



Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, le numéro de l'article et le DOI.

Les indicateurs biologiques de l'ichtyofaune

Maxime LOGEZ^{1,3} et Christine ARGILLIER^{2,3}

¹ INRAE, RIVERLY, 5 rue de la Doua, 69625 Villeurbanne Cedex, France.

² INRAE, Aix Marseille Université, RECOVER, 13182, Aix-en-Provence, France.

³ Pôle R&D ECLA, France.

Correspondance : Maxime LOGEZ, maxime.logez@inrae.fr

En France, plus de dix ans de recherche ont permis de développer deux indicateurs, l'IIL et l'IIR, basés sur l'ichtyofaune pour évaluer l'état écologique des lacs naturels et des retenues. Ces travaux ont également exploré les incertitudes liées aux modèles, à la date d'échantillonnage et aux interactions entre pressions, permettant d'envisager un indice de vulnérabilité pour anticiper les risques de perte de biodiversité. Ces résultats constituent une base solide pour le développement de nouveaux indicateurs, notamment dans le cadre des actions de restauration des milieux.

Introduction

Les poissons sont depuis très longtemps connus pour rendre compte de la qualité écologique des milieux aquatiques. Depuis presque vingt ans, des travaux approfondis sont menés au sein du Pôle R&D ECLA (Pôle Recherche et Développement Écosystèmes Lacustres)¹ pour développer et affiner des indices poissons adaptés aux différents contextes lacustres du territoire métropolitain. Ces outils, basés sur différentes caractéristiques des communautés piscicoles, permettent de répondre au cadre réglementaire de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE), de mieux comprendre les pressions exercées sur les plans d'eau dans différents contextes hydrologiques et géographiques et d'orienter les actions de gestion. Cet article revient sur les principales avancées méthodologiques, les limites et les perspectives d'évolution de ces indices.

La bioindication en milieux aquatiques est une science relativement récente, l'idée d'utiliser les macroinvertébrés pour décrire la pollution organique des cours d'eau étant attribuée à Kolkwitz (1909) au début du vingtième

siècle. L'utilisation de l'ichtyofaune en tant que bioindicateur est beaucoup plus récente encore. Elle a été largement influencée par les travaux de Karr (1981) au début des années 1980, pour rendre compte de « l'intégrité biotique » des cours d'eau américains, en réponse aux besoins exprimés par la mise en œuvre du *Clean Water Act* publié en 1972 aux États-Unis. La directive cadre européenne sur l'eau publiée en 2000 a repris les grands principes de ce texte et c'est ainsi que de nombreux développements d'indicateurs utilisant l'ichtyofaune ont été lancés dans les années 2000 en Europe. C'est aussi dans ce contexte réglementaire que nous avons initié les travaux de développement d'indicateur poissons du bon état et du bon potentiel écologique pour respectivement des lacs naturels et des retenues françaises.

D'un point de vue législatif, les indicateurs poissons doivent être composés de plusieurs métriques qui renseignent la composition, l'abondance et optionnellement la structure en âge des communautés. Ils doivent répondre significativement à des gradients d'intensité de

1. <https://poleecla.fr/>

stress (e.g. eutrophisation, altération des berges) pour permettre de classer les plans d'eau dans l'une des cinq catégories de classes d'état : très bon, bon, moyen, médiocre et mauvais, l'enjeu étant d'obtenir l'ensemble des plans d'eau en état au moins bon en 2027 au plus tard.

Lors de la publication de la DCE et du lancement de ce travail, la connaissance des peuplements piscicoles des lacs français était très fragmentaire, les données hétérogènes et rarement inscrites dans le temps. À quelques exceptions près (les grands lacs alpins, certains lacs d'altitude et quelques lacs aquitains), il en était de même des caractéristiques physiques, chimiques et environnementales des plans d'eau. Ces éléments ont nécessairement pénalisé les démarches entreprises pour développer les indices alors très attendus par les autorités en charge de la mise en œuvre de la loi sur l'eau. Cet état de fait est à mettre en regard de la richesse environnementale de notre territoire national qui se traduit, dans le cadre de l'exercice discuté, par une grande diversité de masses d'eau qui complexifie la tâche pour le développement d'un indice applicable sur l'ensemble des écosystèmes lacustres.

