



21837-1

Rapport final de la Phase II du programme national « Indice Poisson »

31/01/99

Mise au point d'un Indice Poisson sur l'ensemble du réseau hydrographique national

Conseil Supérieur de la Pêche
Direction Générale
134, Avenue de Malakoff
75116 Paris

Ont participé au présent rapport (par ordre alphabétique) :

Philippe Boët. CEMAGREF, Division Qualité et Fonctionnement Hydrologique des Systèmes Aquatiques, Parc de Tourvoie, BP 44, 92163 Antony cedex, France.

Daniel Chessel. Laboratoire d'Écologie des Eaux Douces et des Grands Fleuves. Université Claude Bernard, 43 Bd du 11 Novembre 1918, 69622 Villeurbanne cedex, France.

Bernard Hugueny. ORSTOM. Laboratoire d'Écologie des Eaux Douces et des Grands Fleuves. Université Claude Bernard, 43 Bd du 11 Novembre 1918, 69622 Villeurbanne cedex, France.

Thierry Oberdorff. Laboratoire d'Ichtyologie Générale et Appliquée, Muséum national d'histoire naturelle, 43 rue Cuvier, 75005 Paris.

Didier Pont. Laboratoire d'Écologie des Eaux Douces et des Grands Fleuves. Université Claude Bernard, 43 Bd du 11 Novembre 1918, 69622 Villeurbanne cedex, France.

Jean-Pierre Porcher. Conseil Supérieur de la Pêche, Délégation Bretagne-Basse Normandie. 84, rue de Rennes, 35510 Cesson-Sévigné, France.

Publications scientifiques et congrès (dans le cadre de l'étude)

Hughes R.M. & T. Oberdorff, 1998. Applications of IBI Concepts and Metrics to Waters Outside the United States and Canada. Pages 79-83. In *Assessment Approaches for Estimating Biological Integrity using Fish Assemblages*. Thomas P. Simon (ed.). Lewis Press, Boca Raton, FL, USA.

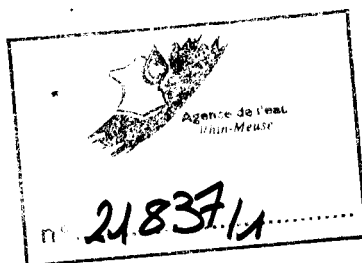
Oberdorff, T., D. Pont, B. Hugueny, P. Boët, J. P. Porcher & D. Chessel. A probabilistic model characterizing riverine fish communities of French rivers: a framework for the adaptation of a fish community based index. *en préparation*

Oberdorff, T., D. Chessel, B. Hugueny, D. Pont, P. Boët, J. P. Porcher, 1998. A statistical model characterizing riverine fish assemblages of french rivers: a framework for the adaptation of a fish based index. Communication orale au Symposium « Assessing the ecological integrity of running waters. Vienne, 9-11 novembre 1998.

SOMMAIRE

I. INTRODUCTION	3
II. DEFINITION DES JEUX DE DONNEES	5
II. 1. <u>Jeu de données des stations témoins</u>	5
II. 2. <u>les jeux de données de validation (NP93 et PERT99)</u>	6
II.3. <u>Données utilisées concernant les peuplements</u>	6
II.4. <u>Les descripteurs synthétiques</u>	8
II.4.1. <u>Les descripteurs à l'échelle stationnelle (ou du tronçon)</u>	8
II.4.2. <u>Le positionnement dans le réseau fluvial</u>	8
II.4.3. <u>unité hydrologique et « ichtyorégions »</u>	9
II. 5. <u>Définition des métriques</u>	11
II.5.1. <u>Signification écologique des métriques</u>	16
II.5.2. <u>Élimination de certaines métriques</u>	17
II.5.3. <u>Premières métriques retenues</u>	17
III. TRAITEMENTS STATISTIQUES	21
III.1. <u>Traitement des données d'occurrence (Présence/Absence)</u>	21
III. 2. <u>Traitement des données d'abondance</u>	23
IV. BASE DES 34 MODÈLES SPÉCIFIQUES D'OCCURRENCE	23
V. OUTILS DE DESCRIPTION DES PEUPEMENTS	26
V.1. <u>La richesse normalisée</u>	26
V.2. <u>La log-vraisemblance</u>	26
VI. BASE DES MODÈLES RELATIFS AUX MÉTRIQUES D'ABONDANCE	30
VII. VALIDATION DE LA BASE DE MODÈLES FONDÉS SUR L'OCCURRENCE	34
VII.1. <u>Validité des modèles spécifiques</u>	34
VII.2. <u>Validité de la liste faunistique prédite (Log-vraisemblance)</u>	37
VII.3. <u>Validité des prédictions de la richesse spécifique</u>	38
VII.4. <u>Conclusion</u>	39

