



**HAL**  
open science

## Développement et optimisation des méthodes de bioindication pour les plans d'eau - Indices ichtyofaune lacustre

S. Causse, Muriel Gevrey, Christine Argillier

► **To cite this version:**

S. Causse, Muriel Gevrey, Christine Argillier. Développement et optimisation des méthodes de bioindication pour les plans d'eau - Indices ichtyofaune lacustre. [Rapport de recherche] irstea. 2012, pp.48. hal-02597247

**HAL Id: hal-02597247**

**<https://hal.inrae.fr/hal-02597247>**

Submitted on 15 May 2020

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Année de programmation 2011 – **Domaine Qualité des masses d'eau - Action 13**

# **Développement et optimisation des méthodes de bioindication pour les plans d'eau**

## **Indices Ichtyofaune Lacustre**

**Rapport intermédiaire**

**Simon CAUSSE  
Muriel GEVREY  
Christine ARGILLIER**

**Mars 2012**

- **AUTEURS**

**Simon CAUSSE**, Ingénieur d'études (Irstea), [simon.causse@irstea.fr](mailto:simon.causse@irstea.fr)

**Muriel GEVREY**, Ingénieur de recherches (Irstea), [muriel.gevrey@irstea.fr](mailto:muriel.gevrey@irstea.fr)

**Christine ARGILLIER**, Directeur de recherches, Responsable du pôle Onema/Irstea, [christine.argillier@irstea.fr](mailto:christine.argillier@irstea.fr)

- **CORRESPONDANTS**

**Onema** : **Yorick REYJOL**, chargé de mission ONEMA DAST, [yorick.reyjol@onema.fr](mailto:yorick.reyjol@onema.fr)

**Irstea** : **Christine ARGILLIER**, Responsable du pôle hydroécologie plans d'eau, [christine.argillier@irstea.fr](mailto:christine.argillier@irstea.fr)

**Droits d'usage** : libre

**Niveau géographique** : national

**Couverture géographique** : France

**Niveau de lecture** : professionnels, experts

[Les rubriques propres au partenaire (visa par ex.) peuvent être insérer dans cette page ou ajouter sur une page supplémentaire]

 <p><b>ONEMA</b> Office national de l'eau et des milieux aquatiques</p>	<p>Développement et optimisation des méthodes de bioindication pour les plans d'eau – Indices ichtyofaune Rapport intermédiaire Caussé S., Gevrey M. et Argillier C.</p>	
--	--	---

- **INDICES ICTHYOFAUNE LACUSTRE**

- **RÉSUMÉ**

L'application d'un protocole standard d'échantillonnage de l'ichtyofaune en plans d'eau a permis la constitution de bases de données nationales et européennes homogènes. Ces bases de données ont été utilisées pour sélectionner des métriques à même de rendre compte d'une altération de la qualité des milieux. Le travail de sélection de métrique a été conduit en parallèle sur les lacs naturels situés hors du secteur alpin, les lacs naturel des alpes et les retenues françaises. La méthode choisie est dite « site spécifique » et les conditions de référence ont été approchées par modélisation.

Un indice constitué de 3 métriques (2 métriques d'abondance et une métrique de composition) a été proposé pour rendre compte de l'eutrophisation des plans d'eau hors secteur alpin. Deux métriques rentrent dans la composition de l'indice ichtyofaune permettant d'évaluer l'état des plans d'eau des Alpes. Pour les retenues, le travail de sélection des métriques n'est pas achevé.

Les limites de ces méthodes qui n'ont pas fait l'objet d'une intercalibration, sont présentées.

- **MOTS CLÉS (INDICE, POISSON, LAC, RETENUES, MODÉLISATION, EUTROPHISATION, HYDROMORPHOLOGIE, EUROPE, FRANCE)**

	<p>Développement et optimisation des méthodes de bioindication pour les plans d'eau – Indices ichtyofaune</p> <p>Rapport intermédiaire</p> <p>Caussé S., Gevrey M. et Argillier C.</p>	
---	--	---

- **FISH INDICES FOR LAKES**

- **ABSTRACT**

Thanks to the CEN standard method for sampling fish in lakes and reservoirs using multi-mesh gillnets, data collection of comparable European and National fish assemblages has been possible.

Following the standard steps of IBI development based on a site specific approach, a fish index including two abundances metrics (Catch per unit effort expressed in occurrence and biomass) and one functional metric of composition (abundance of omnivorous fish) was developed for lakes out of the Alpine Area. This index correlated with the proxy of eutrophication. In the alpine area, a other index composed of two metrics (one of composition, and one of abundance) was proposed. For the reservoirs, such tool is still under development.

The limits of these indices that were not intercalibrated are discussed.

- **KEY WORDS (FISH INDEX, LAKE, RESERVOIR, EUTROPHICATION, MODELISATION, HYDROMORPHOLOGY, EUROPE, FRANCE)**

- **SOMMAIRE**

<b>1. Introduction .....</b>	<b>7</b>
<b>2. Indice poisson des lacs naturels hors secteurs alpin .....</b>	<b>8</b>
<b>2.1. Données et méthodes .....</b>	<b>8</b>
2.1.1. Les lacs .....	8
2.1.2. L'ichtyofaune .....	10
2.1.3. Sélection des métriques candidates .....	11
2.1.3.1. Prise en compte de la représentativité de la métrique et de la distribution de ses valeurs .....	11
2.1.3.2. Approche statistique .....	12
2.1.3.3. Prise en compte du sens de variation de la métrique .....	13
2.1.4. Construction de l'indice .....	13
<b>2.2. Résultats.....</b>	<b>13</b>
2.2.1. Pré sélection des métriques candidates .....	13
2.2.2. Réponse des métriques aux pressions.....	14
2.2.2.1. Métrique CPUE.....	15
2.2.2.2. Métrique BPUE.....	17
2.2.2.3. Métrique Nb_OMNI.....	18
2.2.3. Développement de l'indice .....	20
2.2.4. Définition des limites de classes.....	21
2.2.5. Application de la méthode pour la classification des lacs naturels français hors du secteur alpin.....	24
<b>3. Indice poisson des lacs alpins de moyenne montagne.....</b>	<b>25</b>
<b>3.1. Données et méthodes .....</b>	<b>25</b>
3.1.1. Les lacs .....	25
3.1.2. L'ichtyofaune .....	27
<b>3.2. Résultats.....</b>	<b>28</b>
3.2.1. Sélection des métriques .....	28
3.2.2. Construction de l'indice .....	28
3.2.2.1. Réponse aux pressions.....	28
3.2.2.2. Définition des limites de classes.....	29
3.2.2.3. Validation biologique de la classification .....	29
<b>3.3. Classification des plans d'eau français.....</b>	<b>30</b>
<b>4. Indice poisson pour les retenues .....</b>	<b>31</b>
<b>4.1. Données et Méthode.....</b>	<b>31</b>
4.1.1. Sites d'études .....	31
4.1.2. L'ichtyofaune .....	32
4.1.3. Approche statistique .....	32
<b>4.2. Résultats préliminaires .....</b>	<b>33</b>
4.2.1. Modélisation des métriques .....	33
4.2.2. Relations EQR/pressions .....	33
<b>5. Discussion.....</b>	<b>35</b>

<b>6. Conclusion.....</b>	<b>36</b>
<b>7. Sigles &amp; Abréviations .....</b>	<b>38</b>
<b>8. Bibliographie .....</b>	<b>39</b>
<b>9. Table des illustrations .....</b>	<b>43</b>
<b>10. Annexes Annexe 1 : Espèces identifiées dans les lacs d'Europe et traits associés .....</b>	<b>45</b>

- **INDICES ICTHYOFAUNE LACUSTRE**

## 1. Introduction

Les conséquences des facteurs anthropiques sur les communautés piscicoles lacustres, bien que moins étudiées que celles des facteurs naturels, sont assez bien identifiées. De manière schématique, les grandes lignes, hors effet du changement climatique, sont rappelées ci-après. L'homme peut avoir une action directe sur la composition spécifique ou la structure des communautés lors des manipulations d'espèces telles que les alevinages ou la pêche dont la fréquence et l'importance n'est plus à démontrer (Welcomme, 1988; Crivelli, 1995; Argillier et al., 2002). L'anthropisation des systèmes peut aussi modifier indirectement l'ichtyofaune via une altération de l'hydromorphologie ou de la chimie de l'eau; les usages des milieux tels que la production d'hydroélectricité, l'irrigation ou les activités nautiques par exemple conduisent à une altération de la qualité des habitats littoraux qui se répercute sur les structures des communautés (Crowder et al., 1981; Fischer et al., 1997; Wolter et al., 2003). A l'échelle du bassin versant, les apports de nutriments qui accélèrent l'eutrophisation des plans d'eau, induisent indirectement via une modification de l'ensemble du réseau trophique, une réduction de la biodiversité et à terme, une augmentation de la productivité piscicole (Bachmann et al., 1996; Minns et al., 1996).

Les relations entre les biocénoses et l'altération des milieux sont souvent étudiées sur des écosystèmes de types site pilote ou plan d'eau « remarquable » mais de telles approches sont encore limitées à large échelle. Ce dernier constat s'explique en partie par la pauvreté des jeux de données qui n'autorisent pas une approche statistique robuste des relations de type pressions/impacts. En effet, en l'absence de réseaux dans la plupart des pays d'Europe, les données étaient souvent hétérogènes de par la mise en œuvre de différentes stratégies d'échantillonnage qui impactent les résultats de la pêche. De plus, la distribution des plans d'eau naturels est telle que peu de pays/régions partagent suffisamment de sites pour mener des études comparatives fiables.

Si les approches écosystémiques sont très utiles dans le cadre d'une gestion opérationnelle des systèmes pour comprendre le fonctionnement d'un système ou identifier les causes d'un dysfonctionnement, elles s'avèrent insuffisantes lorsqu'il s'agit de développer des outils de diagnostic simple et à appliquer à large échelle. De fait, il faut constater que peu de travaux conduisent réellement à l'élaboration d'indicateurs d'état des milieux basés sur l'ichtyofaune lacustre en Europe.

La mise en œuvre de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE) (Communauté Européenne, 2000) constitue un contexte favorable au développement de tels outils. En effet, cette directive impose la mise en place de réseaux de surveillance avec acquisition de données biologiques sur un nombre significatif de systèmes et à des pas de temps réguliers. Différentes circulaires font état de sa traduction nationale (Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 2006; Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 2004; Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 2005). Elle impose la prise en compte de la composition, de l'abondance et de la structure en âge des peuplements de poissons pour rendre compte de l'état écologique des plans d'eau. De plus, de par la dynamique internationale qu'elle promeut et le souci d'harmonisation des outils de diagnostic d'état qu'elle requiert, elle favorise la collecte d'informations homogènes à l'échelle européenne.

C'est donc dans le cadre de cette dynamique européenne et avec le concours des partenaires du programme WISER ([www.wiser.eu](http://www.wiser.eu)), que les travaux de développement d'indices poisson adaptés aux lacs naturels et dédiés à l'application de la DCE en France ont été réalisés. Deux indices distincts ont été développés, l'un pour l'évaluation de l'état des lacs naturels du massif alpin, l'autre s'appliquant aux lacs naturels hors secteur alpin. Ces travaux seront décrits dans les deux premières parties de ce rapport.

Nous présenterons ensuite le travail réalisé pour le développement d'un indice dédié à la réalisation du diagnostic du potentiel des retenues. Parce que, à notre connaissance, cette démarche est encore balbutiante dans les autres pays européens, ce travail a été réalisé uniquement à partir de la base de donnée nationale. Il sera présenté dans une troisième partie.



## 2. Indice poisson des lacs naturels hors secteurs alpin

Compte tenu de la diversité environnementale des lacs naturels français en regard de la faiblesse du nombre de site, le développement d'un indice poisson dédié à l'évaluation de l'état écologique des lacs naturels a été conduit sur un jeu de donnée européen. Ce travail a été réalisé dans le cadre du programme européen WISER.

