2005). Descriptif de la base de données plans d'eau multicompartiments - DCE et plans d'eau - Compte-rendu d'avancement 2004 - Annexe 3. p. 43. Montpellier : Cemagref.

Gunderson, L. H. & Holling, C. S. (2001). *Panarchy: Understanding transformations in human and natural systems*. Washington, Covelo, London: Island Press.

Gurnell, A. M., Rinaldi, M., Belletti, B., Bizzi, S., Blamauer, B., Braca, G., Buijse, A. D., Bussettini, M., Camenen, B., Comiti, F., Demarchi, L., García de Jalón, D., González del Tánago, M., Grabowski, R. C., Gunn, I. D. M., Habersack, H., Hendriks, D., Henshaw, A. J., Klösch, M., Lastoria, B., Latapie, A., Marcinkowski, P., Martínez-Fernández, V., Mosselman, E., Mountford, J. O., Nardi, L., Okruszko, T., O'Hare, M. T., Palma, M., Percopo, C., Surian, N., van de Bund, W., Weisssteiner, C. & Ziliani, L. (2015). A multi-scale hierarchical framework for developing understanding of river behaviour to support river management. *Aquatic Sciences* 78, 1-16.

Halpern, B. S. (2020). Building on a Decade of the Ocean Health Index. *One Earth* 2, 30-33.

Harmel, T., Chami, M., Tormos, T., Reynaud, N. & Danis, P.-A. (2018). Sunlight 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.

Haury, J., Peltre, M.-C., Trémolières, M., Barbe, J., Thiébaud, G., Bernez, I., Daniel, H., Chatenet, P., Haan-Archipof, G. & Muller, S. (2006a). A new method to assess water trophy and organic pollution—the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. In *Macrophytes in aquatic ecosystems: From biology to management*, pp. 153-158: Springer.

Haury, J., Peltre, M. C., Trémolières, M., Barbe, J., Thiébaud, G., Bernez, I., Daniel, H., Chatenet, P., Haan-Archipof, G., Muller, S., Dutartre, A., Laplace-Treyture, C., Cazaubon, A. & Lambert-Servien, E. (2006b). A new method to assess water trophy and organic pollution - The Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): Its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia* 570, 153-158.

Hering, D., Borja, A., Jones, J. I., Pont, D., Boets, P., Bouchez, A., Bruce, K., Drakare, S., Hänfling, B., Kahlert, M., Leese, F., Meissner, K., Mergen, P., Reyjol, Y., Segurado, P., Vogler, A. & Kelly, M. (2018). Implementation options for DNA-based identification into ecological status assessment under the European Water Framework Directive. *Water Research* 138, 192-205.

Hering, D., Carvalho, L., Argillier, C., Beklioglu, M., Borja, A., Cardoso, A. C., Duel, H., Ferreira, T., Globevnik, L., Hanganu, J., Hellsten, S., Jeppesen, E., Kodes, V., Solheim, A. L., Noges, 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, 10-21.

Herman, M. R., Nejadhashemi, A. P., Daneshvar, F., Ross, D. M., Woznicki, S. A., Zhang, Z. & Esfahanian, A.-H. (2015). Optimization of conservation practice implementation strategies in the context of stream health. *Ecological Engineering* 84, 1-12.

Heyd, C., Alleaume, S. & Argillier, C. (2012). Bavela, Bassin versant lacustre : Méthode de délimitation et extraction de données spatiales. p. 23. Aix-en-Provence : Irstea.

Holley, J.-F. & Argillier, C. (2005). Déterminants naturels et anthropiques des peuplements piscicoles des retenues - Rapport final. p. 42. Montpellier : Cemagref.

Holley, J.-F., De Bortoli, J. & Argillier, C. (2006). Les plans d'eau de référence - Analyse de la sélection nationale. p. 17. Montpellier : Cemagref.

Holley, J.-F. & Guibert, A. (2005). DCE et plans d'eau - Compte-rendu d'avancement 2004. p. 15. Montpellier : Cemagref.