VIII. VALIDATION DE LA BASE DE MODÈLES FONDÉS SUR LES ABONDANCES	40
IX. PERFORMANCES DES DIFFÉRENTES MÉTRIQUES À DISCRIMINER UNE PERTURBATION	40
<u>IX.1. Métriques fondées sur l'occurrence</u>	40
<u>IX.2. Métriques fondées sur l'abondance</u>	43
X. DÉFINITION DES SEUILS DE RÉPONSES DES MÉTRIQUES	46
XI. L'INDICE POISSON	47
<u>XI.1. Premiers tests de l'indice</u>	49
XII. CONCLUSION ET PERSPECTIVES	51
XIII. BIBLIOGRAPHIE	55



I. INTRODUCTION À LA PHASE II DU PROGRAMME « INDICES POISSON »

Les écologistes des milieux aquatiques ont développé depuis le début du 20^{ème} siècle diverses méthodes biologiques afin d'évaluer la qualité des milieux (méthode dite des « saprobies », indices de diversité, d'équitabilité, etc.). Depuis ces premiers travaux les bases conceptuelles de l'évaluation de la qualité biologique des milieux ont été affinées, s'écartant progressivement du concept d'espèces indicatrices (ou des indices de diversité) vers des approches plus intégrées (indices multiparamétriques du type Index of Biotic Integrity, IBI, Karr 1981) fondées sur la structure des peuplements (voir Fausch et al. 1990 pour revue).

Adapter ce type d'indices à une échelle spatiale telle que le réseau hydrographique national nécessite 1) la compréhension des *patterns* naturels de composition et de distribution des peuplements au sein d'un bassin hydrographique et/ou entre bassins hydrographiques et 2) la prise en compte des facteurs environnementaux majeurs responsables ou tout au moins capables d'expliquer ces *patterns* (Lyons 1996). Les *patterns* de richesse et de composition des peuplements sont, en effet, fortement influencés par l'échelle spatiale d'investigation. A une échelle locale (échelle de la station) de nombreuses études se sont attachées à identifier les facteurs environnementaux rendant compte de la structure des peuplements en condition naturelle. Il a été notamment mis en évidence que des facteurs tels que ceux liés à l'habitat [défini par la profondeur, la vitesse du courant, la température et la diversité du substrat ((Huet 1959, Verneaux 1977, Gorman & Karr 1978, Angermeier & Schlosser 1989, Rahel & Hubert 1991...)], à l'importance du cours d'eau [définie par la pente, la largeur, le débit, la distance aux sources, le "stream order", la surface du bassin versant drainé (Sheldon 1968, Verneaux 1977, Horwitz 1978, Beetcher et al 1988, Paller 1994, Oberdorff et al. 1993, , Changeux 1994, Belliard et al. 1997...)] influencent la richesse spécifique des peuplements mais également leur composition trophique (Horwitz 1978, Schlosser 1982, Angermeier & Karr, 1983, Oberdorff et al. 1993, Paller 1994). A l'échelle régionale (unités hydrographiques ou écorégions), les facteurs physiques tels que la taille du bassin (Hugueny 1989, Welcomme 1990, Oberdorff et al. 1995, 1997, Guégan et al. 1998), la géomorphologie et le climat (Hughes et al. 1987, Hughes & Larsen 1988, Whittier et al. 1988, Changeux & Pont 1995) sont les déterminants majeurs de la richesse et de la composition des peuplements, régulant, de ce fait, l'importance des facteurs locaux.