### 2.1. Données et méthodes

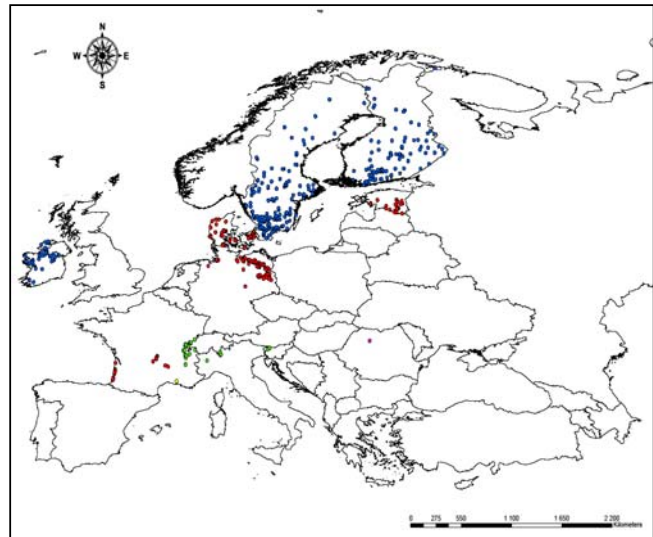
Nous avons appliqué une approche de type « site spécifique » consistant à modéliser la réponse des peuplements aux perturbations en tenant compte de la part expliquée par l'environnement. Ce travail a donc été réalisé sans tenir compte des types d'intercalibration.

#### 2.1.1. Les lacs

Le jeu de données concerne 445 lacs naturels distribués dans douze pays européens (Tableau 1). La distribution de ces lacs sur le territoire européen est hétérogène. La majorité des lacs (267) est localisée dans le secteur nordique. La zone Central Baltique est représentée par 145 lacs avec une distribution plutôt hétérogène. The autres zones géographiques (Est, Méditerranée et Alpes) sont très mal représentées.

**Tableau 1. Nombre de lacs utilisés pour la construction de l'indice**

Pays	Effectif
Danemark	49
Estonie	21
Finlande	89
France	40
Allemagne	69
Irlande	33
Italie	4
Norvège	1
Roumanie	1
Slovénie	2
Suède	143
Royaume Uni	3



**Figure 1. Distribution géographique des lacs naturels de l'étude**

Pour tester la réponse des peuplements de poissons à l'altération de l'hydromorphologie, un sous jeu de données a du être utilisé. En effet, les pressions d'ordre hydromorphologique n'étaient disponibles que pour 59 de ces 445 lacs. Ces plans d'eau se répartissent dans quatre pays : la France (35 lacs), l'Estonie (21 lacs), la Slovénie (2 lacs) et la Roumanie avec seulement 1 lac.

Tous les plans d'eau ont été décrits par sept variables environnementales naturelles connues pour influencer l'ichtyofaune (Tableau 2). La **profondeur maximale** et la **surface du lac** jouent un rôle sur la richesse spécifique (Barbour et al., 1974; Eadie et al., 1986). L'**altitude** est un facteur d'isolement qui influence la composition des communautés (Godinho et al., 1998) ; c'est aussi un paramètre qui traduit des conditions climatiques particulières. La **surface du bassin versant** donne une mesure de la diversité des habitats (Irz et al., 2004).

La température est connue pour son action sur la productivité (Downing et al., 1993). Les températures moyennes mensuelles ont été collectées en application d'un modèle développé par la Climatic Research Unit (<http://www.cru.uea.ac.uk>) (New et al., 2002).

Deux variables à même d'influencer les organismes vivants (Daufresne et al., 2007; Rathert et al., 1999; Irz et al., 2007; Matuszek et al., 1988), ont été dérivées de ces mesures :

- (i) **Température moyenne** =  $(T_{janvier} + T_{février} \dots + T_{décembre})/12$
- (ii) **Amplitude de températures** =  $T_{juillet} - T_{janvier}$

La **géologie** du bassin versant a été définie par calcaire ou siliceux. Elle peut être mise en relation avec la chimie de l'eau et la productivité des systèmes (Brousseau et al., 1985; Alpay et al., 2006). La géologie peut ainsi indirectement agir sur la distribution des espèces et la richesse spécifique (Rahel et al., 1983; Koskeniemi et al., 1988).

**Tableau 2. Caractéristiques des 445 lacs de l'étude**

Paramètres	Unités	Moyenne	Gamme de variation
Profondeur maximale (Pmax)	Mètre (m)	17.62	0.56-145
Surface du lac (Sl)	Kilomètre carré (Km2)	5.64	0.059-116.7
Surface du bassin versant (Sbv)	Kilomètre carré (Km2)	146.3	0.05 – 10630
Altitude (Alt)	Mètre (m)	150.8	0-1200
Température moyenne (Tmoy)	Degré Celsius (°C)	6.062	-2.15 – 14.04
Amplitude des températures (Tamp)	Degré Celsius (°C)	19.47	8.50 - 30
Géologie* (Ca ou Si)		-	-

\* 161 lacs calcaires et 284 lacs siliceux

Les corrélations de Spearman ont été calculées entre ces variables afin de tester leur indépendance (Tableau 3). La plupart d'entre elles sont peu corrélées. Les plus corrélées sont les variables de températures qui ont cependant été conservées toutes les deux car parfois complémentaires.

**Tableau 3. Coefficients de corrélations de Spearman entre les variables environnementales décrivant les systèmes**

Parametres	Alt	Sl	Pmax	Sbv	Tmoy	Tamp
Alt	1					
Sl	-0.06	1				
Pmax	0.25	0.38***	1			
Sbv	-0.17	0.68***	0.13	1		
Tmoy	-0.52***	-0.06	-0.07	0.07	1	
Tamp	0.448	0.13	0.09	-0.06	<b>-0.81***</b>	1

<0.001\*\*\*<0.01\*\*<0.05\*

Parallèlement, les lacs ont été décrits par deux variables de pressions. Le pourcentage d'occupation non naturelle du sol extrait de Corine Land Cover (<http://www.eea.europa.eu>) représente un proxy des apports de nutriments et de la dégradation générale des systèmes; la concentration en phosphore total (en µg/l) dans l'eau calculée à partir d'une moyenne d'au moins quatre mesures dans l'année, représente le niveau d'eutrophisation.

L'altération de l'hydromorphologie est estimée en pourcentage de linéaire dégradé par application du protocole LHS ou par expertise, sur 59 lacs.

Les valeurs moyennes et les gammes de variation de chacune de ces pressions sont données dans le tableau suivant. **Précisons que tous les lacs étudiés ne subissent pas de pression de type acidification.**

**Tableau 4. Caractéristiques des pressions ou forces motrices subies par les lacs considérés dans cette analyse**

Pression (force motrice)	Unité	Moyenne	Gamme de variation
Occupation non naturelle du sol sur le bassin versant	% surface	21.26	0 - 94
Concentration en phosphore total de l'eau	µg/L	32.05	1 – 330
Linéaire de berge modifié	%	23.41	0 - 100

### 2.1.2. L'ichtyofaune

Tous les plans d'eau de l'étude ont été échantillonnés entre 2003 et 2010. Les données de pêche ont été obtenues en application du protocole normalisé (C.E.N., 2005). Ce protocole repose sur une prospection systématique de différentes strates de profondeurs avec des filets maillants multi-maillages en nylon monofilament. Les filets benthiques de 1.5m de haut et 30m de long sont constitués de 12 panneaux de 2.5m de longueur de nappes de tailles de mailles différentes (5, 6.25, 8, 10, 12.5, 15.5, 19.5, 24, 29, 35, 43 et 55mm nœud à nœud). Dans les lacs de profondeur maximale supérieure à 6m, des filets pélagiques de 6m de hauteur et de 27.5m de long sont utilisés pour prospecter la zone de plus grande profondeur. Les dimensions de maille de ces filets sont identiques à celle des filets benthiques à l'exception de la maille de 5mm qui n'est pas présente. L'effort d'échantillonnage augmente avec la surface du lac et sa profondeur. Les filets sont posés le soir et relevés le lendemain matin. Le temps de pose est d'environ 12h mais l'heure de pose et de relève a été notée ce qui permet d'estimer le temps réel de pêche de chaque filet pour le calcul des efforts de pêche.

La plupart des échantillonnages ont été réalisés en été ou au début de l'automne lorsque la température de l'eau est supérieure à 15°C. Quelques données issues de pêches de printemps ou de tout début d'été ont aussi été incluses.

**Seules les captures des filets benthiques ont été considérées dans ces analyses.** Cette option a été prise pour ne pas éliminer trop de données (échantillon correspondant à un lac) sur lesquels l'effort n'était pas conforme aux prescriptions de la norme. Les espèces capturées dans l'ensemble des lacs étudiés sont listées dans le tableau donné en annexe 1.

Tous les poissons capturés ont été identifiés, pesés et mesurés. A partir de ces informations, 6 métriques décrivant globalement la communauté et sa diversité ont été calculées :

- la richesse spécifique
- le nombre et la biomasse d'individu capturé par unité d'effort exprimée en m<sup>2</sup>.h (CPUE et BPUE).
- les indices de diversité de Shannon (Shannon et al., 1949) et de Simpson (Simpson, 1949),
- l'indice d'équitabilité (Pielou, 1969)

La biomasse moyenne des individus (biomasse totale/captures totales) a été calculée pour approcher la structure en tailles/âges des communautés

A partir de la taxonomie, 5 caractéristiques des communautés ont été mesurées :

- les rapports Cyprinidés/Percidés
- le rapport Gardon/Perche

- les abondances de Cyprinidés, Percidés et Salmonidés.  
Chacune de ces caractéristiques a été exprimée en effectifs, en biomasses, en proportion numérique et pondérale ou en nombre d'espèces (sauf pour Gardon/Perche ou ce dernier calcul n'a pas de sens) pour donner 24 métriques.

Douze traits ont été définis pour l'ensemble des espèces.

Pour le régime alimentaire, les espèces ont été classées en omnivores (OMNI), planctivores (PLAN), piscivores (PISC), invertivores (INV) et carnivores (INV/PISC) suivant la même définition que dans le programme FAME pour la construction de l'indice poisson adapté aux cours d'eau (<http://fame.boku.ac.at/>).

Pour ce qui est de l'habitat de reproduction, trois traits ont été considérés : les espèces lithophiles nécessitant des substrats minéralisés pour se reproduire (LITH), les espèces phytophiles nécessitant des substrats végétalisés pour se reproduire (PHYT) et les espèces litho-phytophiles (LIPH) qui pondent sur du matériel immergé pouvant être végétal ou minéral.

La classification des espèces dans ces guildes trophique et de reproduction a été faite par les experts nationaux participant à l'intercalibration des méthodes européennes et ayant fournis les données. D'autres traits attribués à certaines espèces (ariadnophiles, ostracophiles et pelagophiles) n'ont pas été utilisés pour le calcul de métriques car ces traits sont partagés par peu d'espèces, et/ou des espèces d'occurrence faible.

La tolérance des espèces a été définie par leur degré de sensibilité à tout impact dû aux altérations du régime hydrologique, du flux des nutriments, de la structure de l'habitat et de la chimie de l'eau (Pont et al., 2007). Cette classification des espèces en tolérantes (TOL) et intolérantes (INTOL) résulte de la base FIDES issue du projet FAME (<http://www.eugris.info/DisplayResource.asp?ResourceID=4094>)

Une classification a aussi été faite entre les espèces qui s'alimentent en zone benthiques (BENT) et celles plutôt inféodées à la colonne d'eau qui ne prospectent pas le fond pour s'alimenter (COLE) (Pont et al., 2007). Ces traits sont également issus de la base FIDES.

A partir de chaque trait, six métriques ont été calculées :

- le nombre d'espèces partageant un trait (Sp\_trait) ;
- le pourcentage d'espèces partageant un trait (%Sp\_trait) ;
- le nombre d'individus partageant un trait capturés par unité d'effort (Nb\_trait) ;
- le pourcentage d'individus partageant un trait (% Nb\_trait) ;
- la biomasse des individus partageant un trait capturés par unité d'effort (B\_trait) ;
- le pourcentage de biomasse des individus partageant un trait (% B\_trait).

Il a été décidé de ne pas inclure les espèces non identifiées dans le calcul des métriques fonctionnelles (*Abramis sp.*, *Coregonus sp.*, *Cottus sp.*, *Mugilidae unknown*, *Cyprinidae unknown*, car les traits peuvent différer d'une espèce à l'autre. Pour les deux espèces *Liza aurata* and *Liza ramada*, ces métriques n'ont pas été calculées car il ne s'agit pas d'espèces d'eau douce. Elles ont été conservées dans le calcul des richesses spécifiques et autres métriques.