- Hynes, H. B. N. (1975).** Edgardo baldi memorial lecture. The stream and its valley. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 19, 1-15.
- Isaak, D. J., Luce, C. H., Horan, D. L., Chandler, G. L., Wollrab, S. P. & Nagel, D. E. (2018).** Global warming of salmon and trout rivers in the northwestern U.S.: Road to ruin or path through purgatory? *Transactions of the American Fisheries Society* 147, 566-587.
- Jensen, S. (1977).** An objective method for sampling the macrophytes vegetation in lakes. *Vegetatio* 33, 107-118.
- Karr, J. R. (1981).** Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6, 21-27.
- Karr, J. R. (1998).** Rivers as sentinels: Using the biology of rivers to guide landscape management. In *River ecology and management: lessons for the Pacific coastal ecosystem* (Naiman, R. J. & Bilby, R. E., eds.), pp. 503-528. New-York: Springer-Verlag.
- Karr, J. R., Chu, E. W. & Yoder, C. O. (2020).** Vignette 11.2: Biological integrity and ecological health: Making the most of lessons from systematic biomonitoring. In *Fundamentals of ecotoxicology* (Newman, M. C., ed.), pp. 373-383. Boca Raton, Florida: CRC Press.
- Kelly, M., Bennion, H., Burgess, A., Ellis, J., Juggins, S., Guthrie, R., Jamieson, J., Adriaenssens, V. & Yallop, M. (2009).** Uncertainty in ecological status assessments of lakes and rivers using diatoms. *Hydrobiologia* 633, 5-15.
- Kelly, M., Gómez-Rodríguez, C., Kahlert, M., Almeida, S. F. P., Bennett, C., Bottin, M., Delmas, F., Descy, J. P., Dörflinger, G., Kennedy, B., Marvan, P., Opatrilova, L., Pardo, I., Pfister, P., Rosebery, J., Schneider, S. & Vilbaste, S. (2012).** Establishing expectations for pan-European diatom based ecological status assessments. *Ecological Indicators* 20, 177-186.
- Kilgour, B. W. & Stanfield, L. W. (2006).** Hindcasting reference conditions in streams. *American Fisheries Society Symposium* 48, 623-639.
- King, R. S. & Baker, M. E. (2010).** Considerations for analyzing ecological community thresholds in response to anthropogenic environmental gradients. *Journal of the North American Benthological Society* 29, 998-1008.
- Koenker, R. (2005).** *Quantile Regression* (Econometric Society Monographs). Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511754098
- Kuehne, L. M., Olden, J. D., Strecker, A. L., Lawler, J. J. & Theobald, D. M. (2017).** Past, present, and future of ecological integrity assessment for fresh waters. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15, 197-205.
- Lambert, P. (2005).** Exploration multiscalaire des paradigmes de la dynamique de la population d'anguilles européennes à l'aide d'outils de simulation. p. 224 : Université de Bordeaux I.
- Laplace-Treyture, C. (2016a).** Fitting the phytoplankton index for lakes (IPLAC) to the results of the completed alpine lakes intercalibration exercise. p. 38: Irstea.
- Laplace-Treyture, C. (2016b).** Fitting the phytoplankton index for lakes (IPLAC) to the results of the completed mediterranean reservoirs intercalibration exercise. p. 39: Irstea.
- Laplace-Treyture, C. (2016c).** Report on the phytoplankton index for lakes (IPLAC) in the case of natural lakes in the Mediterranean GIG. p. 33: Irstea.
- Laplace-Treyture, C., Barbe, J., Dutartre, A., Druart, J. C., Rimet, F. & Anneville, O. (2009).** Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation, d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en œuvre de la DCE : version 3.3.1. p. 44 : Irstea.
- Laplace-Treyture, C., Chauvin, C., Menay, M., Dutartre, A. & Moreau, L. (2010).** Protocole standardisé d'échantillonnage et de conservation du phytoplancton en grands cours d'eau applicable aux réseaux de mesure DCE : Document du groupe de travail DCE-ESC Version 2. p. 19 : Irstea.
- Laplace-Treyture, C., Derot, J., Morin, S. & Rosebery, J. (2019).** Bio-indication d'état et de fonctionnement en plan d'eau : Utilisation des traits morpho-fonctionnels du phytoplancton pour définir des métriques de diagnostic Rapport final. p. 79 : Irstea.
- Laplace-Treyture, C. & Feret, T. (2016).** Performance of the Phytoplankton Index for Lakes (IPLAC): A multimetric phytoplankton index to assess the ecological status of water bodies in France. *Ecological Indicators* 69, 686-698.

Laplace-Treytore, C., Hadoux, E., Plaire, M., Dubertrand, A. & Esmieu, P. (2017). PHYTOBS v3.0 : Outil de comptage du phytoplancton en laboratoire et de calcul de l'IPLAC. Version 3.0. Application Java.

Lassalle, G. (2008). Impacts des changements globaux sur la distribution des poissons migrateurs amphihalins : Une approche par modélisation à l'échelle continentale. p. 247 : Université Bordeaux I.

Lau, C. L. & Smith, C. S. (2016). Bayesian networks in infectious disease eco-epidemiology. *Reviews on environmental health* 31, 173-177.

Launois, L. (2011). Impact des facteurs anthropiques sur les communautés piscicoles lenticques : vers l'élaboration d'un indice poisson. p. 209. Aix-Marseille : Université de Provence.

Launois, L., Veslot, J., Irz, P. & Argillier, C. (2011). Development of a fish-based index (FBI) of biotic integrity for French lakes using the hindcasting approach. *Ecological Indicators* 11, 1572-1583.

Lenoir, A. & Coste, M. (1996). Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French National Water Board Network. In *Use of Algae for Monitoring Rivers II* (B.A., W. & E., R., eds.), pp. 29-45. Universität Innsbruck, Innsbruck.

Lepage, M., De Watteville, J., Jatteau, P. & Fraty, R. (2013). Analyse des effets des périodes hypoxiques sur les fonctionnements biologiques. In *Etude intégrée de l'effet des apports amont et locaux sur le fonctionnement de la Garonne estuarienne (ETIAGE). Rapport synthétique d'avancement Année 2* (H. Etcheber, M. L., ed.), pp. 34-37. Bordeaux.

Lepage, M., Foussard, V. & Lanoux, A. (2016a). Définition d'une méthode d'évaluation DCE basée sur l'oxygène dissous et préconisations pour une stratégie de surveillance optimale des grands estuaires : Synthèse des résultats obtenus. In *Convention cadre Irstea-AFB*, p. 21 : Irstea.

Lepage, M. & Girardin, M. (2006a). Inventaire poisson dans les eaux de transition. Protocole d'échantillonnage de la façade Atlantique et Manche. In *Procédure EPBX_801*, p. 32. Cestas : Cemagref - groupement de Bordeaux.

Lepage, M. & Girardin, M. (2006b). Inventaire poisson dans les eaux de transition. Protocole d'échantillonnage pour le district Rhône-Méditerranée-Corse. In *Procédure EPBX_802*, p. 32. Cestas : Cemagref - groupement de Bordeaux.

Lepage, M., Girardin, M., Lobry, J. & Joanny, M. (2004a). Méthode de classification pour la typologie des eaux côtières et de transition sur les côtes françaises de l'Atlantique et de la Manche. In *Document réalisé pour le Groupe de Travail National "DCE Eaux Littorales", MEDD*, p. 32. Cestas : Cemagref - groupement de Bordeaux.

Lepage, M., Foussard, V. & Lanoux, A. (2016a). Définition d'une méthode d'évaluation DCE basée sur l'oxygène dissous et préconisations pour une stratégie de surveillance optimale des grands estuaires : Synthèse des résultats obtenus. In *Convention cadre Irstea-AFB*, p. 21 : Irstea.

Lepage, M., Harrison, T., Breine, J., Cabral, H., Coates, S., Galván, C., García, P., Jager, Z., Kelly, F., Mosch, E. C., Pasquaud, S., Scholle, J., Uriarte, A. & Borja, A. (2016b). An approach to intercalibrate ecological classification tools using fish in transitional water of the North East Atlantic. *Ecological Indicators* 67, 318-327.