Des travaux exploratoires

Le développement des indices poissons au sein du Pôle R&D ECLA ont débuté avec un travail exploratoire conduit sur un nombre encore limité de plans d'eau (34 lacs naturels et 104 retenues) échantillonnés entre 2005 et 2009 à l'aide d'un protocole standardisé (CEN, 2005). Ces analyses ont notamment permis de définir des choix méthodologiques. Les résultats préliminaires montraient un changement dans la structure des communautés de poissons en réponse à des pressions de type urbanisme ou agriculture (Launois *et al.*, 2011a). Ils montraient la nécessité de distinguer les plans d'eau selon leur origine naturelle ou anthropique dans la construction des indicateurs mais suggéraient aussi la difficulté d'assigner des objectifs environnementaux par type de plans d'eau (i.e. groupes de plans d'eau qui se ressemblent sur la base de divers critères tels que l'écorégion, l'altitude, la taille, l'alcalinité, etc.) comme la directive le préconisait. En effet, l'atteinte d'un compromis entre (i) un nombre de plans d'eau par type suffisant pour construire un modèle robuste de réponse de l'ichtyofaune aux pressions, (ii)

une faible variabilité environnementale naturelle au sein des types et (iii) inversement, un fort gradient de pression incluant des sites en condition de référence ou très peu impactés par les facteurs de stress, était quasiment impossible (Launois *et al.*, 2011b). En l'absence de plans d'eau exempts de pressions, ces travaux ont aussi montré l'intérêt d'une approche dite « par *hindcasting* » (estimation *a posteriori*) de définition des conditions de référence par plans d'eau. Les travaux de thèse de Petr Blabolil centrés sur les réservoirs sont venus conforter ces résultats préliminaires (Blabolil *et al.*, 2016).

La construction des indices poisson DCE pour les lacs naturels et les retenues

Considérant les difficultés identifiées au cours des travaux exploratoires, l'opportunité de construire et d'utiliser une base de données européenne avec les partenaires du projet européen WISER (*Water bodies in Europe: Integrative Systems to assess Ecological Status and Recovery, Contract n°226273*) a été saisie pour progresser dans la construction d'un indice poisson dédié à l'évaluation de l'état écologique des lacs naturels français. Pour les retenues, l'option a été prise d'exploiter les données nationales, leur nombre étant plus en adéquation avec les exigences liées à la méthode de construction de l'indice que pour les lacs naturels. Néanmoins, quelle que soit l'origine des plans d'eau, ce sont des indices « site spécifique » (en opposition à « type spécifique » ; Roset *et al.*, 2007) qui ont été développés par modélisation des relations entre les propriétés des communautés piscicoles et les facteurs de stress qu'elles subissent, tout en tenant compte de la variabilité environnementale naturelle. Des données de pêche collectées selon un protocole d'échantillonnage aux filets maillants standardisé, NF EN 14757 (CEN, 2015) ont été mobilisées.

Deux indices, l'un pour les lacs naturels, l'autre pour les retenues, ont été construits en plusieurs étapes. La première consistait à définir une liste de métriques (i.e. caractéristiques du peuplement de poissons) candidates qui satisfasse les exigences de la DCE. La majorité des métriques testées prenaient en compte la densité ou la biomasse des individus capturés ainsi que leurs caractéristiques biologiques/écologiques (e.g. régime trophique, type de pontes, etc.). La deuxième étape consistait à modéliser statistiquement les valeurs observées de ces métriques en fonction de variables environnementales naturelles et de pressions anthropiques connues pour structurer les communautés piscicoles. Seules les métriques dont une part significative de leur variabilité pouvait être expliquée par les deux types de variables étaient conservées. La troisième étape consistait à calculer les ratios de qualité écologique (EQR) pour mesurer les écarts entre les valeurs observées des métriques et celles attendues en conditions de référence. La quatrième étape consistait à sélectionner et agréger les métriques en un indice final, pour limiter leur redondance et maximiser la réponse de l'indicateur aux pressions anthropiques. Les notes des indices ont ensuite été ramenées sur une échelle variant de 0 (mauvais état) à 1 (très bon état pour les lacs naturels et très bon potentiel² pour les retenues). La dernière étape consistait à définir des seuils pour transposer ces notes en classe d'état. La pertinence de la classification des

Encadré 1 – Définition des conditions de références pour les indices IIL (indice ichtyofaune lacustre), et IIR (indice ichtyofaune pour les retenues).