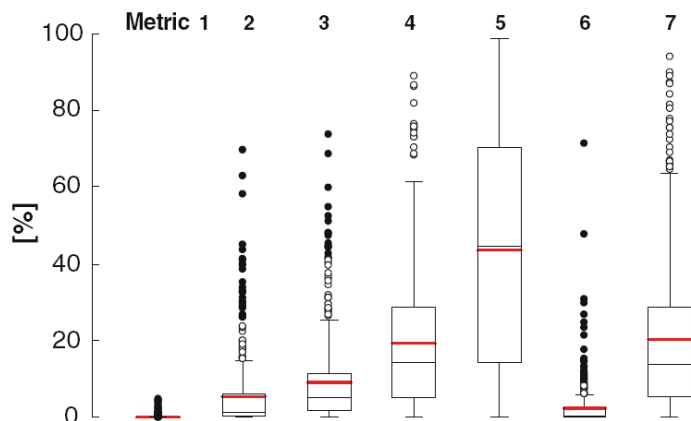
### 2.1.3. Sélection des métriques candidates

#### 2.1.3.1. Prise en compte de la représentativité de la métrique et de la distribution de ses valeurs

Les métriques basées sur un trait fonctionnel partagé par moins de trois espèces ont été éliminées.

Dans un deuxième temps, les métriques restantes ont été sélectionnées par analyse de la distribution des valeurs prises par ces métriques sur les sites étudiés (Hering et al., 2006).

Ainsi, les métriques dont la distribution des valeurs est trop faible ou celles qui présentent de nombreuses valeurs extrêmes seront exclues.



**Figure 2. Exemple de métriques dont la distribution est mal adaptée (1-3, 6) ou adaptée (4-5, 7) à l'inclusion dans un indice (d'après Hering et co-auteurs (2006)).**

### 2.1.3.2. Approche statistique

#### a) Modélisation des métriques

Dans un premier temps, la distribution de chaque métrique (N=445) a été testée à l'aide du test de normalité de Shapiro Wilks. Suite au test de normalité, afin de remplir les conditions d'utilisation des modèles linéaires (normalité, linéarité), les métriques ont été transformées au moyen d'opérateurs mathématiques classiques. Les comptages (nombre d'individus, nombre d'espèces) ainsi que les biomasses ont été transformés par la fonction logarithme ; les proportions ont été transformées par la combinaison des fonctions arcsinus et racine carré alors que les indices de diversité ont été conservés bruts. De la même manière, les variables explicatives ont elles aussi été transformées. La profondeur maximale, la surface du lac ainsi que celle du bassin versant ont été transformées par la fonction logarithme. Les pourcentages d'occupation du sol et le taux de modification des berges ont été transformés par des fonctions arcsinus et racine carré.

Dans un second temps, le jeu de données total (N=445) a été subdivisé en deux sous jeux de données : (i) Le premier jeu, dit jeu d'apprentissage, est une sélection aléatoire de 2/3 des enregistrements du jeu de données global et concerne 300 lacs ; (ii) le second jeu, dit jeu de validation, rassemble les données collectées sur les 145 lacs restant.

A partir du jeu d'apprentissage, chacune des métriques a été modélisée à l'aide d'une régression multi-linéaire (MLR) ayant pour variables explicatives les paramètres environnementaux ainsi que les pressions considérées. Une procédure de sélection pas à pas basée sur le critère d'Akaike (AIC) a été mise en place afin d'éviter tout sur-ajustement du modèle (déséquilibre entre le nombre de paramètres explicatifs et le nombre de données d'apprentissage) de sorte à sélectionner le « meilleur modèle ».

Le modèle obtenu à l'issue de la procédure de sélection pas à pas est ensuite appliqué au jeu de données de validation pour prédire la métrique concernée. Par confrontation (mesure de corrélation) des valeurs prédites aux valeurs observées sur ce même jeu de validation, la qualité prédictive du modèle a été estimée (procédure de cross-validation).

Les modèles ont été considérés comme valides lorsqu'ils remplissaient les critères suivant : (i) Le  $R^2$  du modèle lors de la phase d'apprentissage est supérieur à 0.3 ; (ii) la distribution des résidus est normale (graphe de comparaison de quantiles) et le modèle ne présente pas ou peu d'effet levier (graphe d'effet levier) ; (iii) au moins une des forces motrices est présente dans le modèle et son coefficient est significativement différent de 0 ; (iv) lors de la validation du modèle la corrélation entre les valeurs prédites et observées de la métrique considérée est significative et supérieure 0.7 (coefficient de corrélation de Spearman).

Lorsque cela fut nécessaire, la contribution de chaque variable explicative dans la variance totale expliquée par le modèle a été testée grâce à un partitionnement hiérarchique de la variance (Chevan et al., 1991).

#### b) Mesure des écarts à la référence : approche de type hindcasting

Pour les métriques retenues par modélisation, les valeurs de références ont été extrapolées pour l'ensemble des lacs par mise en œuvre d'une approche de type Hindcasting (Kilgour et al., 2006; Baker et al., 2005). Cette dernière consiste dans à utiliser un jeu de données dans lequel les pressions sont fixées artificiellement à une valeur unique pour tous les lacs, celle-ci équivalant à une absence de pression. Les modèles validés sont appliqués à ce jeu de données, permettant ainsi de prédire les valeurs de métriques en l'absence de pression. Ces valeurs peuvent être considérées comme valeurs de référence.

Pour un lac donné, la différence entre la valeur observée en présence de pressions anthropiques et la valeur prédite dans la situation supposée d'absence de pression permet d'évaluer l'écart à la situation de référence.

Les déviations ont été calculées pour chaque site et pour l'ensemble des métriques ayant passé les filtres de sélection. Elles ont ensuite été standardisées sur une échelle commune comprise entre 0 (la plus mauvaise valeur) et 1 suivant les préconisation de Hering et ses collaborateurs (Hering et al., 2006).

Pour les métriques dont les valeurs diminuent lorsque l'intensité de la pression augmente, l'EQR (ecological quality ratio) a été calculé de la manière suivante:

$$EQR = \frac{(\text{métrique observée} - \text{métrique prédite}) - \min(\text{métrique observée} - \text{métrique prédite})}{\max(\text{métrique observée} - \text{métrique prédite}) - \min(\text{métrique observée} - \text{métrique prédite})}$$

Pour les métriques qui augmentent avec l'augmentation de la pression, l'EQR est calculé à partir de la formule suivante :

$$EQR = 1 - \frac{(\text{métrique observée} - \text{métrique prédite}) - \min(\text{métrique observée} - \text{métrique prédite})}{\max(\text{métrique observée} - \text{métrique prédite}) - \min(\text{métrique observée} - \text{métrique prédite})}$$

La relation entre les EQR et les valeurs des pressions ont ensuite été analysées par un test de Pearson. Pour être retenue, la corrélation doit être au moins égale à 0.5 (Pearson) et cette relation doit être significative.

#### 2.1.3.3. Prise en compte du sens de variation de la métrique

Enfin, avant de construire l'indice à partir des métriques retenues, une ultime étape de sélection consiste à vérifier que la réponse de la métrique à la pression est bien conforme à ce qui est attendu (écologiquement interprétable). Les tendances attendues ont été définies à partir de nos connaissances du fonctionnement des systèmes et des exigences des espèces vis-à-vis de leur environnement. Pour estimer les tendances observées nous avons confronté les déviations (métrique observées – métrique prédite) au gradient de pression. Les métriques pour lesquelles la déviation augmente avec la pression (valeurs de plus en plus positives) ont une tendance positive sur le gradient de pression. A l'inverse les métriques pour lesquelles la déviation diminue (valeurs de plus en plus négatives) avec la pression, ont une tendance négative sur le gradient de pression. Lorsque la tendance observée correspond à celle attendue, les métriques sont retenues pour participer à la construction de l'indice.

#### 2.1.4. Construction de l'indice

Après transformation des métriques en EQR, l'indice a été calculé par simple moyenne des valeurs de chacune des métriques retenues à l'issue de la sélection décrite ci-dessus. Cette méthode de calcul simple nous a permis de maintenir les valeurs de l'indice entre 0 (plus mauvaise qualité) et 1 (meilleure qualité). La méthode utilisée pour définir les limites de classes est donnée dans la partie résultats.

## 2.2. Résultats

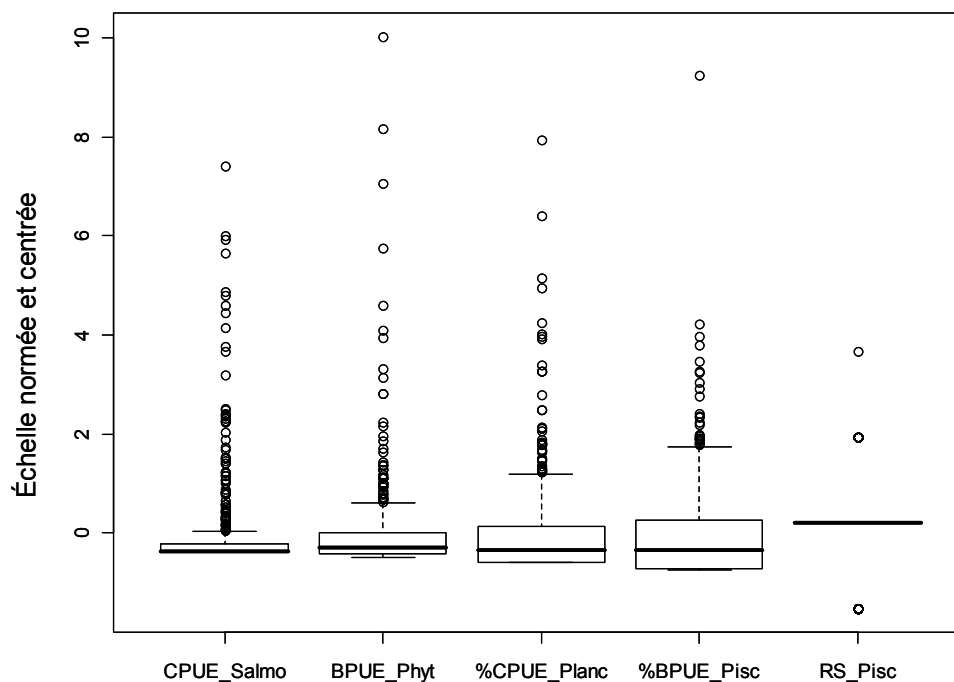
### 2.2.1. Pré sélection des métriques candidates

Sur notre jeu de données, les trois métriques de richesse spécifique basées sur les traits de reproduction ont été éliminées car elles étaient dans la plupart des cas basées sur une seule espèce.

Les critères de distribution, i.e. gamme de variation limitée, quantité importante d'outliers et de valeurs extrêmes (Hering et al., 2006) ont conduits à éliminer 42 métriques listées dans le tableau suivant.<sup>1</sup>

**Tableau 5. Métriques dont la distribution ne suit pas les critères définis par Hering et al. (2006)**

CPUE	BPUE	%CPUE	% BPUE	RS
Salmonidae	Salmonidés	Salmonidae	Salmonidae	
Cyprinidae				
Percidae				
Cyprinidae/Percidae	Cyprinidae/Percidae			
Gardons/Perches	Gardons/Perches	Gardon/Perches		
Lithophiles stricts	Lithophiles stricts	Lithophiles stricts	Lithophiles stricts	
Phytophiles stricts	Phytophiles stricts	Phytophiles stricts		
Phyto-Lithophiles	Phyto-Lythophiles	Phyto-Lithophiles	Phyto-Lithophiles	
Invertivores	Invertivores	Invertivores	Invertivores	
Planctivores	Planctivores	Planctivores	Planctivores	
Piscivores		Piscivores		Piscivores
Invertivores/Piscivores		Invertivores/Piscivores		
Benthiques	Benthiques			
Colonne d'eau				
Intolérants	Intolérants	Intolérants	Intolérants	



**Figure 3. Exemples de métriques dont les distributions sont incompatibles avec leur inclusion dans un indice multi-métrique. Afin de faciliter la représentation graphique les unités en ordonnées ont été normées et centrées en une échelle unique.**

### 2.2.2. Réponse des métriques aux pressions

A l'issue de cette phase de sélection, 48 métriques ont été testées par modélisation. Il s'agit des deux indices de diversité, de l'indice d'équitabilité et des métriques listées dans le Tableau 6.