Lepage, M., Lambert, P. & Rochard, E. (1994). Suivi et modélisation de la croissance des formes juvéniles d'esturgeons autochtones *Acipenser sturio*. In *Programme esturgeon : contrat de plan État-Région Aquitaine*, p. 42. Cestas : Cemagref - groupement de Bordeaux.

Lepage, M., Lobry, J., Girardin, M. & Gonthier, P. (2004b). Structure des assemblages ichthyologiques dans les milieux de transition de type estuarien : contribution à la caractérisation de l'état écologique à partir du cas de la Gironde - Année 2004 : typologie, échantillonnage et suivi. Convention 2003-2005 Cemagref- ministère de l'Écologie et du Développement durable (Direction de l'eau). In *Rapport d'étude n°93* (Bordeaux, C., ed.), p. 97: Cemagref. Lepage, M. & Rochard, E. (1995). Threatened fish species of the world: *Acipenser sturio* Linnaeus, 1758 (*Acipenseridae*). *Environmental Biology of Fishes* 43.

Lochet, A. (2006). Dévalaison des juvéniles et tactiques gagnantes chez la grande alose *Alosa alosa* et l'aloise feinte *Alosa fallax* : apports de la microchimie et de la microstructure des otolithes. p. 208 : Université de Bordeaux I.

Logez, M., Bady, P., Melcher, A. & Pont, D. (2013). A continental-scale analysis of fish assemblage functional structure in European rivers. *Ecography* 36, 80-91.

Logez, M., Maire, A. & Argillier, C. (2018). Principes et méthodes de calcul de l'indice ichtyofaune lacustre, III, p. 24 : Irstea.

- Logez, M., Maire, A. & Argillier, C. (2019).** Monte-Carlo methods to assess the uncertainty related to the use of predictive multimetric indices. *Ecological Indicators* 96, 52-58.
- Loriot, S. & Chauvin, C. (2016).** Forge taxinomique et bio-indication : notice référentiels macrophytes en cours d'eau - IBMR version août 2016. p. 6 : Irstea.
- Loriot, S. & Chauvin, C. (2018).** Mise en place de la forge « Taxinomique et Bio-indication ». Règles de gestion des référentiels liés à la méthode « macrophytes en cours d'eau – IBMR ». Aquaref - Irstea.
- Loriot, S., Feret, T. & Chauvin, C. (2016).** Qualité des données hydrobiologiques et bancarisation : éléments de validation des données macrophytes en cours d'eau. p. 37 : Irstea.
- Lowndes, J. S. S., Pacheco, E. J., Best, B. D., Scarborough, C., Longo, C., Katona, S. K. & Halpern, B. S. (2015).** Best practices for assessing ocean health in multiple contexts using tailorable frameworks. *PeerJ* 3, e1503.
- Maire, A., Logez, M. & Argillier, C. (2015).** Calcul des incertitudes liées à l'utilisation de l'indice ichtyofaune lacustre (ILL). p. 25 : Irstea, pôle Onema-Irstea.
- Malavoi, J. R. & Souchon, Y. (2010).** Éléments pour une harmonisation des concepts et des méthodes de suivi scientifique minimal. Volets hydromorphologie - hydroécologie. p. 82 : Pôle Hydroécologie des cours d'eau Onema-Cemagref Lyon MAEP-LHQ.
- Mangadze, T., Dalu, T. & William F, P. (2019).** Biological monitoring in southern Africa: A review of the current status, challenges and future prospects. *Science of The Total Environment* 648, 1492-1499.
- Marquié, J., Lefrançois, E., Boutry, S., Coste, M. & Delmas, F. (2016a).** Diatomée des rivières de Nouvelle-Calédonie - Conception d'un atlas taxinomique et d'un indice de bioévaluation de la qualité écologique des cours d'eau à partir des diatomées benthiques - Guide Iconographique. p. 796 : Irstea.
- Marquié, J., Lefrançois, E., Boutry, S., Coste, M. & Delmas, F. (2016b).** Diatomée des rivières de Nouvelle-Calédonie : Conception d'un atlas taxinomique et d'un indice de bioévaluation de la qualité écologique des cours d'eau à partir des diatomées benthiques : Guide Iconographique, p. 56.
- Martin Vandembulcke, D. (1999).** Dynamique de population de la grande alose (*Alosa alosa*, L. 1758) dans le bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne (France) : analyse et prévision par modélisation. p. 116 : INP ENSAT Toulouse.
- McCullough, I. M., Cheruvilil, K. S., Collins, S. M. & Soranno, P. A. (2019).** Geographic patterns of the climate sensitivity of lakes. *Ecological Applications* 29, e01836.
- 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 (Onema, C.-. ed.), p. 63. Lyon : Pôle Hydroécologie des cours d'eau Onema-Cemagref Lyon MAEP-LHQ.
- Mignien, L., Lepage, M. & Pierre, M. (2020).** Élaboration d'un indice poissons multimétrique pour les masses d'eau de transition de Guyane française. Projet Peguy. In *Convention Cadre AFB/Irstea 2019*. Cestas : INRAE.
- Miguet, P., Logez, M. & Argillier, C. (2018a).** Effet des interactions entre les pressions sur les métriques constitutives des indicateurs ILL et IIR. In *Rapport Aquaref*, p. 28 : Irstea, pôle AFB/Irstea Hydroécologie plans d'eau.
- Miguet, P., Logez, M. & Argillier, C. (2018b).** Guide méthodologique de calcul de l'indice ichtyofaune pour les retenues (IIR). In *Rapport d'étude*, p. 38 : Irstea, pôle AFB/Irstea Hydroécologie plans d'eau.
- Miguet, P., Logez, M. & Argillier, C. (2018c).** Incertitudes liées à l'échantillonnage - Effet de la date de la campagne de pêche sur l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau par l'ichtyofaune. In *Rapport Aquaref*, p. 26 : Irstea, pôle AFB/Irstea Hydroécologie plans d'eau.
- Ministère de l'Écologie et du Développement durable & l'eau, A. d. (2003).** Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau. Grilles d'évaluation SEQ-eau (version 2). p. 40.
- Ministère de la Transition écologique et solidaire (2018a).** Arrêté du 19 octobre 2018 approuvant le schéma national des données sur l'eau, les milieux aquatiques et les services publics d'eau et d'assainissement (arrêté abrogeant et remplaçant l'arrêté du 26 juillet 2010). p. 7 : JORF 3 novembre 2018.
- Ministère de la Transition écologique et solidaire (2018b).** Arrêté du 27 juillet 2018 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux 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. p. 76 : JORF 30 août 2018.