En d'autres termes, les *patterns* et les processus observés dans les peuplements à une échelle locale ne sont pas seulement déterminés par des mécanismes locaux mais résultent également de processus opérants à des échelles spatiales plus larges (Hugueny 1995, Belkessam et al. 1997, Oberdorff et al. 1998). Ainsi, avant de pouvoir efficacement utiliser les peuplements de poissons comme indicateurs biologiques de la qualité des cours d'eau en utilisant des indices multiparamétriques il est essentiel de prendre en compte l'ensemble des facteurs environnementaux responsables des variations des peuplements en conditions naturelles (Hoefs & Boyle 1995).

Dans ce contexte, la création d'un programme de mise au point d'indices biotiques fondés sur les peuplements poissons a été envisagée au niveau national. Ce programme, financé par les Agences de l'Eau, le Ministère de l'Environnement et le Conseil Supérieur de la Pêche, a débuté en août 1996 et se décompose en trois phases sur une durée prévue de quatre années :

Phase I (12 mois) : Définition d'éventuels schémas régionaux d'organisation des peuplements sur l'ensemble du réseau hydrographique

Phase II (12 mois) : Mise au point, sur l'ensemble du territoire, d'un ou plusieurs indices biotiques fondés sur les peuplements de poissons.

Phase III (24 mois). Test de ou des indice(s) élaborés et choix de l'indice final à retenir.

Dans une première phase (Oberdorff et al. 1997) nous nous sommes attaché à dégager d'éventuels schémas régionaux d'organisation (en utilisant la hiérarchie écorégionale du territoire national telle que définie par le Centre d'Écologie des Systèmes Fluviaux (Tabacchi 1995)) dans l'optique de les utiliser ultérieurement comme unités géographiques de base afin de classer les différents cours d'eau du territoire national (Il devenait ainsi possible d'adapter un indice poisson intégrant la variabilité naturelle des peuplements et donc applicable à l'ensemble du réseau hydrographique).

Des résultats de cette première phase il découle qu'il existe bien, à l'échelle nationale, indépendamment du facteur « Gradient longitudinal », des schémas régionaux d'organisation des peuplements. 8 « Ichtyorégions » ont pu ainsi être définies (voir rapport Phase I). Il est important de rappeler ici que ces « Ichtyorégions » ne reflètent pas de simples changements liés à la présence ou l'absence de certaines espèces mais bien d'une différence régionale dans la façon dont se positionnent les espèces le long du continuum (structure du peuplement).

Cela étant, les 8 « Ichtyorégions » définies n'étaient que provisoires et ne constituaient en aucun cas un cadre géographique rigide et impératif pour la mise au point d'un indice poisson applicable à l'échelle nationale. En effet, sans vouloir présager de l'indice retenu *in fine*, il était peu probable que l'on puisse s'affranchir totalement des contraintes opérées par les bassins versants, en particulier sur les compositions faunistiques. Les écorégions définies lors de la phase I avaient de ce point de vue le désavantage de ne pas tenir compte des limites entre bassins versants. Par ailleurs, le fait d'envisager une extension du futur indice poisson à l'ensemble des cours d'eau de l'Europe de l'Ouest (programme LIFE actuellement en cours sur le bassin de la Meuse, programme européen plus large prévu en 2000) demandait à ce que la méthode indicielle proposée soit la plus accessible (transposable) possible. Il convenait donc d'apporter une solution à ce problème au cours de la deuxième phase du programme dont ce document constitue la synthèse.

L'objectif de cette deuxième phase est de mettre au point un indice de qualité des cours d'eau fondé sur les peuplements de poisson et applicable à l'ensemble du réseau hydrographique français, voire européen. Il s'agit donc d'un outil permettant d'évaluer l'amplitude des divergences du peuplement de poissons résidant sur un site (station de pêche) par rapport à celui attendu sur un site non perturbé (site témoin) de caractéristiques environnementales comparables.