<sup>1</sup> Les résultats ne sont pas présentés ici par souci de clarté, mais lorsque cette phase de sélection n'est pas appliquée, les métriques éliminées à cette étape de la procédure ne passent pas l'étape suivante de modélisation.

**Tableau 6. Liste des métriques candidates à la construction de l'indice européen**

BPUE	CPUE	%BPUE	% CPUE	RS
Globale	Globale			Totale
				Salmonidae
Cyprinidae		Cyprinidae	Cyprinidae	Cyprinidae
Percidae		Percidae	Percidae	Percidae
		Cyprinidae/Percidae	Cyprinidae/Percidae	Cyprinidae/Percidae
		Gardon/Perches		
				Lithophiles stricts
		Phytophiles stricts		Phytophiles stricts
				Phyto-Lithophiles
Omnivores	Omnivores	Omnivores	Omnivores	Omnivores
		Planctivores		Planctivores
Piscivores		Piscivores		
				Invertivores
Invertivores/Piscivores				Invertivores/Piscivores
		Benthique	Benthique	Benthique
Colonne d'eau		Colonne d'eau	Colonne d'eau	Colonne d'eau
Tolérant	Tolérants	Tolérants	Tolérants	Tolérants
				Intolérants

Ces 48 métriques ont donc été modélisées à partir des variables environnementales et des variables de pressions.

Sur le jeu de données complet, 33 métriques répondent au critère du  $R^2 > 0.3$ . Néanmoins, lors de la validation du modèle, la corrélation entre les valeurs prédites et observées n'est supérieure 0.7 (coefficient de corrélation de Spearman) que pour trois métriques : BPUE, CPUE et Nb\_OMNI (nombre d'individus omnivores par unité d'effort de pêche).

Ces 3 métriques sont significativement corrélées à l'occupation non naturelle du sol (respectivement - 0.44, -0.40 et -0.40) et aux concentrations en phosphore total (-0.3, -0.43. et - 0.43 respectivement). Elles répondent de manière cohérente à la pression.

Sur le jeu de données de 56 lacs, la variable de pression hydromorphologique (considérée seule ou en combinaison avec les variables liées à l'eutrophisation), n'est incluse dans aucun modèle prédictif des métriques.

#### 2.2.2.1. Métrique CPUE

Le modèle explique 55% de la variabilité de la métrique ( $R^2$  ajusté). Les coefficients de régression obtenus pour les variables environnementales naturelles et de pressions conservées dans le modèle sont donnés dans le tableau suivant. La valeur t du test et sa significativité nous indique si la variable retenue a une capacité statistiquement significative à prédire les autres variables.

Notons que l'occupation non naturelle du sol contribue davantage à expliquer la variabilité de la métrique CPUE que ne le fait la variable Ptot.



Tableau 7. Résultats de la régression linéaire multiple sur la métrique CPUE (valeurs du coefficient de l'équation du modèle, de la statistique t et de sa significativité)

	Coefficients	t value	Significativité
Intercept	-6.129	-11.239	***
Pmax <sup>2</sup>	-0.460	-7.699	***
SI	0.193	2.720	**
Alt	-0.003	-4.853	***
Alt <sup>2</sup>	2.77E-06	4.125	***
Tmoy <sup>2</sup>	0.003	1.922	.
Tamp	0.296	5.566	***
Tamp <sup>2</sup>	-0.005	-3.983	***
CLCnn	1.469	3.639	***
CLCnn <sup>2</sup>	-0.542	-1.553	
Ptot2	0.019	2.325	*
<i>Niveau de significativité: . 0.1, *0.05, ** 0.01, *** 0.001</i>			

La normalité des résidus semble acceptable (test de Shapiro-Wilk  $p > 0.05$ ). De plus, la procédure de validation montre de bons résultats puisque le coefficient de corrélation entre les valeurs prédites et les valeurs observées est égal à 0.78.

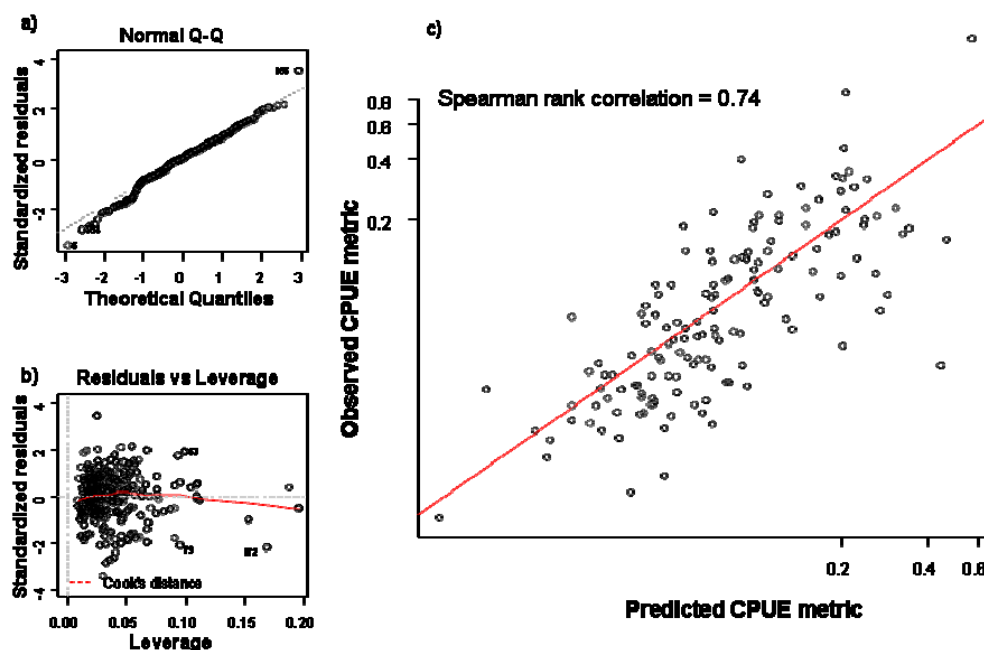


Figure 4. Diagnostic du modèle construit avec la métrique CPUE a) : graphique quantile-quantile (résidus vs effet levier), b) confrontation des résidus aux prédictions et c) relation valeurs prédites et valeurs observées

Le coefficient de corrélation obtenu entre la métrique CPUE transformée en EQR et le pourcentage d'occupation non naturelle du sol est de -0.40. Cependant la dispersion des points reste élevée.

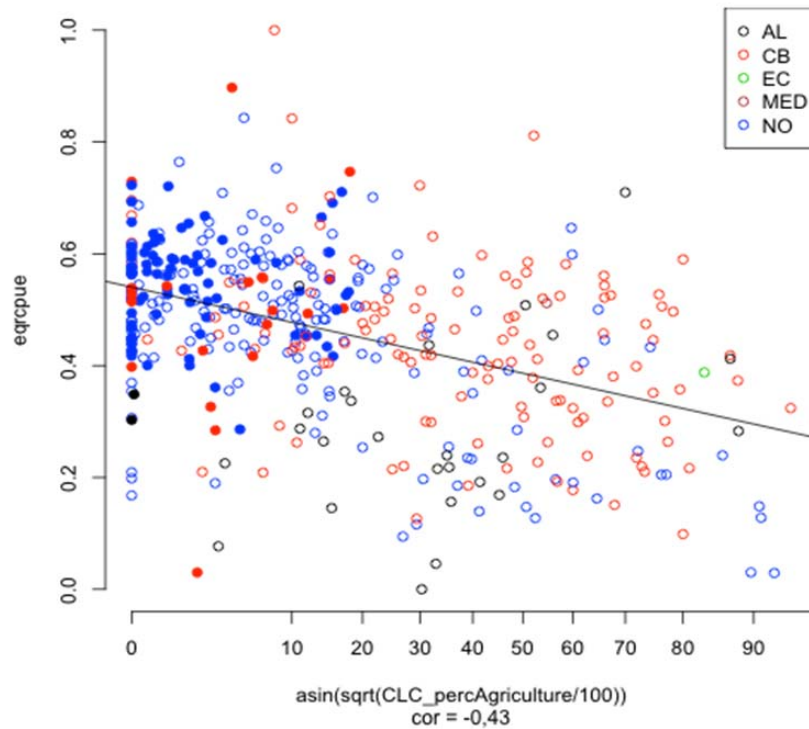


Figure 5. Relation entre l'EQR de la métrique CPUE et le pourcentage d'occupation non naturelle du sol

#### 2.2.2.2. Métrique BPUE

Les résultats de la régression linéaire sont présentés dans le tableau suivant. Les deux variables utilisées pour traduire le niveau d'eutrophisation contribue de manière très significative à expliquer la variabilité de la métrique BPUE.

Tableau 8. Résultats de la régression linéaire multiple sur la métrique BPUE (valeurs du coefficient de l'équation du modèle, de la statistique t et de sa significativité)

	Coefficients	t value	Significativité
Intercept	0.213	0.443	
Pmax <sup>2</sup>	-0.361	-6.903	***
Sl	0.270	3.357	***
Sbv	-0.113	-1.836	.
Alt <sup>2</sup>	2.21E-07	1.451	
Tmoy	-0.081	-1.543	
Tmoy <sup>2</sup>	0.006	1.988	*
Tamp	0.108	2.097	*
Tamp <sup>2</sup>	-0.003	-1.922	.
CLCnn	0.576	4.434	***
Ptot <sup>2</sup>	0.041	6.413	***
<b>Niveau de significativité: . 0.1, *0.05, ** 0.01, *** 0.001</b>			

Le modèle explique 48% de la variabilité de la métrique. Il est moins bon que celui obtenu pour la métrique CPUE mais reste acceptable (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.a**). De plus, la procédure de validation montre de bon résultats ; la corrélation obtenue entre valeurs prédites et valeurs observées est de 0.74 (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.c**)

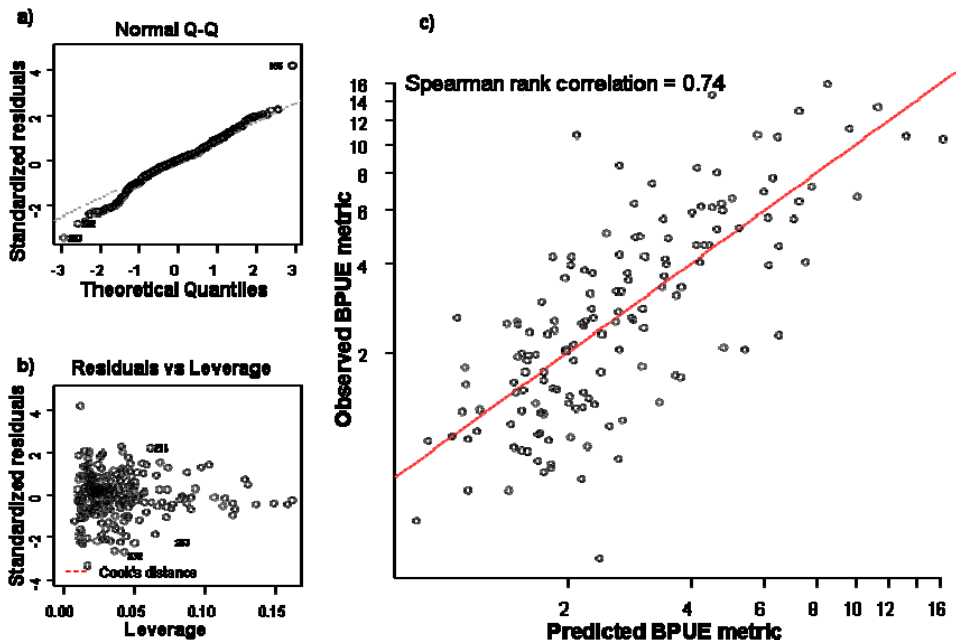


Figure 6. Diagnostic du modèle construit avec la métrique BPUE a) : graphique quantile-quantile (résidus vs effet levier), b) confrontation des résidus aux prédictions et c) relations valeurs prédites et valeurs observées

On observe une corrélation de -0.44 entre la métrique BPUE transformée en EQR et le pourcentage d'occupation non naturelle du sol. Là encore, la dispersion des points est élevée.