Ministère de l'Écologie et du Développement durable (2004). Circulaire DCE 2004/08 relative à la constitution et la mise en œuvre du réseau de sites de référence pour les eaux douces de surface (cours d'eau et plans d'eau) en application de la directive 2000/60/DCE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

Ministère de l'Écologie et du développement durable (2005). Circulaire DCE 2005/11 relative à la typologie nationale des eaux de surface (cours d'eau, plans d'eau, eau de transition et eaux côtières) en application de la directive 2000/60/DCE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. In *Bulletin Officiel*, p. 14.

Mondy, C. (2012). De la communauté à l'individu : apport des traits des invertébrés benthiques dans la bioévaluation des cours d'eau. In *Ecole Doctorale Sciences et Ingénierie des Ressources, Procédés, Produits, Environnement*, p. 374 : Université de Lorraine.

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* 18, 452-467.

Morin, A., Chauvin, C., Le Pimpec, P., Coquery, M., Strub, M.-P. & Bougon, N. (2010a). État actuel des méthodes employées pour le dosage du phosphore par les laboratoires prestataires des réseaux DCE en France et exigences de limite de quantification, p. 6 : Aquaref.

Morin, S., Valade, D., Tison Rosebery, J., Bertrin, V., Cellamare, M. & Dutartre, A. (2010b). Utilisation du phytobenthos pour la bio-indication en plans d'eau : État de l'art des méthodes disponibles et test de métriques sur les plans d'eau aquitains. p. 56 : Cemagref.

Moss, B. (2008). The Water Framework Directive: Total environment or political compromise? *Science of the Total Environment* 400, 32-41.

Moss, B., Stephen, D., Alvarez, C., Becares, E., Bund, W. V. D., Collings, S. E., Donk, E. V., Eyto, E. D., Feldmann, T., Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., Franken, R. J. M., García-Criado, F., Gross, E. M., Gyllström, M., Hansson, L.-A., Irvine, K., Järvalt, A., Jensen, J.-P., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Kornijów, R., Krause, T., Künnap, H., Laas, A., Lill, E., Lorens, B., Luup, H., Rosa Miracle, M., Nöges, P., Nöges, T., Nykänen, M., Ott, I., Peczuła, W., Peeters, E. T. H. M., Phillips, G., Romo, S., Russell, V., Salujõe, J., Scheffer, M., Siewertsen, K., Smal, H., Tesch, C., Timm, H., Tuvikene, L., Tonno, I., Virro, T., Vicente, E. & Wilson, D. (2003). The determination of ecological status in shallow lakes – a tested system (ECOFAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13, 507-549.

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.

Mouillot, D., Villéger, S., Parravicini, V., Kulbicki, M., Arias-González, J. E., Bender, M., Chabanet, P., Floeter, S. R., Friedlander, A., Vigliola, L. & Bellwood, D. R. (2014). Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111, 13757-13762.

Mouthon, J. (1993). Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des peuplements de mollusques. *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture* 331, 397-406.

Naiman, R. J., Descamps, H. & Fournier, F. (1989). *The role of land/inland water ecotones in landscape management and restoration.* The Parthenon Publishing Group, London and New York, Paris.

Navarro, L., Peress, J. & Malavoi, J. (2012). Aide à la définition d'une étude de suivi-recommandations pour des opérations de restauration de l'hydromorphologie des cours d'eau. p. 14 : Onema/agence de l'eau RMC/les agences de l'eau.

Navratil, O. (2005). Débit de pleins bords et géométrie hydraulique : une description synthétique de la morphologie des cours d'eau pour relier le bassin versant et les habitats aquatiques. INPG-Cemagref.

Nguefack-Tsague, G. (2011). Using bayesian networks to model hierarchical relationships in epidemiological studies. *Epidemiology and health* 33, e2011006-e2011006.

Nisbet, M. & Verneaux, J. (1970). Composantes chimiques des eaux courantes : Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Annales de Limnologie* 6, 161-190.

Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B., Boët, P., Porcher, J.-P. & Chessel, D. (2001). Adaptation à l'ensemble du réseau hydrographique national d'un indice de qualité écologique fondé sur les peuplements de poissons : résultats actuels et perspectives. In *État de santé des écosystèmes aquatiques. De nouveaux indicateurs biologiques* (Lemoalle, J., Bergot, F. & Robert, M., eds.), pp. 95-124. Paris : Cemagref Editions.

Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B. & Porcher, J.-P. (2002). Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. *Freshwater Biology* 47, 1720-1734.

Page, E., Heathwaite, T., Moss, A., Reynolds, B., Beven, C. & Pope, K. (2012). Managing the impacts of nutrient enrichment on river systems: dealing with complex uncertainties in risk analyses. *Freshwater Biology* 57, 108-123.

Pasquaud, S. (2006). Les relations trophiques : éléments de structuration des peuplements ichthyologiques en milieu estuarien. Application à l'estuaire de la Gironde. p. 360 : Université de Bordeaux 1.

Pasquier, C. (2014). Définition d'une stratégie d'échantillonnage des poissons dans les estuaires à mangroves de Guyane. In *Mémoire Master 2 Océanographie, Parcours Côtier*, p. 63 : Université de Bordeaux.

Paukert, C. P., Lynch, A. J., Beard, T. D., Chen, Y., Cooke, S. J., Cooperman, M. S., Cowx, I. G., Ibengwe, L., Infante, D. M., Myers, B. J. E., Nguyễn, H. P. & Winfield, I. J. (2017). Designing a global assessment of climate change on inland fishes and fisheries: Knowns and needs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 27, 393-409.

Paul, J. F. & McDonald, M. E. (2005). Development of empirical, geographically specific water quality criteria: a conditional probability analysis approach. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 41, 1211-1223.

