

Bio-indication et peuplement piscicole dans les cours d'eau : une approche fonctionnelle et prédictive

L'histoire de la bio-indication est ponctuée par la mise en œuvre d'indices permettant d'évaluer la qualité des cours d'eau par l'étude des peuplements de poissons.

Ces différents outils de diagnostics ont été développés selon des approches qui impliquent la construction de jeu de données de références sur ces peuplements piscicoles ainsi que sur leurs caractéristiques fonctionnelles.

Ces données ainsi constituées permettent de construire des métriques et de réaliser des comparaisons par rapport à un état écologique de référence.

Cette notion d'état écologique de référence, inscrite dans la directive cadre sur l'eau, et la nécessité d'en définir les contours, ont permis de relancer les recherches au niveau européen sur les indices poissons.



La mise en place de la directive cadre sur l'eau (DCE*) et son exigence de l'évaluation d'un état écologique basé sur des réponses biologiques observées a largement relancé l'intérêt pour les bio-indicateurs*. Les programmes de surveillance de la qualité des milieux aquatiques mis en place depuis plusieurs décennies et initialement basés sur des suivis de la qualité physico-chimique des eaux, doivent maintenant inclure des éléments biologiques et chercher à quantifier l'ensemble des impacts des activités humaines sur le fonctionnement des cours d'eau : dégradation de la qualité des eaux, altération des fonctionnements hydro-morphologiques et de la connectivité.

La bio-indication* a déjà une histoire longue d'un siècle, en particulier en relation avec l'évaluation de la dégradation des eaux liée aux rejets urbains et industriels (cf. les indices saprobiques* en Allemagne).

Par rapport aux autres organismes à même de fournir une image de la qualité des cours d'eau, les poissons présentent un certain nombre de caractéristiques originales :

- ils intègrent la variabilité environnementale sur de larges échelles d'espace et de temps du fait de leur capacité de déplacement et de leur durée de vie ;
- ils sont à la fois sensibles à la qualité de l'eau et aux altérations de l'habitat en raison de la nécessité de disposer d'habitats de reproduction, de croissance, de repos et de refuges ;
- ils constituent le maillon le plus élevé des chaînes trophiques* aquatiques et sont donc sensibles aux altérations des autres peuplements (producteurs et consommateurs primaires et secondaires essentiellement).

À l'inverse, les peuplements piscicoles de l'Europe de l'Ouest, dont la France, sont caractérisés par une diversité spécifique relativement faible en liaison avec les nombreuses extinctions engendrées par les glaciations du quaternaire.

En ce qui concerne le recours aux poissons comme indicateurs de l'état des milieux aquatiques, les travaux de Karr (1981) aux États-Unis et le concept d'intégrité biotique* ont été décisifs. L'objectif de cet article est de présenter brièvement les principes de la méthode utilisée en France dans l'élaboration d'outils de bio-indication basés sur les peuplements piscicoles dans les cours d'eau, de résumer les différentes conceptions sous-jacentes à la définition des conditions de référence et enfin de discuter des points faisant encore l'objet actuellement de développement.

L'indice d'intégrité biotique de Karr ou IBI (1981) : un outil toujours d'actualité

L'indice d'intégrité biotique (IBI*) de Karr (1981) a été développé directement dans le contexte de la mise en œuvre des mesures de protection des eaux naturelles aux États-Unis : le *Clean Water Act*, en 1972 (« *To restore and maintain the chemical, physical, and biological integrity of the Nation's waters* »), puis le *National Wildlife Refuge System Improvement Act* en 1977. Il repose sur des postulats qui ont largement été repris dans la directive cadre sur l'eau.

Il se base sur la notion d'intégrité biotique qui se définit comme l'ensemble des caractéristiques des communautés biologiques (en termes structurel et fonctionnel) que



Par leur capacité de déplacement, leur longévité et leur position dans les chaînes trophiques, les poissons sont de bons intégrateurs de l'état des cours d'eau. Ici, deux barbeaux dans la moyenne Durance du côté de Manosque.

© Cemagref (B. Dumont)

L'on peut observer dans des sites dits « pristines », c'est-à-dire non perturbés par l'homme. À partir de là, il cherche ensuite à mesurer un écart à cet état en liaison avec l'intensité des pressions anthropiques.