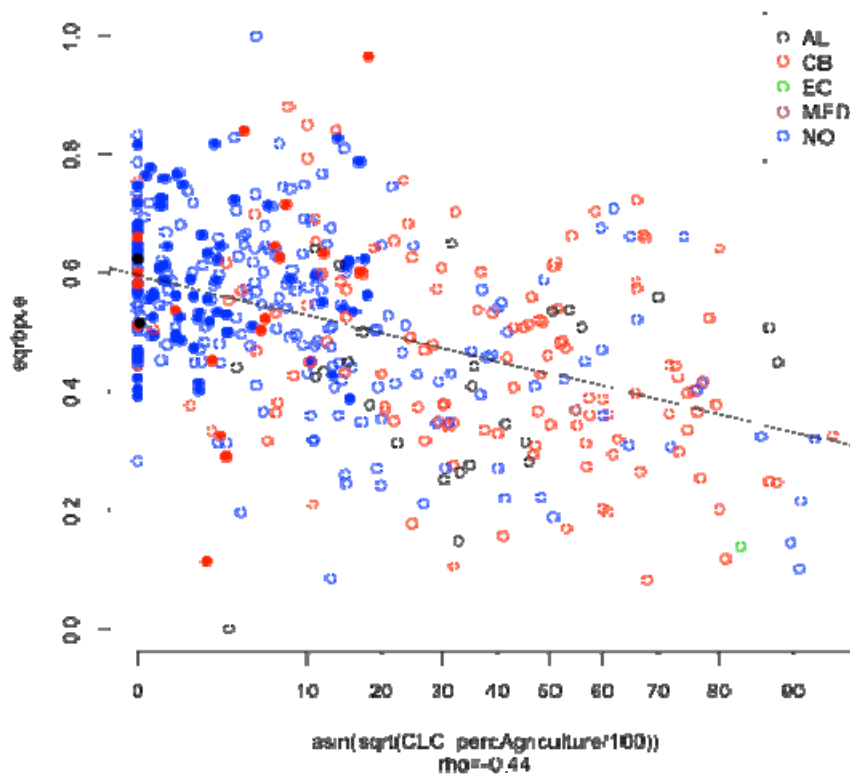


Figure 7. Relation entre l'EQR de la métrique CPUE et le pourcentage d'occupation non naturelle du sol

### 2.2.2.3. Métrique Nb\_OMNI

Les variables retenues par le modèle pour expliquer la variabilité de la métrique OMNI sont listées ci-dessous (Tableau 9). Les deux variables de pressions liées à l'eutrophisation rentrent dans le modèle qui explique 54% de la variabilité.

**Tableau 9. Résultats de la régression linéaire multiple sur la métrique OMNI (valeurs du coefficient de l'équation du modèle, de la statistique t et de sa significativité)**

	Coefficients	t value	Significativité
Intercept	-2.189	-3.119	**
Pmax <sup>2</sup>	-0.504	-6.380	***
SI	0.135	1.435	
Alt	-0.003	-4.125	***
Alt <sup>2</sup>	2.89E-06	3.770	***
Tmoy	0.100	2.755	**
Tamp	0.325	4.799	***
Tamp <sup>2</sup>	-0.005	-2.769	**
CLCnn	1.990	3.851	***
CLCnn <sup>2</sup>	-1.282	-2.973	**
Ptot <sup>2</sup>	0.049	4.983	***
<b>Niveau de significativité: . 0.1, *0.05, ** 0.01, *** 0.001</b>			

La normalité des résidus est validée (test shapiro-wilk,  $p > 0.05$  ;

Figure 8a et b). Les valeurs prédites et les valeurs observées sont également correctement corrélées (0.78).

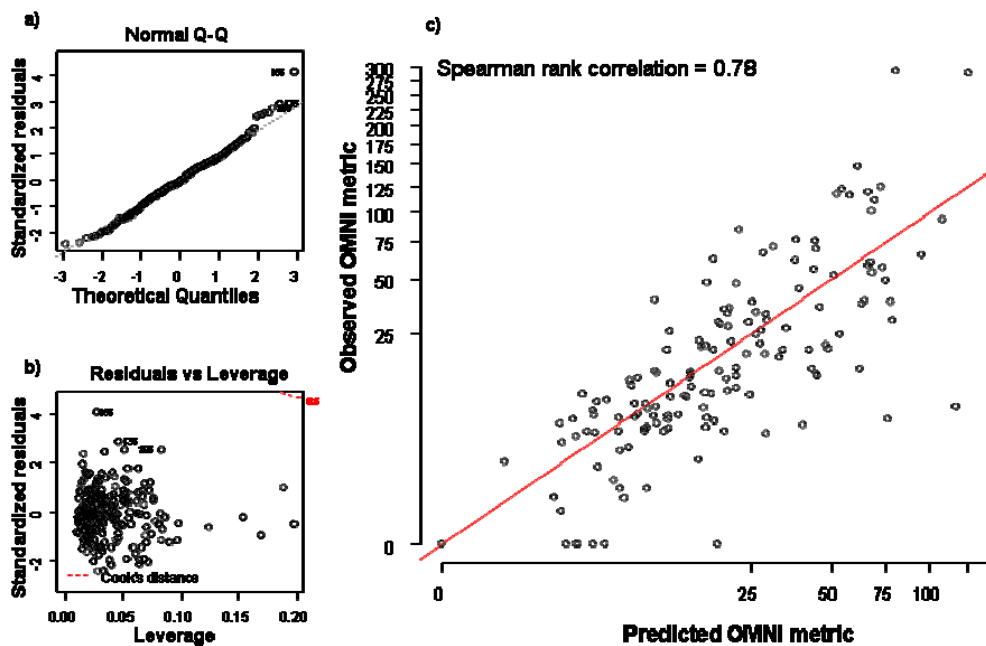


Figure 8. Diagnostic du modèle construit avec la métrique OMNI a) : graphique quantile-quantile (résidus vs effet levier), b) confrontation des résidus aux prédictions et c) relations valeurs prédites et valeurs observées

La corrélation de cette métrique avec l'occupation non naturelle du sol est de -0.40 (coefficient de Pearson). Néanmoins la distribution des valeurs n'est pas optimale car quelques lacs avec une occupation non naturelle du sol relativement importante ont un EQR relativement bas.

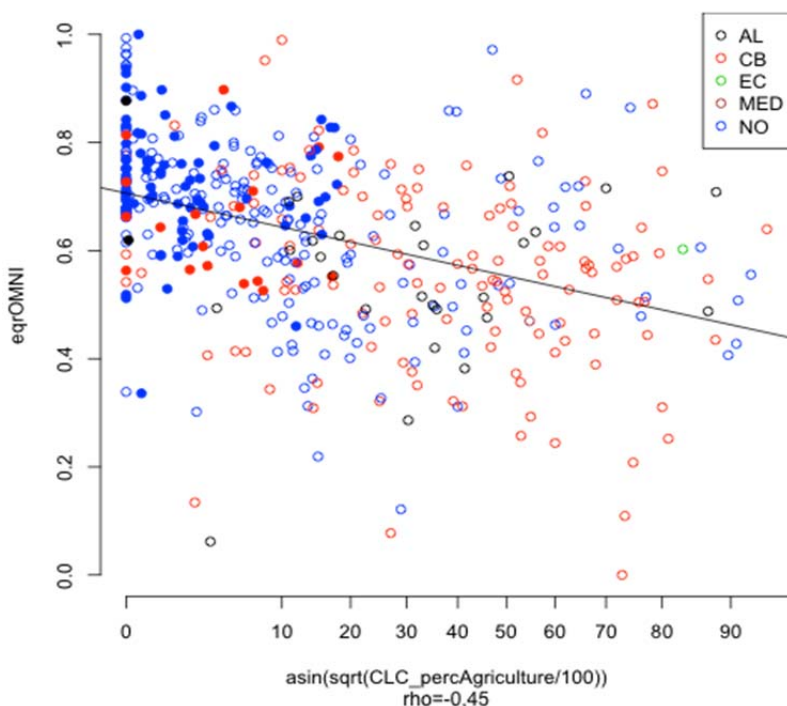


Figure 9. Relation entre l'EQR de la métrique Nb\_OMNI et le pourcentage d'occupation non naturelle du sol

### 2.2.3. Développement de l'indice

L'option prise consiste à calculer une moyenne des métriques sélectionnées. D'autre part, pour répondre aux conditions normatives, l'indice doit comprendre au moins une métrique de composition de l'ichtyofaune et une métrique relative à l'abondance. Ainsi, trois combinaisons de métriques (moyennes) ont été calculées : CPUE et Nb\_OMNI, BPUE et Nb\_OMNI, CPUE, BPUE

et Nb\_OMNI. Les relations obtenues entre ces indices multi métriques et le pourcentage d'occupation non naturelle du sol sur le bassin versant sont présentées dans la Figure 10. Les coefficients de corrélations sont de  $-0.48$  pour les indices constitués de deux métriques. Il est de  $-0.5$  pour l'indice associant les deux métriques d'abondance à la métrique de composition. La distribution des points est comparable pour les trois régressions.

C'est donc l'indice constitué des 3 métriques qui est conservé.

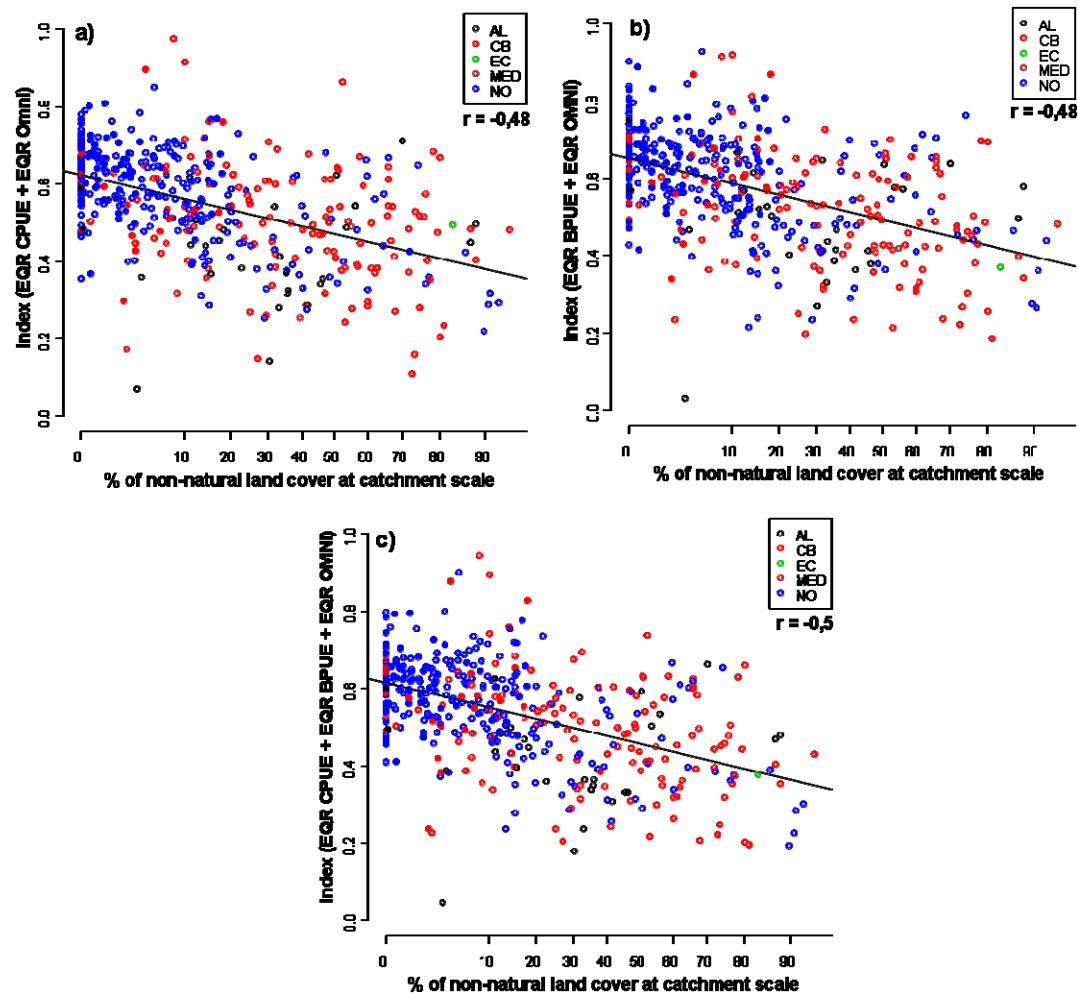


Figure 10. Réponse des différentes combinaisons de métriques au pourcentage d'occupation non naturelle du sol : a) CPUE+Nb\_OMNI, b) BPUE+Nb\_OMNI et c) BPUE+CPUE+Nb\_OMNI

#### 2.2.4. Définition des limites de classes

Différentes approches peuvent être utilisées pour fixer les limites de classes de l'indice. Deux scénarios ont été testés dans le cadre du projet WISER, l'un consistant à fixer la limite très bon/bon puis à diviser la partie restante en 4 parties égales, l'autre consistant à diviser la gamme de variation de l'indice en 5 parties égales. Nous ne présenterons ici que l'option retenue basée sur le choix de la limite très bon/bon puis la constitution de quatre classes d'égale distance.