La spécificité des indices poissons pour les plans d'eau a été de relier statistiquement les valeurs observées des métriques à des variables environnementales (ex. : la profondeur) et des variables de pressions (ex. : le phosphore total). Pour un plan d'eau donné, les valeurs attendues des métriques en absence de pression, en « condition de référence », sont obtenues par prédiction *via* les modèles statistiques, en utilisant les conditions environnementales observées (ex. : la profondeur) et en fixant les valeurs de pressions à 0. Cette méthode présente l'avantage de ne pas avoir à définir de plans d'eau de références sur lesquels calibrer les modèles statistiques (comme ça peut être fait pour de nombreux autres indicateurs), mais de pouvoir attribuer une valeur de référence propre à chaque plan d'eau.

2. Le bon potentiel correspond au meilleur état écologique atteignable sans compromettre les usages du plans d'eau.

lacs qui résulte de l'utilisation des indices a été « validée » par un groupe d'experts nationaux.

L'indice ichtyofaune lacustre, IIL, développé pour les lacs naturels (Argillier *et al.*, 2013 ; Logez *et al.*, 2015) et l'IIR, indice développé pour les retenues (Miguet *et al.*, 2018a ; 2018b), répondent à des facteurs de stress liés à l'eutrophisation des plans d'eau. Les deux indices sont constitués de trois métriques. L'IIL est défini pour une campagne de prélèvement par (i) la biomasse par unité d'effort d'échantillonnage (g par m² de filet par nuit de 12 h) de toutes les espèces de la communauté, et par les effectifs par unité d'effort (ii) de toutes les espèces de la communauté, et (iii) des espèces omnivores (Argillier *et al.*, 2013 ; Logez *et al.*, 2015). L'IIR est défini pour une campagne de prélèvement par les biomasses par unité d'effort (i) de toutes les espèces de la communauté, (ii) des espèces planctivores et (iii) des espèces non natives hors salmonidés (Miguet *et al.*, 2018a ; 2018b). Ce dernier rend donc compte aussi de l'introduction d'espèces susceptibles de provoquer des déséquilibres dans le fonctionnement des retenues.

Les indices ont été construits conformément aux exigences réglementaires fixées par la DCE (types de métriques, corrélations avec les stress, définition des références, mesures des EQRs, définition des classes d'état). Une étape réglementaire supplémentaire a consisté à montrer qu'ils n'étaient ni plus, ni moins sévères que les indices poissons développés par les pays voisins partageant des types de plans d'eau analogues. Cette comparaison que l'on nomme intercalibration a dû être réalisée pour les plans d'eau des zones européennes dites « Central-Baltique » et « Alpes ». Cet exercice nous a conduit à revoir légèrement les seuils des classes d'état très bon/bon et bon/moyen.

Les incertitudes associées à l'utilisation de ces indices

Au-delà du développement de ces indicateurs nous avons exploré quelques sources d'incertitudes associées à l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau.

Incertitudes associées au modèle

Nous nous sommes intéressés à l'incertitude statistique autour de l'estimation des paramètres des relations métriques-variables environnementales afin d'évaluer l'incertitude (la variabilité) autour de la valeur attendue des métriques et *in fine* de la note de l'indice obtenue pour chaque plan d'eau (Logez *et al.*, 2019). Pour chaque métrique, on réalise 1 000 tirages aléatoires des coefficients du modèle statistique qui la relie aux variables environnementales. Chaque tirage permet ainsi d'obtenir une valeur attendue de métrique en absence de pression. Pour un lac donné (i.e. une condition environnementale) et pour chaque métrique, on obtient ainsi une distribution de valeurs de référence dont chaque valeur est comparée à la valeur de la métrique observée (issue de l'échantillonnage). Au final une distribution de notes d'indice était obtenue au lieu de l'unique note classiquement générée. À partir de cette distribution, on a pu estimer la probabilité d'appartenance du lac à chaque classe d'état. Les sorties de ces travaux sont particulièrement pertinentes pour la prise de décision surtout lorsque plusieurs indices donnent des informations divergentes.