Paulsen, S. G., Mayo, A., Peck, D. V., Stoddard, J. L., Tarquinio, E., Holdsworth, S. M., Sickle, J. V., Yuan, L. L., Hawkins, C. P., Herlihy, A. T., Kaufmann, P. R., Barbour, M. T., Larsen, D. P. & Olsen, A. R. (2008). Condition of stream ecosystems in the US: an overview of the first national assessment. *Journal of the North American Benthological Society* 27, 812-821.

Pédron, S., De Bortoli, J. & Argillier, C. (2010). Common metrics development for fish in lakes. p. 54. Aix-en-Provence : Cemagref.

Phan, T. D., Smart, J. C. R., Capon, S. J., Hadwen, W. L. & Sahin, O. (2016). Applications of Bayesian belief networks in water resource management: A systematic review. *Environmental Modelling & Software* 85, 98-111.

Piffady, J., Carluet, N., Gouy, V., le Henaff, G., Tormos, T., Bougon, N., Adoir, E. & Mellac, K. (2020). Arpeges: A bayesian belief network to assess the risk of pesticide contamination for the river network of france. *Integrated Environmental Assessment and Management*. Accepté.

Pont, D., Hugueny, B., Beier, U., Goffaux, D., Noble, R., Rogers, C., Roset, N. & Schmutz, S. (2006). Assessing the biotic integrity of rivers at the continental scale: a European approach. *Journal of Applied Ecology* 43, 70-80.

Pont, D., Hugueny, B. & Rogers, C. (2007). Development of a fish-based index for the assessment of river health in Europe: the European Fish Index. *Fisheries Management and Ecology* 14, 427-440.

Pont, D., Logez, M., Carrel, G., Rogers, C. & Haidvogel, G. (2015). Historical change in fish species distribution: shifting reference conditions and global warming effects. *Aquatic Sciences* 77, 441-453.

Pont, D., Valentini, A., Rocle, M., Maire, A., Delaigue, O., Jean, P. & Dejean, T. (2019). 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*.

Poulain, T., Guillard, J. & Argillier, C. (2011). Détermination des substrats lacustres par hydroacoustique : application au suivi de qualité morphologique. *Journal des Sciences Halieutique et Aquatique* 3, 67-71.

Prats, J., Reynaud, N., Rebière, D., Peroux, T., Tormos, T. & Danis, P.-A. (2018). LakeSST : Lake Skin Surface Temperature in French inland water bodies for 1999–2016 from Landsat archives. *Earth System Science Data* 10, 727-743.

- Pronier, O. (2000).** Analyse des peuplements ichtyologiques des plans d'eau français et perspectives de gestion piscicole. In *Sciences Agronomiques*, p. 179. Toulouse : Institut national polytechnique.
- Prygiel, J. & Coste, M. (1996).** Recent trends in monitoring French rivers using algae, especially diatoms. *Use of algae for monitoring rivers II*. BA Whitton and E. Rott. Innsbruck, Institut für Botanik, Univ. Innsbruck, 87-96.
- Quevauviller, P., Balabanis, P., Fragakis, C., Weydert, M., Oliver, M., Kaschl, A., Arnold, G., Kroll, A., Galbiati, L., Zaldivar, J. & Bidoglio, G. (2005).** Science-policy integration needs in support of the implementation of the EU Water Framework Directive. *Environmental Science & Policy* 8, 203-211.
- Quinton, R. (2016).** Alisma - Dossier technique. Irstea.
- Rigosi, A., Hanson, P., Hamilton, D. P., Hipsey, M., Rusak, J. A., Bois, J., Sparber, K., Chorus, I., Watkinson, A. J., Qin, B., Kim, B. & Brookes, J. D. (2015).** Determining the probability of cyanobacterial blooms: the application of Bayesian networks in multiple lake systems. *Ecological Applications* 25, 186-199.
- Riseng, C. M., Wehrly, K. E., Wang, L., Rutherford, E. S., McKenna Jr, J. E., Johnson, L. B., Mason, L. A., Castiglione, C., Hollenhorst, T. P. & Sparks-Jackson, B. L. (2018).** Ecosystem classification and mapping of the Laurentian Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 75, 1693-1712.
- Rochard, E. (1992).** Mise au point d'une méthode de suivi de l'abondance des amphihalins dans le système fluvio-estuarien de la Gironde, application à l'étude écobioécologique de l'esturgeon *Acipenser sturio*. p. 300 : Université de Renne 1.
- Rochard, E., Lepage, M. & Meauze, L. (1997).** Identification and characterisation of the marine distribution of the European sturgeon *Acipenser sturio*. *Aquatic Living Resources* 10, 101-109.
- Rolan-Meynard, M., Vivier, A., Reyjol, Y., Boutet-Berry, L., Bouchard, J., Mangeot, P., Navarro, L., Melun, G., Moreira-Pellet, B., Bramard, M., Le Bihan, M., Magand, C., Leurent, T., Vigneron, T., Cagnant, M., Bourrain, X., Morel, A. & Kreutzenberger, K. (2019).** Guide pour l'élaboration de suivis d'opérations de restauration hydromorphologique en cours d'eau. Agence française pour la biodiversité. In *Collection Guides et protocoles*, p. 189.
- Roley, S. S., Tank, J. L., Griffiths, N. A., Hall Jr, R. O. & Davis, R. T. (2014).** The influence of floodplain restoration on whole-stream metabolism in an agricultural stream: insights from a 5-year continuous data set. *Freshwater Science* 33, 1043-1059.
- 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. *Journal of the American Water Resources Association* 44, 782-792.
- Roussel, F., Tison Rosebery, J. & Coste, M. (2010).** Étude de la variabilité inter et intra-opérateur de la note d'indice biologique diatomée 2007 : Approche statistique des résultats d'exercices d'intercomparaison. p. 24 : Cemagref.
- Rumeau, A. & Coste, M. (1988).** Initiation à la systématique des diatomées d'eau douce. Pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique générique. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 309, 1-69.
- Sagouis, A., Jabot, F. & Argillier, C. (2017).** Taxonomic versus functional diversity metrics: how do fish communities respond to anthropogenic stressors in reservoirs? *Ecology of Freshwater Fish* 26, 621-635.
- Schmidt, S., Diallo, I. I., Derriennic, H., Fallou, H. & Lepage, M. (2019).** Exploring the susceptibility of turbid estuaries to hypoxia as a prerequisite to designing a pertinent monitoring strategy of dissolved oxygen. *Frontiers in Marine Science* 6, 352.
- 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, 1117-1131.
- Smith, A. J., Duffy, B. T., Onion, A., Heitzman, D. L., Lojpersberger, J. L., Mosher, E. A. & Novak, M. A. (2018).** Long-term trends in biological indicators and water quality in rivers and streams of New York State (1972–2012). *River Research and Applications* 34, 442-450.
- Solidaire, M. d. I. T. E. e. (2018).** Arrêté du 27 juillet 2018 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux 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.