Cette option nécessite soit une connaissance experte de ce que doivent être les caractéristiques de communautés en très bon état, soit l'utilisation de valeurs de métriques (et donc d'indices) calculées sur des sites pas ou peu perturbés. La première option n'étant pas réaliste à une aussi large échelle spatiale, c'est la deuxième option qui a été développée.

A partir d'échanges avec les experts nationaux, une liste de lacs relativement peu impactés a été établie sur la base des critères listés dans le

Tableau 10.

**Tableau 10. Critères utilisés pour définir les plans d'eau pas ou peu impactés pouvant être considérés en très bon état.**

	Critères	Limites
Eutrophisation	% occupation naturelle du sol sur le BV	>80% (seuil de rejet* : 70%)
	Densité de population	10 hab.km <sup>-2</sup> (seuil de rejet* : 30hab/km <sup>2</sup> )
	Ptot (µg/l)	20 (seuil de rejet* : 50µg/l)
Hydromorphologie	Barrage amont	Absence
	Perte de connectivité aval	Absence
	Variation de niveaux d'eau	Pas significatif
	Modification des rives	<10% de linéaire de berges modifiées
Activités sur le lac	Rejets urbains et industriels	Absence
	Alevinage	Absence
	Manipulations biologiques ou chimiques	Absence
	Activité de pêche	Pas significative
	Autres activités	Pas significatives

\* ces seuils de rejets ont été fixés afin de ne pas exclure trop de lacs sur lesquels des données étaient manquantes. Si deux des trois critères de pressions liées à l'eutrophisation ont une valeur inférieure à la limite des conditions de référence, alors une valeur inférieure au seuil de rejet peut être acceptée pour le troisième.

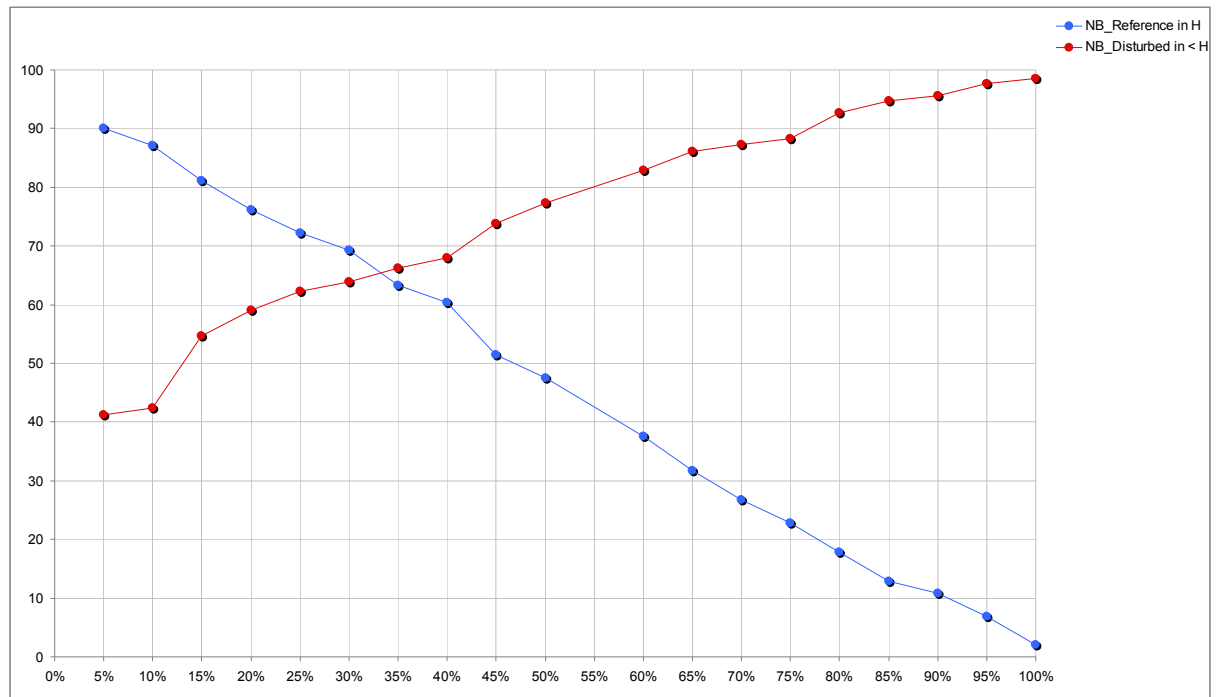
#### *Définition de la limite TB/B*

Une des méthodes décrite par Hering (Hering et al., 2006), consiste à considérer un percentile précis des valeurs de l'Indice pour les sites de référence en tant que limite TB/B. Plusieurs percentiles ont été testées (tableau 11) au moyen d'un graphe représentant le pourcentage de lacs de référence se trouvant dans la classe High et le pourcentage de lacs perturbés dans les autres classes, le tout, en fonction du percentile choisi (figure 11). A partir de ce graphe il est donc possible de choisir un seuil TB/B (percentile) permettant d'optimiser le nombre de lacs de références classés en Très bon d'une part et le nombre de lacs perturbés classés en dehors de la classe d'état Très bon d'autre part.

**Tableau 11. Valeur de la limite de l'état Très bon/Bon en fonction du percentile de la distribution des valeurs de l'indice sur les sites de référence**

Percentiles	5%	10%	15%	20%	25%	30%	35%	40%	45%	50%
Valeurs de l'Indice (lacs de référence)	0.49	0.50	0.54	0.55	<b>0.57</b>	0.58	0.59	0.59	0.61	0.62

A partir de la figure 11, il apparaît que la meilleure combinaison (point de convergence des deux courbes) entre le nombre de lacs de référence classés dans la classe Très bon et le nombre de lacs perturbés classés en dehors de cette classe Très bon semble se situer entre les percentiles 30 et 35%. En d'autres termes, ce seuil indique que plus de 30% des lacs de références ne sont pas classés dans la classe Très bon, ce qui représente une proportion assez importante. A contrario, si le percentile considéré est inférieur à 20%, alors plus de la moitié des lacs perturbés se trouve classée en Très bon (figure 11). Ainsi, le meilleur compromis pour définir la limite TB/B est le percentile 25%, ce dernier permettant de classer moins de 40% des lacs perturbés dans la classe High tout en conservant 75% des lacs de référence dans cette même classe.



**Figure 11** Graphique représentant le pourcentage de lacs de référence dans la classe High (bleu) et le pourcentage de lacs perturbés dans les quatre autres classes (rouge) en fonction des percentiles.

#### Définition des autres limites

Si l'on accepte la valeur de 0.57 en limite de classes d'état Très bon/bon et que l'on divise la gamme de valeur restante en 4 parties égales, on obtient les limites de classes données dans le tableau suivant (Tableau 12).

**Tableau 12.** Valeur des limites de classes de l'indice et représentativité de chaque classe

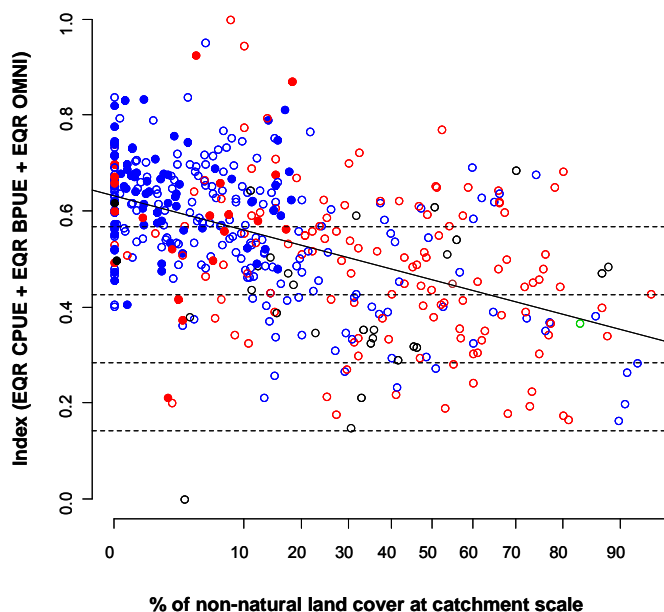
	Valeur des limites de classes de l'indice	Nombre de lacs	% de lac
<b>Très bon</b>	> 0.57	203	45.62
<b>Bon</b>	0.43 - 0.57	144	32.36
<b>Moyen</b>	0.28 - 0.43	77	17.30
<b>Médiocre</b>	0.14 - 0.28	20	4.49
<b>Mauvais</b>	< 0.14	1	0.22

La distribution des valeurs de l'indice au sein de ces classes est illustrée ci-dessous.



$$r = -0.5 \text{ (Pvalue} < 0.001)$$

$$\text{Index} = -0.2235 * (\arcsin(\sqrt{\% \text{ of non-natural land cover}})) + 0.6323$$



**Figure 12. Relation entre le pourcentage de sol non-naturel et l'indice composé des trois métriques. Les lignes pointillées horizontales représentent les limites de classes fixées à partir de la limite TB/B (percentile 25%) et par subdivision de l'aire inférieure en quatre classes égales.**

### 2.2.5. Application de la méthode pour la classification des lacs naturels français hors du secteur alpin

Les valeurs de cet indice calculées sur les lacs français sont consignées dans le Tableau 13. Une vérification de la cohérence de ce classement auprès des experts de l'Onema et des Agences reste à faire.

**Tableau 13. Classification des lacs français hors du secteur alpin à partir de l'indice poisson multi-métrique**

Nom du lac	Type d'intercalibration	EQR	Classe d'état
Issarlès_(lac_d'_)	-	0.236	Mauvais
Chambon_(lac_)	-	0.290	Moyen
Cassiere_(lac_de_la_)	-	0.346	Moyen
Aureilhan_(Étang_d'_)	-	0.354	Moyen
Aydat_(lac_d')	-	0.396	Moyen
Pavin_(lac_)	-	0.421	Moyen
Parentis	LCB-3	0.470	Bon
Bordes_(lac_des_)	-	0.496	Bon
Montcineyre_(lac_de_)	-	0.516	Bon
Soustons_(Étang_de_)	-	0.525	Bon
Cazaux_(Étang_de_)	LCB-3	0.526	Bon
Blanc_(Étang_du_)	-	0.559	Bon
Biscarrosse_(petit_Étang_de_)	-	0.578	Très bon
Bouchet_(lac_du_)	-	0.623	Très bon
Bourdouze_(lac_de_)	-	0.638	Très bon
Léon_(Étang_de_)	-	0.643	Très bon
Carcans-Hourtin_(Étang_de_)	LCB-3	0.759	Très bon

### 3. Indice poisson des lacs alpins de moyenne montagne

L'Autriche ayant refusé l'utilisation de ses données dans le cadre du projet WISER, les plans d'eau du secteur alpin ont représenté moins de 5 % des 445 plans d'eau sur lequel l'indice européen décrit précédemment a été développé. Cet indice est donc probablement assez peu adapté à ces systèmes. Cela a été vérifié par une analyse des relations pressions/impacts sur le sous-jeu de données des lacs alpins (résultats non présentés).

Cependant, dans le cadre du travail de l'intercalibration, la mise en commun des données de l'ensemble des pays partageant des plans d'eau alpins de moyenne montagne suggérait la possibilité de développer une approche comparable à celle conduite au niveau européen, à une échelle plus modeste, mais sur des hydrosystèmes plus homogènes d'un point de vue environnemental. C'est dans cette optique que le travail ci-dessous a été conduit.