Une autre caractéristique de cette méthode est de ne pas utiliser en premier lieu la position taxonomique* des espèces mais leurs caractéristiques fonctionnelles, ce qui amène à identifier dans les peuplements la présence de différents groupes ou guildes d'espèces ayant les mêmes affinités biologiques et/ou écologiques. Ces guildes sont du même type que les traits biologiques et/ou écologiques qui commencent à être utilisés maintenant pour d'autres groupes. Dans le cas de l'IBI, ces guildes sont à la base de la création de métriques. Celles-ci reflètent donc :

- différentes fonctions exercées par les espèces dans l'écosystème (ex. : niveau trophique*),
- certains traits d'histoire de vie (mode de reproduction, comportements de migration),
- les réponses à différentes caractéristiques écologiques (sensibilité au courant, position dans la colonne d'eau* en relation avec leur morphologie...),
- la tolérance des espèces à la qualité de l'eau (tolérance à la déplétion* en oxygène) et à la dégradation de l'habitat,
- la « santé » des individus des différentes espèces (présence de parasites, de blessures).

Leur définition suppose d'identifier toutes les espèces d'un peuplement et d'en connaître suffisamment l'autécologie*, ce qui est quasiment toujours le cas pour les espèces piscicoles en Europe de l'Ouest.

Enfin, c'est une méthode multimétrique, à savoir que l'indice final est une agrégation des notes obtenues pour chacune des métriques.

Le premier IBI publié par Karr comportait dix métriques. Pour chacune d'entre elles, trois notes sont définies, évaluant l'état écologique : de 5 (pas d'altération) à 1 (altération maximale). Selon les métriques, une altération va induire une diminution de la présence et/ou de l'abondance relative de la guildes dans le peuplement (ex. : espèces insectivores) ou un accroissement (ex. : espèces omnivores). Dans le cas de la richesse, Karr avait intégré dans son indice le fait que cette dernière variait

en fonction de l'environnement naturel et tendait à croître de l'amont vers l'aval. Le nombre d'espèces nécessaires (pour une fonctionnalité donnée) pour obtenir un score de 5 est ainsi supérieur à l'aval des systèmes qu'à l'amont. L'indice est finalement la somme des valeurs obtenues pour les métriques et varie de 10 à 50.

La méthode implique de définir les caractéristiques attendues des communautés biologiques dans un site donné en l'absence d'impact d'origine anthropique significatif. Cette approche est aussi connue sous le terme de « *Reference site approach* » (Bailey *et al.*, 1998). Selon les cas, le choix des sites dits « de référence » se fait par approche experte, et/ou sur la base de la description de l'intensité des pressions.

Comme pour les autres méthodes de bio-indication, la question de l'échantillonnage est centrale et conditionne en grande partie l'efficacité des indices. Le prélèvement doit notamment être suffisamment important pour permettre une bonne évaluation des occurrences et abondances ainsi que de la richesse (Angermeier *et al.*, 2000). Les protocoles d'échantillonnage doivent par ailleurs être très bien standardisés.

Les méthodes de type IBI ont été très largement utilisées de par le monde et ce pour différents groupes taxonomiques, incluant notamment, en plus des poissons, les macro-invertébrés et les oiseaux. Elles ont subi différentes adaptations en fonction des milieux auxquelles elles s'adressent (Angermeier et Karr, 1986 ; Simon, 1999 ; Roset *et al.*, 2007). La méthode originelle de Karr a évolué. En particulier, la place laissée à l'expertise, bien que restant importante, a décliné. C'est notamment le cas pour le choix des sites de référence ainsi que l'estimation des seuils entre classe de réponses pour les différentes métriques.

Un point faible essentiel reste la prise en compte très partielle de la variabilité environnementale naturelle. Karr a considéré cette dernière pour certaines métriques comme celles basées sur la richesse, mais dans l'ensemble, la variabilité environnementale n'est pas considérée. Par exemple, le pourcentage d'individus insectivores reste le même quelque soit le type de cours d'eau. Cette faiblesse a pour corollaire l'impossibilité d'utiliser un même IBI sur des territoires vastes où les

► conditions environnementales sont très variables, voire sur le même bassin entre les zones amont et aval. Ceci amène alors à considérer séparément différents types de cours d'eau, définis selon des critères environnementaux ou géographiques suffisamment restrictifs pour que les caractéristiques des peuplements en l'absence de pressions soient stables pour un type de cours d'eau donné. Un inconvénient majeur de cette solution est que la multiplication des types de cours d'eau réduit singulièrement le nombre de sites et d'échantillons biologiques disponibles par type et rend souvent difficile la définition des conditions de « référence ».