Figure 1 – Relation (corrélation de $-0,59$) entre les notes de l'IIR (en ordonnée) et le niveau d'eutrophisation des retenues (en abscisse; valeurs synthétiques issues du premier axe d'une analyse en composante principale (78,12 % de la variabilité expliquée) intégrant la quantité de phosphore et la couverture non naturelle des sols. Les points reprennent les codes couleur de la directive cadre sur l'eau associés aux classes d'états, bleu pour « très bon », vert pour « bon », jaune pour « moyen », orange pour « médiocre » et rouge pour « mauvais » (adaptée de Miguet *et al.*, 2018a).

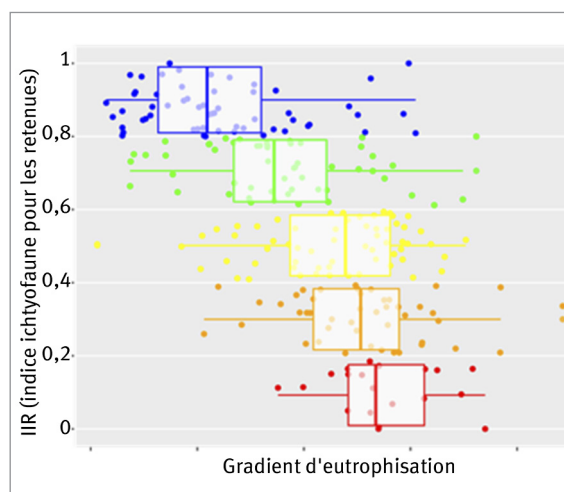
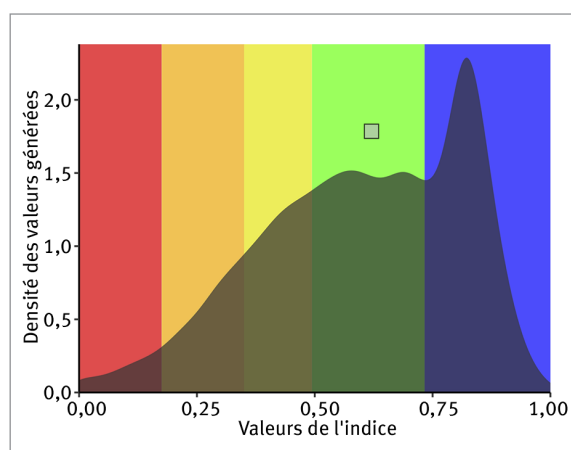


Figure 2 – Distribution des valeurs de l'indice IIL pour le lac du Bourget, obtenue par le tirage aléatoire des coefficients des relations statistiques métriques – variables environnementales. À chaque tirage aléatoire, une valeur attendue de métrique est générée et permet de calculer *in fine* une valeur d'indice (calcul de l'écart observé prédit; passage en EQR, etc.). Pour une campagne de pêche, une observation, cette opération est répétée 1 000 fois. Une distribution de 1 000 valeurs est ainsi obtenue, dont la densité est représentée en noir sur le graphique. Les bandes colorées représentent les classes d'états. Dans cet exemple, plus de deux tiers des notes théoriques d'indice se situent dans les classes « bon » à « très bon » (majorité des 1 000 valeurs d'indice situées entre 0,494 et 1; adaptée de Logez *et al.*, 2019), ce qui est cohérent avec la valeur observée de l'indice (carré gris sur le graphique) qui est en « bon » état.