#### 3.1. Données et méthodes

La méthode appliquée ici est très comparable à celle décrite précédemment sur les lacs naturels européens. Nous ne décrivons donc ici que les particularités de cette étude.

##### 3.1.1. Les lacs

Le développement de l'indice poisson dédiée à l'évaluation de l'état des lacs alpins est basé sur un jeu de données de 32 lacs naturels. Ces plans d'eau sont localisés en Autriche (13), France (14), Italie (3) et Slovénie (2). Ils sont tous rattachés aux types AL3 et AL4 d'intercalibration dont les caractéristiques sont rappelées ci-dessous.

**Tableau 14. Caractéristiques des types d'intercalibration**

	Altitude (m)	Profondeur moyenne (m)	Alcalinité (meq/L)	Surface (km <sup>2</sup> )
L-AL3	50 to 1000	>15	> 1	> 0.5
L-AL4	200 to 1000	3 to 15	> 1	> 0.5

**Tableau 15. Lacs étudiés, localisation et types**

Nom du lac	Pays	Typologie
Wörthersee	Austria	L-AL3
Millstättersee	Austria	L-AL3
Faaker_See	Austria	L-AL4
Wolfgangsee	Austria	L-AL3
Obertrumer_See	Austria	L-AL4
Zeller_See	Austria	L-AL3
Mattsee	Austria	L-AL4
Fuschlsee	Austria	L-AL3
Hintersee	Austria	L-AL3
Altausseeer_See	Austria	L-AL3
Grundlsee	Austria	L-AL3
Toplitzer_See	Austria	L-AL3
Achensee	Austria	L-AL3
Petichet	France	L-AL4
Saint_Point	France	L-AL3
Chaillexon_(lac_de_)	France	L-AL4
Etival_(grand_lac_)	France	L-AL4
Chalain_(lac_de_)	France	L-AL3
Clairvaux_(Grand_lac)	France	L-AL4
Grand_maclu_(lac_du_)	France	L-AL4
Barterand_(lac_de_)	France	L-AL4
Nantua_(lac_de_)	France	L-AL3
Sylans_(lac_de_)	France	L-AL4
Annecy_(lac_d'_)	France	L-AL3
Pierre-châtel_(lac_de_)	France	L-AL4
Entonnoir-bouverans_(l'_)	France	L-AL4
Laffrey_(grand_lac_de_)	France	L-AL3
Alserio	Italy	L-AL4
Candia	Italy	L-AL4
Piano	Italy	L-AL4
Bohinjsko_jezero	Slovenia	L-AL3
Blejsko_jezero	Slovenia	L-AL3

Ces plans d'eau ont été décrits par les mêmes variables environnementales naturelles que dans l'étude conduite au niveau européen à savoir la profondeur maximale, la surface du lac, l'altitude, la surface du bassin versant, la géologie, la température moyenne de l'air et l'amplitude des températures (Tableau 16).

**Tableau 16. Caractéristiques environnementales des lacs étudiés**

Variables environnementales	Min	Max	Mean
Altitude (m)	226.5	929	624.3
Profondeur maximale (m)	7	141	46.47
Surface du lac (km <sup>2</sup> )	0.15	26.5	4.12
Surface du bassin versant (km <sup>2</sup> )	2.16	1033.0	102.2
Température annuelle moyenne (C°)	3.7	12	7.4
Amplitude de températures (C°)	17.2	20.7	18.2
Géologie (cal ou Si)			

Deux variables de pressions ont été considérées : le pourcentage d'occupation non naturelle du sol extrait de Corine Land Cover ([http:// www.eea.europa.eu](http://www.eea.europa.eu)) et la concentration en phosphore total (en µg/l) dans l'eau, moyenne d'au moins quatre mesures annuelles.

**Tableau 17. Caractéristique des pressions ou forces motrices subies par les lacs alpins considérés dans cette analyses**

Pressions (forces motrices)	Unité	Moyenne	Gamme de variation
Occupation non naturelle du sol sur le bassin versant	% surface	26.6	0 - 87
Concentration en phosphore total de l'eau	µg/L	17.27	3 - 60

### 3.1.2. L'ichtyofaune

Tous les plans d'eau ont été échantillonnés entre 2003 et 2010. Les données de pêche ont été obtenues, comme dans l'étude précédente, en application du protocole normalisé (C.E.N., 2005). Ce sont **les poissons capturés dans les filets benthiques qui ont été considérés pour la construction de cet indice**. Les espèces ainsi capturées sont listées dans le Tableau 18.

Ces espèces ont été décrites de la même manière que dans le jeu de données précédent ce qui a permis le calcul des mêmes métriques de composition, diversité et abondances.

**Tableau 18. Liste des espèces recensées dans les 32 lacs, fréquence et abondance relative**

Nom latin	Occurrence	% Occurrence sur 32 campagnes	Substrat de Ponte	Guilde Trophique
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	1	3.1	LITH	INV
<i>Barbus barbus</i>	1	3.1	LITH	INV
<i>Leuciscus leuciscus</i>	1	3.1	LITH	OMNI
<i>Rutilus aula</i>	1	3.1	PHYT	OMNI
<i>Rutilus meidingeri</i>	1	3.1	PHLI	INV
<i>Salvelinus fontinalis</i>	1	3.1	LITH	INV/PISC
<i>Telestes souffia</i>	1	3.1	LITH	INV
<i>Thymallus thymallus</i>	1	3.1	LITH	INV
<i>Ameiurus melas</i>	2	6.3	LITH	OMNI
<i>Micropterus salmoides</i>	2	6.3	ARIAD	PISC
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	2	6.3	LITH	INV/PISC
<i>Rhodeus amarus</i>	2	6.3	OSTR	OMNI
<i>Vimba vimba</i>	2	6.3	LITH	INV
<i>Carassius carassius</i>	3	9.4	PHYT	OMNI
<i>Gobio gobio</i>	3	9.4	PHLI	INV
<i>Barbatula barbatula</i>	4	12.5	PHLI	INV
<i>Alburnus mento</i>	5	15.6	LITH	PLAN
<i>Blicca bjoerkna</i>	5	15.6	PHYT	OMNI
<i>Phoxinus phoxinus</i>	5	15.6	LITH	INV
<i>Silurus glanis</i>	5	15.6	PHYT	PISC
<i>Lepomis gibbosus</i>	6	18.8	LITH	INV
<i>Lota lota</i>	6	18.8	LITH	PISC
<i>Salmo trutta fario</i>	6	18.8	LITH	INV/PISC
<i>Cottus gobio</i>	7	21.9	LITH	INV
<i>Cyprinus carpio</i>	7	21.9	PHYT	OMNI
<i>Alburnus alburnus</i>	8	25.0	PHLI	PLAN
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	9	28.1	PHLI	OMNI
<i>Salmo trutta</i>	9	28.1	LITH	INV/PISC
<i>Salvelinus umbla</i>	9	28.1	LITH	INV/PISC
<i>Sander lucioperca</i>	9	28.1	PHLI	INV/PISC
<i>Abramis brama</i>	11	34.4	PHLI	PLAN
<i>Tinca tinca</i>	17	53.1	PHYT	OMNI
<i>Esox lucius</i>	19	59.4	PHYT	PISC
<i>Squalius cephalus</i>	21	65.6	PHLI	OMNI
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	24	75.0	PHYT	OMNI
<i>Rutilus rutilus</i>	26	81.3	PHLI	OMNI
<i>Perca fluviatilis</i>	32	100.0	PHLI	INV/PISC

La procédure de sélection des métriques a été la même que dans l'exercice précédent à savoir qu'une première sélection a été basée sur la distribution des valeurs prises par les métriques avant la phase de modélisation. L'indice a été construit suivant les mêmes procédures de sélection puis d'agrégation des métriques.

## 3.2. Résultats

### 3.2.1. Sélection des métriques

Après mise en œuvre de toutes les phases de sélection (analyse de la distribution des valeurs prises par les métriques puis modélisation), seulement deux métriques sont retenues :

- le nombre d'individus capturés par unité d'effort de pêche (CPUE)
- Le nombre d'individus Omnivores capturés par unité d'effort de pêche (Nb\_OMNI)

L'association de ces deux métriques permet de remplir les conditions normatives puisque l'une informe sur l'abondance de l'ichtyofaune tandis que l'autre donne une information sur sa composition.

Le modèle retenu pour la métrique CPUE explique 51,5% de la variance (R<sup>2</sup> ajusté). Le modèle retenu pour la métrique Nb\_OMNI explique 74,3% de la variance (Tableau 19). Ces deux métriques sont bien corrélées aux deux indicateurs de pressions utilisés sur ce jeu de données (Tableau 20).

**Tableau 19. Coefficients des modèles pour les variables sélectionnées**

	Coefficient CPUE	Coefficient %OMNI
<b>Intercept</b>	-8.85*	-71.19*
<b>Profondeur maximale<sup>2</sup></b>	-	-3.27
<b>Surface du lac</b>	0.83*	14.53***
<b>Surface du bassin versant<sup>2</sup></b>	-0.23**	-2.04*
<b>Altitude<sup>2</sup></b>	1.70E-06**	1.43E-05**
<b>Température moyenne</b>	-	8.09*
<b>Température moyenne<sup>2</sup></b>	-1.32E-02	-0.76**
<b>Amplitude des températures</b>	0.27	3.39*
<b>Pourcentage d'occupation non naturelle du sol<sup>2</sup></b>	1.71**	18.02**
<b>Phosphore total</b>	0.36*	-
<b>Phosphore total<sup>2</sup></b>	-	1.45***

p < 0.001 \*\*\* 0.01 \*\* 0.05 \*

**Tableau 20. Corrélations entre les métriques et les indicateurs de pression**

Métrique	% occupation non naturelle du sol dans le bassin versant	Phosphore total
CPUE	- 0.6 ***	- 0.76 ***
Nb_OMNI	- 0.72 ***	- 0.81 ***

### 3.2.2. Construction de l'indice

#### 3.2.2.1. Réponse aux pressions

L'indice obtenu en moyennant les deux métriques transformées en EQR est corrélé au pourcentage d'occupation non naturelle du sol (R<sup>2</sup> ajusté = 0,46 ; Pvalue < 0,001) et au Phosphore total dans l'eau (R<sup>2</sup> ajusté = 0,66 ; Pvalue < 0,001).

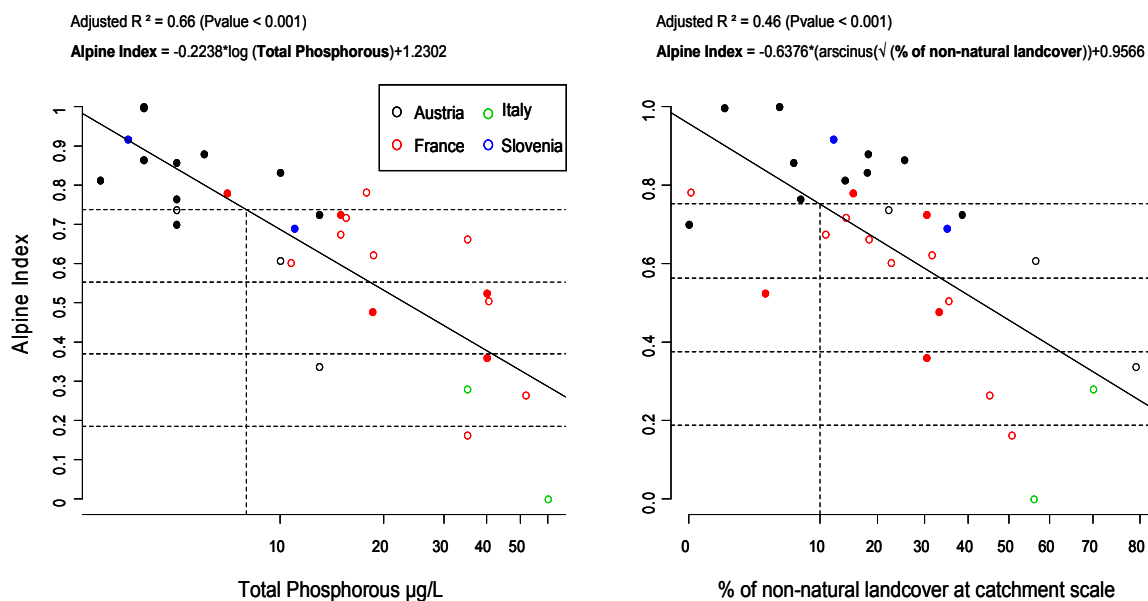


Figure 13. Réponse de l'indice aux variables de pressions

### 3.2.2.2. Définition des limites de classes

Dans cet exercice, la limite de classe TB/B a été définie en projetant les valeurs des pressions définies par le groupe d'inter-étalonnage pour sélectionner les sites de référence<sup>2</sup> sur la droite de régression de la réponse de l'indice aux pressions. Ces valeurs sont de 8 µg/L for the phosphore total<sup>3</sup> et de 10 % pour le pourcentage d'occupation non naturelle du sol sur le bassin versant. Les autres limites ont été définies en divisant l'espace restant en quatre sections égales. Les valeurs de limites de classes ainsi obtenues sont présentées dans le tableau suivant.