Les indices multimétriques prédictifs : l'indice poisson rivière et les indices poissons européens, une avancée significative

Sur la base de ces constatations, une nouvelle famille d'outil a été développée en France. Elle dérive des IBI mais en diffère par certaines caractéristiques essentielles.

La première originalité tient à la prise en compte de la variabilité environnementale naturelle par le recours à la modélisation statistique. D'une part, cela permet de mieux différencier la part de la réponse liée aux perturbations anthropiques et d'autre part de proposer des outils pouvant s'appliquer à de vaste espace et permettant une évaluation standardisée des cours d'eau. Cette modélisation des traits biologiques écologiques en fonction de l'environnement s'appuie sur les travaux les plus récents en macro-écologie*. Dans son principe, elle doit être considérée comme une extension de la théorie de la niche écologique réalisée.

La seconde caractéristique réside dans une définition des conditions de référence basée non pas sur une approche experte mais sur une évaluation des différentes pressions anthropiques sur les sites disponibles afin de sélectionner des sites non ou peu perturbés.

Les principales étapes de la méthode sont décrites sur la figure 1. Le point de départ est la création d'une base de données de taille importante : un à plusieurs milliers de sites, renseignés à la fois sur leurs caractéristiques environnementales locales (taille du bassin drainé, climat, pente du cours d'eau, géologie...), l'intensité des différents types de pressions anthropiques (pollution organique, eutrophisation*, altération du débit et de l'écoulement, modifications des caractéristiques géomorphologiques de la section, du chenal et du substrat*, de la connectivité entre le site et le réseau hydrographique dans son ensemble...) et une description quantitative du peuplement piscicole basé sur un échantillonnage du site (richesse spécifique et abondance des taxons*, taille des individus capturés).

La deuxième étape est la compilation des informations relatives aux traits biologiques et écologiques caractéristiques des différentes espèces, ceci afin de calculer les métriques candidates à la modélisation. Ces dernières peuvent être exprimées en différentes unités absolues (richesse, abondance, abondance par classe de taille, biomasses) ou relatives.

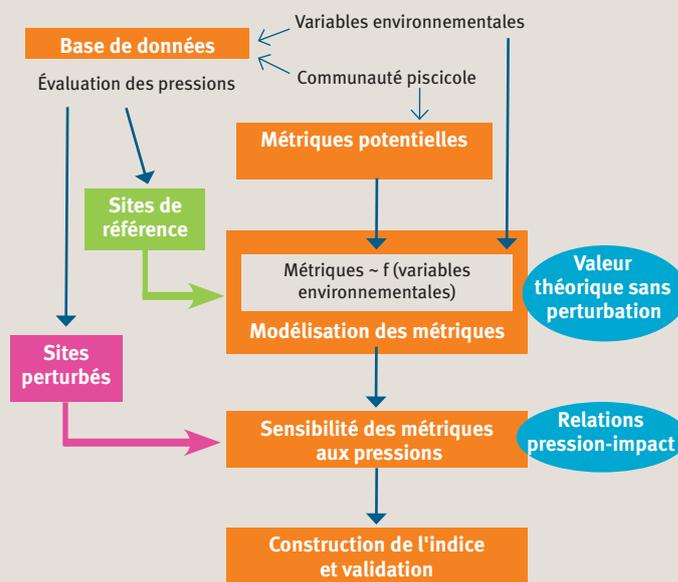
La troisième étape est la sélection des sites dits de référence, ou plus exactement dont le niveau de perturbation est considéré comme ne modifiant pas de façon significative le peuplement en place. En complément, des indices de pressions globales et par type de pression (qualité d'eau, hydromorphologie) sont établis afin de définir des gradients de pression sur l'ensemble du jeu de données. La modélisation des métriques candidates en fonction des conditions environnementales s'effectue alors sur le jeu de données de sites non perturbés en recourant à des méthodes statistiques de type GLM* (modèle linéaire général).

Selon la nature des métriques (richesse, densités, biomasses, valeurs relatives), on a recours à différentes familles de distribution (gaussienne*, binomiale*...). Une première sélection des métriques se fait sur la base de la qualité des modèles obtenus (distribution des résidus, part de variance expliquée, absence de biais, examen des « outliers »* et des points influents...).