Le type d'indice retenu sera de forme multiparamétrique et prendra en compte les trois niveaux structurels de l'édifice biologique : individus, populations et peuplement (*caractéristiques individuelles* : état sanitaire des poissons ; *caractéristiques des populations* : structure démographique des espèces ; *caractéristiques du peuplement* : richesse et composition en espèces, structure trophique, abondances et/ou biomasses relatives).

Cet objectif suppose une démarche en plusieurs étapes:

- a) la mise au point d'un référentiel permettant de décrire un peuplement « théorique » pour une situation environnementale donnée pouvant se rencontrer dans un cours d'eau dit "témoin". Il s'agit pour chacune des 34 espèces retenues (voir rapport Phase I), d'obtenir un modèle prédictif fournissant, sur une station de pêche quelconque, une probabilité de rencontre de cette espèce ;
- b) une réflexion particulière concernant le gain entraîné par la prise en compte des processus de régionalisation dans l'établissement de la base de modèles spécifiques ;
- c) l'utilisation des modèles spécifiques en tant qu'outils de description des peuplements (notions de richesse spécifique et de vraisemblance,) ;
- d) la validation des modèles sur un jeu indépendant de stations "témoins" ;
- e) la définition de métriques (prenant en compte l'occurrence et l'abondances des espèces) et leurs calibrations (définition des seuils de sensibilité) à l'aide d'un jeu de stations "perturbées" ;

La validation définitive de l'indice proposé sera réalisée au cours de la troisième phase du programme.

II. DEFINITION DES JEUX DE DONNEES

II. 1. Jeu de données des stations témoins

Sur le jeu de données initial de 688 stations (voir rapport phase I), 43 stations ont été déclassées pour différents motifs et à différentes étapes:

1) Après examen des résultats de la phase I du programme par le Conseil Scientifique , le CS a demandé un réexamen du jeu de stations témoins. L'expertise a été réalisée par les Agences de l'Eau et le Conseil Supérieur de la Pêche et a conduit à écarter 25 stations.

2) La situation de la Corse étant trop particulière dans le jeu de données (faible richesse liée à un contexte insulaire non pris en compte dans les modèles), les relevés correspondants ont été écartés (n = 10).

3) 5 stations pyrénéennes ont été écartées en raison de leur positionnement sur un bassin externe, le bassin de l'Ebre.

4) Enfin, après réalisation des premiers modèles logistiques et examen des log-vraisemblances, 3 stations sont apparues comme totalement aberrantes (discordance totale entre caractéristiques faunistiques et descripteurs de milieu) et ont été écartées.

Le nombre final de relevé du nouveau jeu est de 645.

Ce jeu de données a comme objet la mise au point des modèles théoriques qui serviront de base à l'établissement de l'indice poisson tant au niveau des fréquences que des abondances des espèces.

II. 2. les jeux de données de validation (NP93 et PERT99)

Il sont constitués de stations « témoins » et de stations perturbées et sont utilisés pour deux objectifs:

- validation des modèles spécifiques qui seront réalisés pour les 34 espèces.
- calibration des métriques et de l'indice proposé (choix des métriques et définition des seuils de notation, calcul de l'indice).

Le jeu de données indépendant de stations « témoins » (NP93) est constitué de 93 stations échantillonnées sur l'ensemble du réseau hydrographique dans le cadre du RHP. Les critères de sélection des stations sont identiques à ceux utilisés pour le jeu de données qui servira de base à l'élaboration des modèles théoriques.

Le jeu de données de stations perturbées (PERT99) est constitué de 99 stations. Ces 99 stations ont été sélectionnées en fonction du type de perturbation subit : perturbation de l'habitat (calibrage, colmatage et perturbation hydraulique, n = 52) ; perturbation de la qualité de l'eau (pollution chimique, pollution organique, aval de stations d'épuration, n = 47). Cette sélection permettra d'évaluer la réponse de l'indice pour chaque type de dégradation.