Soranno, P. A., Cheruvilil, K. S., Webster, K. E., Bremigan, M. T., Wagner, T. & Stow, C. A. (2010). Using landscape limnology to classify freshwater ecosystems for multi-ecosystem management and conservation. *BioScience* 60, 440-454.

Soranno, P. A. & Schimel, D. S. (2014). Macrosystems ecology: big data, big ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12, 3-3.

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. p. 127 : OIEAU/agence de l'Eau RMC/Cemagref LHQ/BEA.

Souchon, Y., Andriamahefa, H., Breil, P., Albert, M. B., Capra, H. & Lamouroux, N. (2002). Vers de nouveaux outils pour l'aide à la gestion des hydrosystèmes : couplage des recherches physiques et biologiques sur les cours d'eau. *Natures Sciences Sociétés* 10, suppl. 1, 26-41.

Souchon, Y., Andriamahefa, H., Cohen, P., Breil, P., Pella, H., Lamouroux, N., Malavoi, J. R. & Wasson, J. G. (2000). Régionalisation de l'habitat aquatique dans le bassin de la Loire. p. 291 : agence de l'eau Loire-Bretagne, Cemagref Lyon BEA/LHQ.

Souchon, Y. & Keith, P. (2001). Freshwater fish habitat: science, management, and conservation in France. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 4, 401-412.

Souchon, Y. & Trocherie, F. (1990). Technical aspects of french legislation dealing with freshwater fisheries (june 1984): "fisheries orientation schemes" and "fishery resources management plans". In *Management of Freshwater Fisheries* (Van Densen, W. L. T., Steimetz, B. & Hughes, R. H., eds.), pp. 190-214. Göteborg, Sweden: Wageningen, FAO.

Souchon, Y., Trocherie, F., Leprince, Y. & Wasson, J. G. (1984). Schéma départemental de vocation piscicole, Guide technique et méthodologique. p. 113. Lyon : ministère de l'Environnement, Dir. Protection de la Nature.

Souchon, Y., Valette, L., Piffady, J., Tormos, T., Van Looy, K., Villeneuve, B. & Chandesris, A. (2014). Hydromorphology: a challenging task for the water framework directive. How to avoid getting lost in the details? A nation-wide hydromorphological alteration risk assessment. In *ISE, Ecohydraulics symposium*. Trondheim (Norway).

Soulignac, F., Anneville, O., Bouffard, D., Chanudet, V., Dambrine, E., Guénand, Y., Harmel, T., Ibelings, B. W., Trevisan, D., Uittenbogaard, R. & Danis, P.-A. (2019). Contribution of 3D coupled hydrodynamic-ecological modeling to assess the representativeness of a sampling protocol for lake water quality assessment. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* 420.

Stelzenmüller, V., Lee, J., Garnacho, E. & Rogers, S. (2010). Assessment of a Bayesian Belief Network–GIS framework as a practical tool to support marine planning. *Marine pollution bulletin* 60, 1743-1754.

Stevens, D. L. (1994). Implementation of a National Monitoring Program. *Journal of Environmental Management* 42, 1-29.

Stoddard, J. L., Larsen, D. P., Hawkins, C. P., Johnson, R. K. & Norris, R. H. (2006). Setting expectations for the ecological condition of streams: The concept of reference condition. *Ecological Applications* 16, 1267-1276.

Stringer, L. C., Reed, M. S., Fleskens, L., Thomas, R. J., Le, Q. B. & Lala-Pritchard, T. (2017). A new dryland development paradigm grounded in empirical analysis of dryland systems science. *Land Degradation & Development* 28, 1952-1961.

Tales, E., Le Pichon, C., Mathieu, A., Zahm, A., Slawson, D., Albert, M.-B., Girondin, M., Roy, M., Chevalier, R., Beslagic, S., Delaigue, O. & Belliard, J. (2015). Les déterminants de la qualité écologique du milieu aquatique : Influence des aménagements sur les peuplements de poissons. p. 74 : Irstea.

Taubaty, M. (2019). Bilan des mises en œuvre de protocoles réalisés sur l'étang des Aulnes dans le cadre du projet « restauration hydromorphologique des plans d'eau ». In *Rapport convention AFB/Irstea*, p. 54 : Irstea, UR RECOVER.

Taubaty, M., Meynard, M., Argillier, C., Dublon, J., Raymond, J.-C., Marchand, C. & Westrelin, S. (2019). Guide et protocoles pour le suivi d'actions de restauration hydromorphologique du littoral en plans d'eau. Rapport intermédiaire. In *Rapport convention AFB/Irstea*, p. 100 : Irstea, UR RECOVER.

Taverny, C. (1991). Contribution à la connaissance de la dynamique des populations d'aloses (*Alosa alosa* et *Alosa fallax*) dans le système fluvio-estuarien de la Gironde : pêche, biologie et écologie - Étude particulière de la dévalaison et de l'impact des activités humaines. p. 451 : Université de Bordeaux 1.