Pour les métriques retenues à ce stade, on peut donc considérer que la variabilité environnementale dite « naturelle », c'est-à-dire en l'absence de perturbations humaines, est prise en compte par le modèle et que les résidus de ce dernier sont donc indépendants de cette dernière. Si cette hypothèse est réalisée, la valeur des métriques sélectionnées doit être toujours la même quelque soit le site non perturbé considéré (figure 2), ce que nous avons démontré dans différents cas (Pont *et al.*, 2006). On obtient ainsi une valeur standardisée (par rapport à l'environnement) de la métrique.

Le stade suivant consiste à sélectionner, parmi ce premier lot de métriques correctement modélisées, les métriques les plus sensibles aux pressions. Pour ce faire, les modèles permettent de prédire, pour les sites perturbés, les valeurs attendues des métriques en l'absence de pres-

1 Procédure de mise en œuvre dans le développement d'un indice multimétrique prédictif.



1 EN SAVOIR PLUS

Site Web du programme européen FAME :

<http://fame.boku.ac.at/>

Site Web du programme européen EFIPlus :

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

sion humaine. Dès lors, l'écart entre la valeur observée (calculée à partir de la pêche effectuée sur le site) et la valeur prédite fournit la réponse du peuplement à la perturbation, et l'ampleur de cet écart traduira la déviation observée par rapport à l'état dit de référence en réponse à l'intensité des pressions.

Cette étude de sensibilité amène à une deuxième sélection parmi les métriques, et l'indice est obtenu par agrégation de la liste finale de métriques. Il varie de 0 à 1. On s'attend alors à une décroissance de l'indice le long d'un gradient de pression globale (figure 2).

Les étapes finales consistent à valider les résultats à l'aide d'un jeu de données indépendant et à définir les limites de classes écologiques (Pont *et al.*, 2007). Ces dernières peuvent notamment être fixées en cherchant à équilibrer les risques de classer un site de « référence » (non perturbé) comme altéré et inversement, en particulier dans le cas de la définition de la limite entre le bon état (classe 2) et l'état médiocre (classe 3).

Cette méthode a été mise en œuvre dans l'élaboration du premier indice poisson français (Oberdorff *et al.*, 2001 ; Oberdorff *et al.*, 2002), et améliorée par la suite au niveau européen (Pont *et al.*, 2006 ; Pont *et al.*, 2007) à l'occasion de deux projets de recherche successifs (FAME* et EFIPlus* – encadré 1, 5^e et 6^e PCRD*). Elle a également été récemment testée sur les cours d'eau de l'Ouest des États-Unis. Un nouvel indice poisson est actuellement en cours de développement et bénéficiera des nombreuses avancées acquises au cours des deux projets européens.

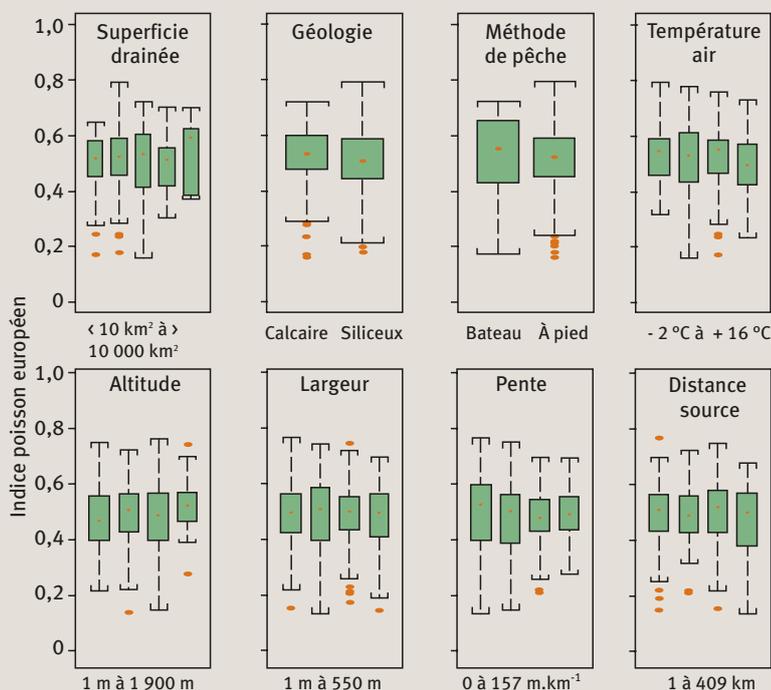
La question de l'état de référence

Comme nous l'avons vu, l'une des caractéristiques de ces méthodes et de la DCE en général est d'évaluer l'état écologique des milieux aquatiques en termes d'écart par rapport à un état dit de référence. Ce dernier se définit dans la DCE comme la quasi-absence de « stress » de l'écosystème en liaison avec l'activité humaine et en particulier :