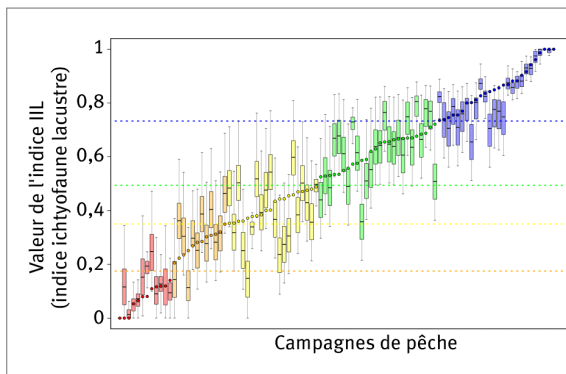


Incertitudes induites par la variation de la date d'échantillonnage

Ce travail a porté sur l'incertitude associée aux valeurs observées des métriques. Bien que le protocole d'échantillonnage des poissons soit standardisé (CEN 2015), une certaine variabilité dans la date d'échantillonnage est autorisée et certains « dépassements », parfois sous contraintes techniques (e.g. abaissement très important du niveau d'eau en automne), ont pu être observés. Par simulation, nous avons analysé la sensibilité à la date d'échantillonnage de la valeur des trois métriques constituant de l'IIL avant d'évaluer les conséquences sur le calcul de l'indice et la classe d'état qui en résulte. Les valeurs des métriques intervenant dans la définition de l'IIL (CPUE³ et BPUE⁴ dans une moindre mesure) dépendent en partie du jour de la campagne, en raison probablement de la forte variabilité du nombre de juvéniles capturés selon la période d'échantillonnage. Nous avons montré également que dans plus d'un tiers des cas, une modification de la date d'échantillonnage modifie la valeur de l'IIL et entraîne un changement de la classe d'état avec parfois le franchissement de la limite bon-moyen, dans un sens ou dans l'autre. Ces travaux nous ont amené à préconiser une standardisation maximale

3. Capture par unité d'effort.
4. Biomasse par unité d'effort.

Figure 3 – Illustration de l'impact potentiel de la date d'échantillonnage sur la note de l'indice, pour différentes campagnes de pêches (en abscisse). Chaque boîte à moustache représente la variabilité de la note d'IIL en fonction du nombre de jours écoulés depuis le 1^{er} janvier (dates théoriques à laquelle la pêche pourrait être réalisée) pour une campagne d'échantillonnage. Les points représentent la note de l'indice calculée à partir des données observées pour chaque campagne (adaptée de Miguet *et al.*, 2017).



Encadré 2 – Le concept de vulnérabilité.

Le concept de vulnérabilité a émergé dans les années 1970 en lien avec l'évaluation des risques pour les sociétés confrontées à des « catastrophes », puis plus généralement à la dégradation de leur environnement. Aujourd'hui, il est de plus en plus mobilisé pour asseoir les stratégies de gestion environnementale. La définition de la vulnérabilité inclut généralement deux idées principales : la susceptibilité du système à subir des dommages et sa capacité à s'adapter et/ou à se rétablir face aux dangers qui le menacent. Elle est généralement décrite par trois composantes : l'exposition aux stress, la sensibilité de l'écosystème et sa résilience.

des dates des campagnes de pêche surtout au sein d'un même lac pour faciliter l'analyse des trajectoires de l'état des écosystèmes. Les résultats de ces travaux ont été pris en compte dans le développement de l'IIR, les modèles métrique-environnement intégrant aussi la date d'échantillonnage comme variable explicative des métriques.

Incertitudes associées aux interactions de pressions

Les indicateurs IIL et IIR ont été développés pour répondre essentiellement à l'eutrophisation alors que les lacs sont généralement soumis à de nombreux stress (Nöges *et al.*, 2016) dont les effets sont susceptibles d'être supérieurs ou inférieurs à de simples effets additifs. Nous avons exploré les biais éventuels liés à la non-intégration d'effets interactifs entre l'eutrophisation, la température de l'eau et l'abondance des espèces non-natives, dans l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau avec les deux indices. Les résultats préliminaires mériteraient d'être confortés mais nous avons montré qu'il existe des interactions significatives entre l'eutrophisation et les deux autres pressions (température en particulier) (Miguet *et al.*, 2019; Bouraï *et al.*, 2020). *In fine*, la prise en compte d'interactions entre pressions pourrait modifier légèrement l'évaluation de l'état écologique des lacs naturels et surtout du potentiel écologique des retenues.