- Taverny, C., Elie, P. & Boët, P. (2009).** La vie piscicole dans les masses d'eau de transition : proposition d'une grille qualité pour la température, l'oxygène dissous, la salinité et la transparence. p. 51 : Cemagref.
- 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* 542, Part A, 383-393.
- 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. *Scientific Reports* 7, 11.
- Usseglio-Polatera, P., Archaimbault, V. & Wasson, J. G. (2009).** Protocole expérimental d'échantillonnage des "macro-invertébrés" en cours d'eau profond, p. 19 : Université de Lorraine.
- 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. p. 104 : Pôle Hydroécologie des cours d'eau Onema-Irstea Lyon, MALY-LHQ.
- Van Looy, K., Floury, M., Ferréol, M., Prieto-Montes, M. & Souchon, Y. (2016).** Long-term changes in temperate stream invertebrate communities reveal a synchronous trophic amplification at the turn of the millennium. *Science of the Total Environment* 565, 481-488.
- Van Looy, K., Piffady, J., Tormos, T., Villeneuve, B., Valette, L., Chandesris, A. & Souchon, Y. (2015).** Unravelling river system impairments in stream networks with an integrated risk approach. *Environmental Management* 55, 1343-1353.
- Van Looy, K., Tonkin, J. D., Floury, M., Leigh, C., Soininen, J., Larsen, S., Heino, J., LeRoy Poff, N., Delong, M., Jähnig, S. C., Datry, T., Bonada, N., Rosebery, J., Jamoneau, A., Ormerod, S. J., Collier, K. J. & Wolter, C. (2019).** The three Rs of river ecosystem resilience: Resources, recruitment, and refugia. *River Research and Applications* 35, 107-120.
- Vander Laan, J. J., Hawkins, C. P., Olson, J. R. & Hill, R. A. (2013).** Linking land use, in-stream stressors, and biological condition to infer causes of regional ecological impairment in streams. *Freshwater Science* 32, 801-820.
- Vaughan, I. P., Diamond, M., Gurnell, A. M., Hall, K. A., Jenkins, A., Milner, N. J., Naylor, L. A., Sear, D. A., Woodward, G. & Ormerod, S. J. (2009).** Integrating ecology with hydromorphology: a priority for river science and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19, 113-125.
- Verneaux, J. & Tuffery, G. (1967).** Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biotiques. *Annales scientifiques de l'Université de Besançon, Zoologie* 3, 79-90.
- Verneaux, V. & Verneaux, J. (2002).** Assessing lake functioning using the macrobenthic community with special reference to Chironomidae (Diptera). A subalpine lake (Lake Annecy) as an example. *Archiv Fur Hydrobiologie* 154, 61-78.
- Verneaux, V., Verneaux, J., Schmitt, A., Lovy, C. & Lambert, J. C. (2004).** The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Chalain (French Jura) as an example. *Annales de limnologie* 40, 1-9.
- Villeneuve, B. (2010).** Extrapolation spatiale de l'état écologique à partir de données d'occupation du sol, de physico-chimie et d'hydromorphologie à l'échelle des réseaux de suivi nationaux, p. 21 : Rapport Pôle Hydroécologie des cours d'eau Onema-Cemagref Lyon MAEP-LHQ.
- Villeneuve, B., Ferréol, M., Valette, L., Bougon, N. & Tormos, T. (2012).** Extrapolation spatiale de l'état écologique des masses d'eau et modèles diagnostics, p. 46 : Pôle Hydroécologie des cours d'eau Onema-Irstea Lyon, MALY-LHQ.
- 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.
- Villeneuve, B. & Rosebery, J. (2008).** Note méthodologique pour la définition des limites des classes d'état moyen/médiocre et médiocre/mauvais pour l'IBGN et l'IBD 2000. p. 8 : Cemagref.
- Villeneuve, B. & Sarraza, M. (2009).** Extrapolation spatiale de l'état écologique à partir de données d'occupation du sol, de population et de physico-chimie à l'échelle du bassin Seine-Normandie. p. 21. Lyon : Pôle Hydroécologie des cours d'eau Onema-Cemagref Lyon MAEP-LHQ - Agence de l'eau Seine-Normandie.

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* 48, 88-98.

Wach, M. & Chauvin, C. (2016). Calcul de la précision et de la confiance de l'IBMR. Rapport d'avancement. p. 10 : Irstea.

Wach, M., Guéguen, J., Chauvin, C., Delmas, F., Dagens, N., Feret, T., Lorient, 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* 101, 285-295.

Wach, M., Guéguen, J., Dagens, N., Rosebery, J. & Delmas, F. (2018). Définition des sources d'incertitude du protocole diatomées en cours d'eau. p. 110 : Irstea.

Wallin, M., Wiederholm, T. & Johnson, R. K. (2003). Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. p. 86: EU Common Implementation Strategy (CIS) for the Water Framework Directive, Working Group 2.31 "Reference conditions for inland surface waters (REFCOND)".

Wallin, M. & Wiederholm, T. (2003). Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters, REFCOND Guidance, Final version, EU Common Implementation Strategy (CIS) for the Water Framework Directive, Working Group 2.31 "Reference conditions for inland surface water (REFCOND)". 86.

Wang, L., Riseng, C. M., Mason, L. A., Wehrly, K. E., Rutherford, E. S., McKenna Jr, J. E., Castiglione, C., Johnson, L. B., Infante, D. M., Sowa, S., Robertson, M., Schaeffer, J., Khoury, M., Gaiot, J., Hollenhorst, T., Brooks, C. & Coscarelli, M. (2015). A spatial classification and database for management, research, and policy making: The Great Lakes aquatic habitat framework. *Journal of Great Lakes Research* 41, 584-596.

Wasson, J. G., Bethemont, J., Degorce, J. N., Dupuis, B. & Joliveau, T. (1993a). Approche écosystémique du bassin de la Loire : éléments pour l'élaboration des orientations fondamentales de gestion. Phase 1 : atlas. p. 81. Paris : ministère de l'Environnement.

Wasson, J. G., Bethemont, J., Degorce, J. N., Dupuis, B. & Joliveau, T. (1993b). Approche écosystémique du bassin de la Loire : éléments pour l'élaboration des orientations fondamentales de gestion. Phase 1 : État initial - Problématique, pp. 102 + Atlas, 170 pl. et Annexes : Cemagref Lyon BEA/LHQ et Université de St- Étienne CRENAM (CNRS 260).