II.3. Données utilisées concernant les peuplements

Le tableau faunistique est composé des abondances (nombre d'individus/100m²) de chacune des espèces composant le peuplement d'une station.

39 espèces ont été recensées sur l'ensemble des stations témoins. Néanmoins, quatre d'entre elles, présentent dans moins de 1% des stations échantillonnées, ont été éliminées des analyses. Il s'agissait de la blennie fluviatile (*Blennius fluviatilis*), de l'able de heckel (*Leucaspius delineatus*), de la gambusie (*Gambusia affinis*), et du black bass (*Micropterus salmoides*). Par ailleurs, la brème commune (*Abramis brama*) et la brème bordelière (*Blicca bjoerkna*) ont été regroupées en raison de problèmes de détermination sur le terrain. Les 34 espèces restantes sont recensées dans le Tableau I.

Tableau I : Liste des 34 espèces retenues.

Famille	
Espèces (code)	Nom vernaculaire
Petromyzontidae	
<i>Lampetra planeri</i> (LPP)	Lamproie de planer
Salmonidae	
<i>Salmo trutta fario</i> (TRF)	Truite fario
<i>Salmo salar</i> (SAT)	Saumon atlantique
<i>Thymallus thymallus</i> (OBR)	Ombre
Esocidae	
<i>Esox lucius</i> (BRO)	Brochet
Cyprinidae	
<i>Rutilus rutilus</i> (GAR)	Gardon
<i>Leuciscus leuciscus</i> (VAN)	Vandoise
<i>Leuciscus cephalus</i> (CHE)	Chevaisne
<i>Leuciscus souffia</i> (BLN)	Blageon
<i>Barbus barbus</i> (BAF)	Barbeau
<i>Barbus meridionalis</i> (BAM)	Barbeau méridional
<i>Alburnoides bipunctatus</i> (SPI)	Spirilin
<i>Alburnus alburnus</i> (ABL)	Ablette
<i>Abramis</i> sp. (BRE)	Brême
<i>Carassius carassius</i> (CAS)	Carassin
<i>Cyprinus carpio</i> (CCO)	Carpe commune
<i>Chondrostoma nasus</i> (HOT)	Hotu
<i>Chondrostoma toxostoma</i> (TOX)	Toxostome
<i>Gobio gobio</i> (GOU)	Goujon
<i>Phoxinus phoxinus</i> (VAI)	Vairon
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (ROT)	Rotengle
<i>Rhodeus sericeus</i> (BOU)	Bouvière
<i>Tinca tinca</i> (TAN)	Tanche
Cobitidae	
<i>Barbatula barbatula</i> (LOF)	Loche franche
Ictaluridae	
<i>Ictalurus melas</i> (PCH)	Poisson chat
Anguillidae	
<i>Anguilla anguilla</i> (ANG)	Anguille
Gadidae	
<i>Lota lota</i> (LOT)	Lote
Gasterosteidae	
<i>Gasterosteus aculeatus</i> (EPI)	Epinoche
<i>Pungitius pungitius</i> (EPT)	Epinochette
Percidae	
<i>Perca fluviatilis</i> (PER)	Perche
<i>Stizostedion lucioperca</i> (SAN)	Sandre
<i>Gymnocephalus cernua</i> (GRE)	Grémille
Centrarchidae	
<i>Lepomis gibbosus</i> (PES)	Perche soleil
Cottidae	
<i>Cottus gobio</i> (CHA)	Chabot

L'indice semble donc être plus efficace dans la discrimination des perturbations liées à l'habitat (calibrage, colmatage et perturbation hydraulique) et à la présence d'étangs que dans la discrimination des perturbations liées à la pollution de l'eau (i.e. pollution chimique, pollution organique et aval de station d'épuration). Cela étant, si l'on découpe les perturbations de la qualité de l'eau selon les trois modalités (i.e. pollution chimique, pollution organique et aval de station d'épuration) on note : 1) que l'indice évalue correctement 80% des stations subissant une pollution chimique (n=5) ; 74% des stations subissant une pollution organique (n=31) ; 55% des stations subissant les rejets d'une station d'épuration (n=11).