- la non-perturbation des fonctionnements hydro-morphologiques et physico-chimiques et des peuplements biologiques,
- des concentrations en éléments polluants synthétiques inférieurs aux seuils de détection analytiques actuels,
- des concentrations en éléments polluants non synthétiques voisines des niveaux de base naturels.

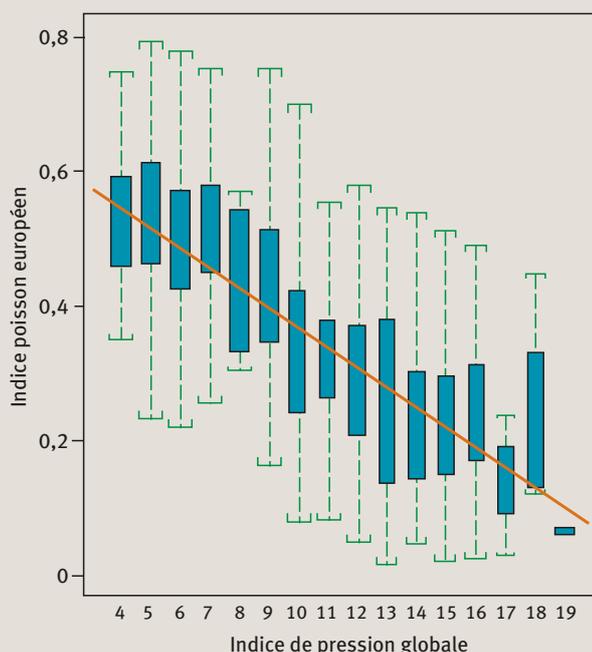
Ces conditions de référence doivent être définies pour les différents types de masses d'eau en cherchant à couvrir l'ensemble des situations environnementales. Elles peuvent être définies sur la base d'observations de sites de référence, par modélisation ou toute combinaison des deux approches. Le bon état écologique, quant à

2 Indépendance de l'indice poisson appliqué à des sites non perturbés en Europe (programme européen FAME).



Les boîtes (box plot) indiquent les valeurs de la médiane, des 1^{er} et 3^e quartiles, et sont reliées aux valeurs extrêmes par classe des différents paramètres environnementaux.

3 Réponse de l'indice poisson européen (programme européen FAME) à un gradient de pression globale (altérations de l'habitat et de la qualité de l'eau).



Les boîtes (box plot) indiquent les valeurs de la médiane, des 1^{er} et 3^e quartiles, et sont reliées aux valeurs extrêmes par classe de pression.

► lui, est l'état atteint par une masse d'eau présentant un écart léger par rapport aux conditions de référence sur les paramètres biologiques.

Comme précisé précédemment, cette définition s'apparente à la conception nord-américaine de l'intégrité biotique et plus récemment à celle mise en œuvre en Australie. Dans l'esprit de la démarche américaine, la notion de conditions pristines fait assez explicitement référence à un état historique antérieur. Dans l'approche européenne, la notion de condition de référence se décline de façon relativement variable selon les sensibilités et les situations locales. Récemment, Stoddart *et al.* (2006) ont synthétisé les différentes approches de cette notion de condition de référence.

Ils en distinguent cinq :

- RC (BI)* : *Reference condition for biological integrity*,
- MDC* : *Minimally disturbed Condition*,
- HC* : *Historical Condition*,
- LDC* : *Least Disturbed Condition*,
- BAC* : *Best Attainable Condition*.

RC(BI) se réfère directement au concept d'intégrité biotique et implique l'absence de toute altération liée à l'activité humaine (notion d'état dit « naturel »).