Des indicateurs d'état écologique aux indicateurs de vulnérabilité

Outre l'évaluation de l'état des masses d'eau, la DCE exige leur protection et c'est pour répondre à cet objectif que la mobilisation du concept de vulnérabilité nous a paru opportun (encadré 2). Suivant ces principes, avec l'appui de la Fondation pour la recherche sur la biodiversité, un premier indicateur a pu être développé et proposé pour enrichir la base des indicateurs d'eau douce de l'Observatoire national de la biodiversité (Da Silva Rocha *et al.*, 2024). Cet indicateur a été pensé pour mobiliser au mieux les données acquises au niveau national et évaluer la vulnérabilité de la biodiversité lacustre à l'instant présent. Il ne prédit pas les risques sous différents scénarios d'évolution des conditions environnementales. Il intègre des données relatives aux pressions et menaces sur la biodiversité (climatiques, hydromorphologiques, physico-chimiques et liées aux espèces invasives), et des données relatives à la biodiversité en tant que telle par considération des fonctions associées aux espèces, via l'évaluation de la sensibilité et de la résilience de l'ichtyofaune et des communautés phytopanctoniques. La sensibilité a été évaluée par les critères de rareté, de tolérance et d'aire de répartition géographique des espèces. La résilience a été estimée par la redondance fonctionnelle des communautés (importance du partage de traits fonctionnels). Nous avons montré ainsi qu'en 2021, seulement 30% des lacs de l'Hexagone avaient une biodiversité peu vulnérable.

Conclusion

Les indicateurs IIL et IIR développés au sein du Pôle R&D ECLA sont aujourd'hui inscrits dans les textes d'application de la DCE et déployés sur le territoire métropolitain et la Corse. Ces deux indices utilisent des régressions sta-

tistiques pour prédire les valeurs attendues des métriques en fonction des caractéristiques environnementales de chaque lac. Ces relations sont globalement satisfaisantes, même si elles peuvent être localement moins pertinentes du fait de contraintes locales non prises en compte dans les modèles.

Néanmoins, tous les plans d'eau métropolitains n'ont pas encore d'indicateurs (cas des gravières par exemple) et des besoins réglementaires étant encore non satisfaits, les travaux doivent se poursuivre. De plus, l'IIL et l'IIR ne s'appliquent pas aux plans d'eau des outre-mer qui présentent des caractéristiques très différentes et qui sont trop peu nombreux et trop différents des plans d'eau de métropole pour permettre le déploiement d'une approche statistique telle que celle utilisée dans le cas présent. Pour ces lacs, les indices restent à développer et s'appuieront nécessairement sur un autre type d'approche, mobilisant vraisemblablement davantage l'expertise.

Bien que l'IIR réponde aux introductions d'espèces non natives dont certaines sont par ailleurs volontairement introduites pour diversifier l'offre halieutique, les indices poissons développés sont tous deux utilisés pour rendre compte de l'eutrophisation des plans d'eau. De nombreux travaux ont été entrepris pour établir des relations pressions-impacts entre l'ichtyofaune et les altérations hydromorphologiques, sans grand succès à ce jour. Ces échecs sont probablement en partie dus au protocole d'échantillonnage des poissons qui ne donne qu'une vision partielle des peuplements, parce que très sélectif. D'autre part, les valeurs de certaines variables hydromorphologiques structurantes pour les communautés (e.g. le mariage) sont très difficiles à collecter à l'échelle nationale.

Si d'éventuels travaux étaient entrepris pour mettre à jour ces indices poisson ou pour en développer de nouveaux répondant par exemple à d'autres stress (hydrologie, température), il serait pertinent de s'appuyer sur l'expérience des développements des deux indices existants. Il faudrait pouvoir ajuster les modèles statistiques en intégrant les interactions entre pressions (cf travail sur les incertitudes). Comme cela a été fait dans le développement de l'IIR, il faudrait également prendre en compte la part de variabilité des métriques liée à la date d'échantillonnage. Quel que soit le milieu considéré, d'autres indicateurs plus sensibles à de faibles changements environnementaux que les indicateurs existants, restent à construire pour répondre à un besoin de suivi des trajectoires des lacs faisant l'objet d'actions de restauration. Il s'agit également de penser à la protection des écosystèmes et dans cette perspective, les travaux prometteurs initiés sur de nouveaux indicateurs prédictifs du risque de perte de biodiversité et donc de perturbation des plans d'eau sont à poursuivre. L'indice de vulnérabilité pourrait par exemple s'enrichir d'autres facteurs de stress et intégrer la sensibilité et la résilience d'autres communautés biologiques.