Tableau XVIII. Pourcentage de stations réparties dans les différentes classes de qualité pour NP93 et PERT99.

	Situation Excellente [45-50]	Situation Bonne [40-45[Situation Passable [30-40[Situation dégradée [20-30[Situation Très dégradée < 20
Pas de perturbation (n=93)	54%	23%	18%	5%	0%
Perturbation physique (n=33)	15%	9%	37%	24%	15%
Présence d'étangs (n=19)	0%	11%	47%	37%	5%
Pollution de l'eau (n=47)	17%	13%	26%	36%	8%

XII. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

L'objectif de cette deuxième phase du programme était de mettre au point un indice de qualité biologique des écosystèmes aquatiques, fondé sur les peuplements de poissons, et applicable à l'ensemble du réseau hydrographique national. Nous nous sommes orienté *a priori* vers un indice de forme multiparamétrique, intégrant les différents niveaux structurels de l'édifice biologique. Cela étant, avant de pouvoir efficacement utiliser les peuplements de poissons comme indicateurs biologiques de la qualité des cours d'eau en utilisant un indice multiparamétrique il était essentiel de prendre en compte l'ensemble des facteurs environnementaux responsables des variations des peuplements en conditions naturelles.

La démarche adoptée pour l'établissement de l'indice a donc été la suivante :

1) en utilisant un jeu de données de stations témoins, nous avons mis au point un référentiel permettant de décrire un peuplement « théorique » (présence/absence des différentes espèces) pour une situation environnementale donnée pouvant se rencontrer dans un cours d'eau dit "témoin". Pour ce faire , nous avons élaboré un modèle de la courbe de réponse de chaque espèce en

fonction des différents facteurs environnementaux (facteurs locaux et régionaux) ; 2) nous avons validé le référentiel sur un jeu de données de stations « témoins » indépendant 3) nous avons découpé le peuplement en variables (métriques) fonctionnelles (prenant en compte l'occurrence et l'abondances des espèces) et calibré ces métriques (définition des seuils de sensibilité) à l'aide d'un jeu de stations "perturbées" ; 3) nous avons testé la réponse de chacune des métriques aux perturbations (cette phase a permis d'éliminer un certain nombre de métriques inadaptées) pour finalement élaborer l'indice poisson.

Il est à noter que c'est la première fois qu'un indice intègre l'ensemble des facteurs environnementaux responsables des variations des peuplements en conditions naturelles.

L'indice obtenu, fondé sur des critères écologiques vérifiés, semble répondre efficacement à un large spectre de perturbations (i.e. perturbations de la qualité de l'eau et de la qualité de l'habitat) et est donc susceptible de fournir une évaluation pertinente de la qualité écologique des hydrosystèmes fluviaux. Par ailleurs, il permet d'apporter des informations sur le type de dysfonctionnement du peuplement engendré par une perturbation (il est possible d'extraire de l'indice global les métriques réagissant à chaque type de perturbation).

Cela étant, il reste quelques problèmes méthodologiques à résoudre notamment la sous estimation de la richesse spécifique par les modèles de 10 à 15% des stations « témoins » du jeu de donnée de validation. À ce stade, on peut émettre l'hypothèse d'une modification des méthodes d'échantillonnage entre le jeu de données de référence NP645 et le jeu test NP93 : développement de la pêche par ambiance améliorant la prise en compte de la diversité des habitats et meilleur soin apporté à la détermination des petits cyprinidés. Les causes de cet écart restent à éclaircir.

Perspectives dans le cadre de la troisième phase du programme

Afin de pallier au problème exposé plus haut, on propose, dans le cadre de la troisième phase du programme, de reprendre la modélisation sur un jeu de stations non perturbées échantillonnées plus récemment par la méthode de pêche par ambiance (base de données RHP) afin de recalibrer les modèles. **Cette démarche devrait permettre d'ajuster les modèles en fonction des différentes techniques de pêche ce qui apporterait un plus important à l'indice dans le cadre de son extension éventuelle en dehors des frontières nationales.**

Par ailleurs, le pouvoir prédictif de l'indice poisson pourrait être *a priori* amélioré sensiblement en affectant à chacune des métriques un coefficient de pondération fonction de son pouvoir discriminant. Un premier test effectué (en utilisant l'analyse discriminante) montre qu'il est possible d'améliorer le pouvoir prédictif de l'indice d'environ 5%.