MDC est dans la pratique notre meilleure estimation possible de l'état de référence, en prenant acte du fait qu'il est impossible de sélectionner des sites exempts, par exemple, de toute pollution atmosphérique. Une variabilité naturelle des biocénoses* sur ces sites en liaison avec la variabilité géologique climatique et biologique (évolution biologique) sur le long terme est reconnue, mais l'amplitude de cette variabilité naturelle est considérée comme naturellement invariante sur un pas de temps relativement court (quelques décennies) et peut être utilisée pour décrire un état quasi « non perturbé ». Le terme HC décrit la condition d'un cours d'eau à un certain point de sa trajectoire historique. Ce peut être une bonne évaluation de la condition RC s'il est choisi avant une modification importante du milieu par l'homme. Aux États-Unis, Hughes *et al.* (1988) acceptent l'impact des peuples indigènes mais pas celui des immigrants européens (État précolombien), ce qui amène à des périodes historiques différentes selon la région considérée (de 1492 au tout début du vingtième siècle pour certaines régions les plus à l'ouest). En Australie, on se réfère également à la période antérieure à l'arrivée de l'homme blanc (avant 1850). En Europe, la directive se réfère aux périodes préindustrielles et précèdent l'agriculture intensive, soit une date aux alentours de 1850 pour la Grande-Bretagne, mais plus ancienne pour l'Allemagne (Wallin *et al.*, 2003).

LDC se définit en conjonction avec la définition d'une liste de critères relatifs aux différentes pressions pouvant affecter le milieu. Les seuils d'acceptation des différentes pressions sont ici explicités et doivent être aussi bas que possible pour rester proche de la condition MDC. Ces critères varient selon les écorégions, types de cours d'eau, etc. Et là encore, on accepte l'idée d'une variabilité temporelle qui doit être prise en compte. Un point important reste qu'il faut se donner les moyens de pouvoir comparer ces conditions entre les différentes régions (notion de standardisation relative et explicite).

BAC est la condition attendue dans un site donné si les meilleures pratiques de gestion étaient en œuvre sur ce site depuis un temps suffisant pour en voir les résultats sur le fonctionnement écologique. C'est une prédiction pouvant se baser sur un ensemble de modèles, scénarios, la considération des meilleures technologies d'épuration, etc. Les limites supérieures et inférieures du BAC sont contraintes par les définitions de MDC et LDC. Comme précédemment, la définition de cet état BAC accepte une certaine variabilité liée aux processus naturels, mais aussi aux nouveaux développements technologiques. Elle peut être mise en œuvre en cas d'absence totale de sites de référence.

Dans les pays de la sphère germanique (en particulier l'Autriche et l'Allemagne), la référence à un état historique antérieur (RC, HC) et au concept d'intégrité biotique est très forte et se perçoit clairement dans les outils de bio-indication développés (Jungwirth *et al.*, 2002).

Dans d'autres pays, dont la France, une plus forte tradition d'étude et de prise en compte des interactions entre l'homme et son environnement fluvial conduit plutôt à une approche basée sur l'évaluation des pressions en place (type LDC). C'est en particulier le cas pour la méthode présentée ici.

Vers un nouvel indice poisson rivière

Le développement d'un nouvel indice français qui a débuté en 2008 bénéficiera des différentes avancées exposées précédemment. Les résultats à attendre de ce nouvel outil seront pour partie dépendants des points forts et des limitations mis en évidence lors des deux projets européens précédents.

Comme nous l'avons vu, l'un des intérêts de la méthode prédictive proposée est d'adopter une approche explicite des conditions de référence et de prendre en compte la variabilité environnementale non liée aux perturbations humaines locales. Elle permet donc d'échapper au recours à la définition de conditions historiques de référence difficiles à établir, les écosystèmes possédant leur propre variabilité intrinsèque et étant de plus en interaction avec les activités humaines depuis des millénaires (notion de socio-écosystème).

Par ailleurs, la prise en compte, dans les modèles, des conditions climatiques comme la température de l'air permettra de considérer, au moins pour partie, la dérive potentielle des conditions de référence liées au réchauffement climatique dans la mesure où l'on reste dans le champ de définition des modèles prédictifs (accroissement de un à deux degrés). Il reste cependant à mieux intégrer dans ces modèles les précipitations, les types de régime hydrologique, et surtout les liens entre les températures moyennes mensuelles de l'air et de l'eau qui restent complexes dans de nombreux cas (influences karstiques*, de la nappe alluviale, des conditions amont...).