Wasson, J. G., Chandresis, A., Pella, H. & Blanc, L. (2002). Définition des hydro-écorégions françaises métropolitaines. Approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés. p. 190 : Cemagref.

Wasson, J. G., Malavoi, J. R., Maridet, L., Souchon, Y. & Paulin, L. (1998). *Impacts écologiques de la chenalisation des rivières* : Editions Cemagref.

Wasson, J. G., Villeneuve, B., Mengin, N., Pella, H. & Chandresis, A. (2005). Modèles pressions/impacts. Approche méthodologique, modèles d'extrapolation spatiale et modèles de diagnostic de l'état écologique basés sur les invertébrés en rivière (IBGN). p. 61 p + annexes. Lyon : Cemagref Lyon BEA/LHQ.

Wasson, J. G., Villeneuve, B., Mengin, N., Pella, H. & Chandresis, A. (2006). Quelle limite de « bon état écologique » pour les invertébrés benthiques en rivières ? Apport des modèles d'extrapolation spatiale reliant l'IBGN à l'occupation du sol. *Ingénieries E.A.T.* 47, 3-15.

Weathers, K. C., Groffman, P. M., Van Dolah, E., Bernhardt, E., Grimm, N. B., McMahon, K., Schimel, J., Paolisso, M., Maranger, R., Baer, S., Brauman, K. & Hinckley, E. (2016). Frontiers in ecosystem ecology from a community perspective: the future is boundless and bright. *Ecosystems* 19, 753-770.

Williamson, C. E., Dodds, W., Kratz, T. K. & Palmer, M. A. (2008). Lakes and streams as sentinels of environmental change in terrestrial and atmospheric processes. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6, 247-254.

Williamson, C. E., Saros, J. E. & Schindler, D. W. (2009). Sentinels of change. *Science* 323, 887-888.

Yirigui, Y., Lee, S.-W. & Nejadhashemi, A. P. (2019). Multi-scale assessment of relationships between fragmentation of riparian forests and biological conditions in streams. *Sustainability* 11, 5060.

Zimnicki, T., Boring, T., Evenson, G., Kalcic, M., Karlen, D. L., Wilson, R. S., Zhang, Y. & Blesh, J. (2020). On quantifying water quality benefits of healthy soils. *BioScience* 70, 343-352.

Crédits photographiques

En couverture

En haut à gauche : © Yves Souchon

En haut à droite : © Yves Souchon

Grande photo : © Dumont Bernard

Début de chapitre

Chapitre 1 : © Loisel Ayala

Chapitre 2 : © Dumont Bernard

Chapitre 3 : © Jean-Michel Olivier

Chapitre 4 : © Adobe Stock - Didier San Martin

Chapitre 5 : © Bernard Dumont

Préparation de copie : Plume rouge

Mise en page :  EliLoCom

Suivi éditorial : Gisèle Parfait et Roxane Jupin, DAPP – Pôle valorisation, INRAE

Les scientifiques d'INRAE dressent ici le bilan de quelque vingt années de recherches en appui à la directive-cadre européenne sur l'eau (DCE) de 2000, une politique publique environnementale d'envergure : connaissances acquises, méthodes conçues et outils développés sont les résultats du partenariat fort qui s'est établi entre science et politique publique.

Par cette directive, les états membres doivent assurer le rétablissement du bon état de leurs masses d'eau dans des échéances particulièrement courtes. Or, il ne suffit plus que la qualité physico-chimique de l'eau soit satisfaisante pour déclarer le « bon état », il faut également que l'ensemble des êtres vivants en témoigne. En plaçant la biologie au cœur de l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques, la directive emprunte une voie nouvelle pour le champ de la bio-indication en France.

Les connaissances manquant pour sa mise en œuvre, le ministère de l'Environnement et ses opérateurs lancent dès 2000 une collaboration d'envergure avec plusieurs organismes de recherche, dont le Cemagref/Irstea et l'INRA, aujourd'hui INRAE.

Hydrologie, écologie, écotoxicologie, économie, sociologie : toutes les disciplines sont alors convoquées pour apporter aux opérateurs publics des connaissances et moyens pour évaluer l'état des milieux aquatiques et aboutir à des solutions à la mesure de la complexité de la tâche.

Rédigé par 6 chercheurs et ingénieurs d'INRAE, cet ouvrage constitue un retour d'expérience original des travaux scientifiques menés à INRAE en appui à une politique publique environnementale.

Christine Argillier est directrice de recherche en écologie des milieux aquatiques. Après avoir travaillé plus de 20 ans sur les facteurs de structuration des communautés lacustres, elle s'intéresse désormais à la vulnérabilité des écosystèmes dans le contexte des changements globaux.

Christian Chauvin est ingénieur de recherche en hydroécologie végétale. Spécialiste des bioindicateurs, il anime depuis 2008 Aquaref hydrobiologie, consortium dédié à l'appui aux pouvoirs publics pour la mise en œuvre de la DCE.

Mario Lepage est ingénieur de recherche et spécialiste de l'ichtyofaune estuarienne. Après avoir travaillé à la construction du bio-indicateur ELFI, il s'intéresse désormais à la restauration écologique et à l'écologie fonctionnelle des communautés de poissons face aux changements globaux.

Maxime Logez est ingénieur de recherche en écologie. Après avoir participé au développement d'indicateurs poissons en cours d'eau et plans d'eau durant sa thèse, il s'intéresse désormais au potentiel de l'ADN environnemental dans l'amélioration des bio-indicateurs.

Yves Souchon est directeur de recherche émérite en hydroécologie et membre de l'Académie d'Agriculture de France. Il s'est plus particulièrement intéressé aux conditions écologiques de la dynamique temporelle des communautés des cours d'eau et aux risques de leur altération.

Bertrand Villeneuve est ingénieur de recherche et spécialisé dans l'étude de l'effet des stress multiples sur les écosystèmes aquatiques. Depuis 2003, il étudie les déterminants du fonctionnement de ces écosystèmes et les effets des pressions anthropiques sur les organismes.