Il est également prévu de tester l'indice poisson sur un jeu de stations couvrant l'ensemble du bassin de la Meuse dans le cadre du programme LIFE/97/ENV actuellement en cours (FUNDP, IBW, RIVO, CSP). Si les résultats s'avèrent concluants, la méthodologie que nous avons appliquée pourrait être exportée vers d'autres pays de l'Europe de l'ouest (5^{ème} programme cadre de la CEE, par exemple).

Un dernier point concerne les deux métriques potentiellement intégrables dans l'indice que sont : *Classes d'âge de l'espèce intolérante dominante* et %

d'individus ayant des anomalies. Il devrait être possible, en utilisant les données récentes du RHP, de fixer des seuils de réponse à ces deux métriques.

Les quatre points exposés plus haut n'auront aucune incidence sur le *planning* de déroulement de la phase III du programme telle que définie dans le cahier des Charges et qui se décompose comme suit :

Test des indices

Après la mise au point des deux indices (l'indice décrit dans ce document et l'indice développé par l'ISTE) seront testées, tout d'abord, leurs variabilités spatiale et temporelle respectives (utilisation du jeu de données RHP).

Dans un deuxième temps, leur pouvoir prédictif respectif dans la détection d'une perturbation sera évalué

Par la suite, leur sensibilité à une perturbation connue sera comparée à celle d'autres indices (Grille de qualité générale de l'Eau, Indice Diatomique, Indice Biologique Global). Cela se fera sur des sites tests (une trentaine de sites environ) soumis à des types de pollutions différents et préalablement identifiés : pollutions thermiques, pollutions à dominance minérale, pollutions à dominance organique, « pollutions » physiques (simplification de l'habitat etc.). Cette phase permettra d'évaluer la complémentarité éventuelle d'un indice poisson par rapport aux autres méthodes de diagnostic actuellement employées. Pour la réalisation de cette phase, le CSP pourrait sous traiter l'échantillonnage à des organismes publics ou privés (selon un protocole préalablement définie) de façon à quantifier la robustesse des indices (impact de différentes équipes de pêche sur le score indiciel). Cela étant, le coût d'une telle opération reste à définir.

Choix final de l'indice

Le choix final de l'indice à retenir sera effectué en fonctions des critères suivants :

- l'indice retenu devra fournir une évaluation pertinente de la qualité de l'écosystème et devra être fondé sur des critères écologiques vérifiés ;
- l'indice retenu devra intégrer et être capable d'évaluer un large spectre de dégradations (qualité physico-chimique, habitat, etc.) ;
- l'indice retenu devra apporter des informations sur les facteurs responsables des dégradations observées et être capable de mettre en évidence le type de dysfonctionnement dans la communauté piscicole (dans ce contexte il devra être possible d'extraire de l'indice global les paramètres réagissant le mieux à chaque type de perturbation);
- l'indice retenu devra être capable de refléter les tendances de la qualité écologique des milieux aquatiques dans l'espace et dans le temps : faible variabilité spatio-temporelle de l'indice en dehors de toute perturbation ;
- l'indice retenu devra être flexible, facile à mettre en oeuvre et d'un coût limité ;

- l'indice retenu devra être compréhensible pour les différents utilisateurs, les gestionnaires et le public en général ;

- l'indice retenu devra pouvoir être aisément intégrable dans le Système d'Évaluation de la Qualité Biologique des cours d'eau (SEQBIO) développé par les Agences de l'Eau;

- l'indice retenu devra, de par les critères sur lesquels il repose, pouvoir être adapté en dehors des frontières nationales.

Présentation de l'indice final

L'indice sera disponible sous forme informatique et un manuel d'utilisation sera fourni.