Par contre, la prise en compte des modifications à l'échelle du bassin reste complexe, en raison du grand nombre d'altérations que l'on y rencontre. On peut cependant considérer, à cette échelle, des seuils en termes d'urbanisation et de culture intensive (Wasson *et al.*, 2006), ainsi que les ruptures de connectivité liées à

la présence d'ouvrages à l'aval de la masse d'eau et leurs conséquences sur les migrations des espèces diadromes*. Pour ce dernier cas, une métrique spécifique, basée sur la présence des espèces de grands migrateurs, est en cours de développement. En comparant le nombre d'espèces diadromes actuelles avec celles connues historiquement (fin du dix-neuvième siècle, avant la construction des grands barrages) sur un tronçon de cours d'eau donné, on pourra apprécier l'impact des ouvrages sur la connectivité aval. Dans ce cas, le recours à des données historiques est envisageable : on s'adresse à une perturbation spécifique bien identifiée et de nombreuses informations historiques existent sur ces espèces migratrices.

La DCE envisage également le recours à des métriques prenant en compte les classes de taille pour rendre compte de certaines perturbations, en particulier dans le cas de peuplements piscicoles peu diversifiés (zone à truites). Différentes métriques de ce type ont été testées dans le cadre du programme européen EFPlus. Bien que des résultats significatifs aient été obtenus en termes de modélisation, ce type d'indicateur reste délicat à utiliser en raison de sa sensibilité à la variabilité inter-annuelle du recrutement et de sa sensibilité à la qualité de l'échantillonnage. Des éléments d'évaluation de ce type seront cependant intégrés au nouvel indice français. Un point mis clairement en évidence durant les projets européens successifs a été la difficulté de décrire précisément les réponses des indicateurs aux différents types de pression. Il s'avère en effet que la plupart des cours d'eau sont soumis à des pressions multiples. Par exemple, dans le jeu de données du programme européen FAME (5 235 sites), 46 % des sites perturbés le sont à la fois par des altérations de la qualité de l'eau et des conditions hydromorphologiques. De plus, le domaine des implications des

interactions entre pressions sur les impacts biologiques est encore quasi vierge. Il restera donc difficile d'établir des relations pression-impact spécifiques à chaque pression. Si les bio-indicateurs permettront d'évaluer l'état écologique des masses d'eau, ils n'autoriseront pas de faire l'économie d'études spécifiques détaillées pour la définition des mesures de restauration à prendre sur un site donné.

Enfin, il reste évident que la définition de l'état écologique d'un site, voire d'une masse d'eau, à l'aide d'un seul acte d'échantillonnage (une pêche dans notre cas) reste une gageure pour tout biologiste connaissant la variabilité associée aux actes d'échantillonnage des peuplements aquatiques. Dans la mesure où cette démarche ne peut actuellement être remise en question (option intégrée dans la DCE), la seule manière de prendre en compte cette importante incertitude est de définir l'erreur associée à l'estimation de l'indicateur, et son caractère spécifique à chaque site et à son échantillon correspondant. Cela se fera dans le nouvel indice poisson français sous la forme d'une probabilité associée à l'appartenance à une classe écologique donnée. Dans le même esprit, il sera nécessaire, lorsque nous disposerons de suffisamment de résultats issus des nouveaux réseaux de suivis DCE, d'analyser de façon fine la variabilité temporelle de ce nouvel outil de bio-indication des cours d'eau. ■

Les auteurs

Didier Pont

Cemagref, Centre d'Antony,
UR HBAN, Hydrologie et bioprocédés,
Parc de Tourvois, BP 44, 92163 Antony Cedex
didier.pont@cemagref.fr

QUELQUES RÉFÉRENCES CLÉS...

- BAILEY, R.C., KENNEDY, M.G., DERVISH, M.Z., TAYLOR, R.M., 1998, Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams, *Freshwater Biology*, n° 39, p. 765-774.
- KARR, J.R., 1981, Assessment of biotic integrity using fish communities, *Fisheries*, n° 6, p. 21-27.
- PONT, D., HUGUENY, BEIER, B.U., GOFFAUX, D., MELCHER, A., NOBLE, R., ROGERS, C., ROSET, N., SCHMUTZ, S., 2006, Assessing river biotic condition at the continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages, *Journal of Applied Ecology*, n° 43, p. 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 (EFI), *Fisheries Management and Ecology*, n° 4, p. 427-439.
- 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(4), p. 1267-1276.

► Consulter l'ensemble des références
sur le site de la revue www.set-revue.fr