Pour répondre à l'ensemble de ces objectifs, le développement des nouvelles techniques d'inventaires de la biodiversité (utilisant l'ADNe par exemple ou l'échoacoustique) pourrait être mis à profit. ■

RÉFÉRENCES

- 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(1), 193-211. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1282-y>
- Blabolil, P., Logez, M., Ricard, D., Prchalová, M., Říha, M., Sagouis, A., Peterka, J., Kubečka, J., & Argillier, C. (2016). An assessment of the ecological potential of Central and Western European reservoirs based on fish communities. *Fisheries Research*, 173, 80-87. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.05.022>
- Bourai, L., Logez, M., Laplace-Treyture, C., & Argillier, C. (2020). How do eutrophication and temperature interact to shape the community structures of phytoplankton and fish in Lakes? *Water*, 12(3), 779. <https://doi.org/10.3390/w12030779>
- CEN. (2005). Water quality - Sampling of fish with multimesh gillnets. European Committee for Standardization, EN 14757, Brussels (2005).
- CEN. (2015). Water quality - Guidance on the estimation of fish abundance with multi-mesh gillnets. European standard. European Committee for Standardisation. Ref. No. EN 14757:2015.
- Da Silva Rocha, B., Jamoneau, A., Logez, M., Laplace-Treyture, C., Reynaud, N., & Argillier, C. (2024). Measuring vulnerability to biodiversity loss in lakes: An integrated index (IVCLA). *Science of the Total Environment*, 908, 168205, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168205>
- Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6, 21-27. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)006<0021:A0BIUF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006<0021:A0BIUF>2.0.CO;2)
- Kolkwitz, R., & Marsson, M. (1909). Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie*, 2(1-2), 126-152. <https://doi.org/10.1002/iroh.19090020108>
- Launois, L., Veslot, J., Irz, P., & Argillier, C. (2011a). Selecting fish-based metrics responding to human pressures in French natural lakes and reservoirs: towards the development of a fish-based index (FBI) for French lakes. *Ecology of Freshwater Fish*, 20, 120-132. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2010.00467.x>
- Launois, L., Veslot, J., Irz, P., & Argillier, C. (2011b). Development of a fish-based (FBI) of biotic integrity for French lakes using the hindcasting approach. *Ecological Indicators*, 11(6), 1572-1583. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.03.028>
- Logez, M., Maire, A., & Argillier, C. (2015). *Principes et méthodes de calcul de l'Indice Icthyofaune Lacustre, IIL*. Rapport Irstea et Agence Française pour la Biodiversité.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.08.051>
- Miguet, P., Logez, M., & Argillier, C. (2017). *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 – Rapport AQUAREF*. Irstea, France. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.25527.44962>
- Miguet, P., Logez, M., & Argillier, C. (2018a). *Développement de l'Indice Icthyofaune pour l'évaluation du potentiel écologique des Retenues, l'IIR. Programme 2016/2018 – Thème 22.1 « État écologique, biodiversité et fonctionnement des écosystèmes lacustres » - Action n°12 « Indicateur ichtyofaune de l'état écologique pour les plans d'eau »*. Rapport Irstea et Agence française pour la biodiversité.
- Miguet, P., Logez, M., & Argillier, C. (2018b). *Guide méthodologique de calcul de l'Indice Icthyofaune pour les Retenues (IIR). Rapport final. Programme 2016/2018 – Thème 22.1 « État écologique, biodiversité et fonctionnement des écosystèmes lacustres » - Action n°12 « Indicateur ichtyofaune de l'état écologique pour les plans d'eau »*. Rapport Irstea et Agence française pour la biodiversité.
- Miguet, P., Logez, M., & Argillier, C. (2019). *Incertitudes liées aux interactions de pressions*. Rapport AQUAREF, Irstea, France.
- Nöges, P., Argillier, C., Borja, Á., Garmendia, J. M., Hanganu, J., Kodeš, V., Pletterbauer, F., Sagouis, A., & Birk, S. (2016). Quantified biotic and abiotic responses to multiple stress in freshwater, marine and ground waters. *Science of The Total Environment*, 540, 43-52. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.045>
- Roset, N., Grenouillet, G., Goffaux, Pont, D., & Kestemont, P. (2007). A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. *Fisheries Management and Ecology*, 14, 393-405. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2007.00589.x>