Tableau 21. Limite de classes obtenues pour l'indice poisson des lacs alpins.

Classes	Limites
Très bon	[ 1 - 0.75]
Bon	] 0.75 - 0.56]
Moyen	] 0.56 - 0.37]
Médiocre	] 0.37 - 0.18]
Mauvais	] 0.18 - 0]

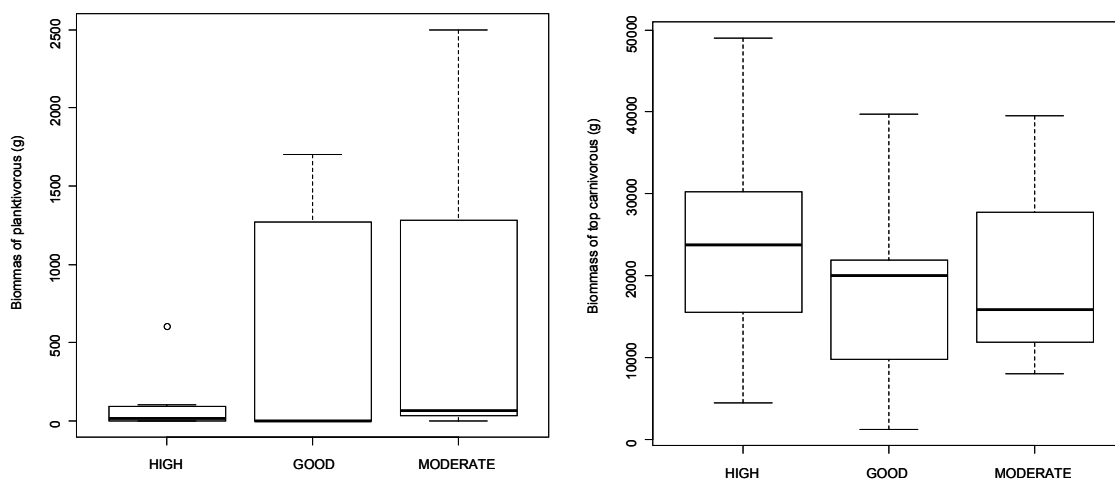
### 3.2.2.3. Validation biologique de la classification

Les communautés des classes Très bon, Bon et Moyen sont biologiquement distinctes.

La biomasse des espèces planctivores diminue lorsque la qualité du milieu augmente ; inversement, la biomasse des carnivores augmente avec la qualité du milieu. Ces tendances ne peuvent toutefois pas être testées statistiquement car le nombre de plans d'eau observé est trop faible.

<sup>2</sup> Cette méthode est prévue par la guidance européenne relative à l'intercalibration et donc « DCE compatible »

<sup>3</sup> Valeur la plus sévère des deux différentes valeurs utilisées pour les types AL3 et AL4.



**Figure 14. Différence de composition des communautés entre les plans d'eau en état Très bon, Bon et Moyen**

### 3.3. Classification des plans d'eau français

L'utilisation de l'indice développé dans cette étude conduit à la classification suivante des systèmes (Tableau 22). Cette classification a fait l'objet d'un premier examen par les experts de l'Onema. Sa cohérence devra être revue à la lumière de l'ensemble des informations disponibles sur l'état écologique de ces sites.

**Tableau 22. Classification des lacs français**

Nom du lac	Type	Valeur de l'indice (EQR)	Classe
Barterand_(lac_de_)	L-AL4	0.163	Mauvais
Chaillexon_(lac_de_)	L-AL4	0.265	Médiocre
Saint_Point	L-AL3	0.358	Médiocre
Chalain_(lac_de_)	L-AL3	0.476	Moyen
Petichet	L-AL4	0.505	Moyen
Nantua_(lac_de_)	L-AL3	0.525	Moyen
Entonnoir-bouverans_(l'_)	L-AL4	0.603	Bon
Etival_(grand_lac_)	L-AL4	0.622	Bon
Sylans_(lac_de_)	L-AL4	0.661	Bon
Clairvaux_(Grand_lac)	L-AL4	0.676	Bon
Pierre-châtel_(lac_de_)	L-AL4	0.717	Bon
Laffrey_(grand_lac_de_)	L-AL3	0.725	Bon
Annecy_(lac_d'_)	L-AL3	0.781	Très bon
Grand maclu_(lac du_)	L-AL4	0.782	Très bon

## 4. Indice poisson pour les retenues

A partir des travaux préliminaires menés par Launois & al. (Launois et al., 2011), cette troisième partie s'attache à décrire la démarche ainsi que certains des premiers résultats obtenus dans le cadre de l'évaluation du potentiel écologique des retenues.

### 4.1. Données et Méthode

Le travail a été réalisé à partir de données issues exclusivement de la base Nationale. Par contre, contrairement aux deux études précédentes qui ne portaient que sur les données poissons issues des captures réalisées dans les filets benthiques, ce travail est conduit en parallèle sur les données poissons collectées dans les différentes zones des retenues.

#### 4.1.1. Sites d'études

Le jeu de données utilisé est composé de 98 retenues sur les 134 actuellement échantillonnées que renferme la base nationale. Cette différence d'effectif s'explique d'une part, par le fait que certaines données environnementales ou de pressions ne soient pas complètes pour tous les sites et, d'autre part, par le fait que 20 retenues échantillonnées entre 2010 et 2011 ont été incluses récemment dans la base nationale, soit après le déroulement de cette analyse préliminaire.

Chaque site participant au jeu de données a été décrit aux moyens de 8 variables environnementales connues pour influencer l'ichtyofaune telles que la profondeur maximale, la surface du lac, la surface du bassin versant, ainsi que deux variables de températures (température moyenne et amplitude de températures). Ces variables sont décrites dans la partie précédente, traitant de l'analyse des lacs naturels. En complément de ces paramètres d'autres variables naturelles ont été prise en considération : l'indice de développement des berges (Eadie et al., 1984) (1) et un indicateur de la forme de la cuvette (Håkanson, 1981) pour leur influence sur l'abondance des organismes en zone littorale.

$$SLDF = \text{Périmètre} / (\sqrt{4\pi \times \text{Surface}}) \quad (1)$$

$$Vd = \text{Volume}_{\text{Lac}} / (\text{Profondeur}_{\text{maximale}} / \text{Surface}_{\text{Lac}}) \quad (2)$$

**Tableau 23. Gamme de variation et valeur moyenne des variables environnementales utilisées dans l'analyse**

Variables environnementales	Min	Max	Moyenne
Profondeur maximale (m)	1.6	135	26.06
Surface du lac (km <sup>2</sup> )	0.42	21.99	2.19
Surface du bassin versant (km <sup>2</sup> )	1.39	10480	613.70
Température annuelle moyenne (C°)	4.11	15.65	10.64
Amplitude de températures (C°)	9.9	17.9	15.07
Vd	0.44	2.01	1.2
SLDF	1.08	9.99	3.45

Sept variables de pressions ont été considérées. Parmi ces dernières, 6 ont été évalués à échelle du bassin versant. Il s'agit des pourcentages de surface de sol agricole et urbain, de la surface de sol agricole (km<sup>2</sup>), de la densité de population (hab.km<sup>-2</sup>), et des densités du réseau routier et des voies ferrées (km.km<sup>-2</sup>). Ces variables de densités sont liées à la dynamique des bassins versant, notamment en ce qui concerne les apports de substances chimiques (Pitt et al., 1995) et à la fragmentation du sol (Forman et al., 1998; Jones et al., 2000). De plus, les surplus en azote ont été calculés à partir du modèle NOPOLU Système 2 (Commissariat Général au Développement Durable, 2010). Ces surplus, en kg, représentent la quantité d'azote non captée aboutissant, à terme, dans les eaux de ruissellement. Pour calculer ce paramètre, le modèle NOPOLU évalue la différence entre la totalité des intrants (effluents d'élevage, engrais minéraux, engrais organiques et matières organiques issues des déchets, fixation symbiotique, dépôts atmosphériques) et les sorties (captation par les cultures, captation par les prairies, émissions d'ammoniac et de gaz azotés vers l'atmosphère).



De même, deux variables de pression locale ont été considérées par le biais du LHMS (Lake Habitat Modification Score), (Rowan et al., 2006) et, d'autre part par le biais du marnage. Le LHMS dérive du Lake Habitat Survey, procédure consistant à réaliser, pour un nombre donné de stations, une description fine des caractéristiques de la berge, complétée par une surveillance de la totalité du lac à une plus large échelle. Cet indicateur permet de synthétiser un large éventail de pressions anthropiques à échelle locale. Le marnage, quant à lui, perturbe les conditions d'alimentation et de reproduction de la faune piscicole en zone littorale (Winfield, 2004). Les données de marnage ont été déduites à partir de profils fournis par les Agences de L'Eau.

#### 4.1.2. L'ichtyofaune

Les retenues composant le jeu de données ont été échantillonnées entre 2005 et 2010 suivant le même protocole normalisé que celui décrit et utilisé pour les lacs naturels (C.E.N., 2005). A partir des informations de poids, d'effectifs, et de l'identification des individus il a été possible de calculer différentes métriques dont les définitions et les méthodes de calcul ont été décrites dans la partie concernant les lacs naturels.

Pour chaque lac, ces métriques ont été calculées sur la base des captures réalisées (i) uniquement en zone littorale (ZL), (ii) uniquement en zone centrale (ZP), (iii) uniquement issues des filets benthiques (ZT) et (iv) pour l'ensemble des captures (ZA). Les espèces capturées dans l'ensemble des retenues ainsi que les traits retenus pour l'analyse sont listées en annexe 2.

#### 4.1.3. Approche statistique

##### a) Indices synthétiques de pression

Des analyses en composante principale (ACP) ont été réalisées sur les variables de pressions agricoles d'une part, et sur les pressions urbaines d'autre part, afin de réduire la dimensionnalité et d'éliminer la colinéarité. Pour chacune des deux catégories de pressions, la première composante explique respectivement 67.26% et 80.11% de la variance des pressions agricoles et urbaines. Elle a été retenue comme indice synthétique de pression (Tableau 24).

**Tableau 24. Résultats des ACP pratiquées respectivement sur les pressions agricoles (AP) et urbaines (UP) à échelle du bassin versant. Les entrées sont le pourcentage de variance (inertie) expliquée par chaque composant principale complété par les corrélations entre chaque pression et la première composante. La partie droite du tableau résume les statistiques descriptives des pressions incluses dans l'analyse.**

	ACP (N=98)		Min	Max	Moyenne
	AP (inertie: 67,26)	UP (inertie: 80,11)			
zones agricoles sur le bassin versant (%)	0.24	-	0	97.84	54.04
Surface agricole (km <sup>2</sup> )	0.9	-	0	8719	334.6
Surplus azote (kg)	0.9	-	1146	1332000	38710000
zones urbaines sur le bassin versant (%)	-	0.94	0	41.18	2.13
Surface de réseaux de transport (%)	-	0.97	0	17.88	0.71
Densité de population (hab/km <sup>2</sup> )	-	0.74	0.46	1143	49.63
LHMS	-	-	0	40	23.49

##### b) Modélisation des métriques

Pour chacune des zones décrites dans le paragraphe précédent, toutes les métriques ont été modélisées aux moyens de régressions linéaires multiples (MLR) dont les paramètres explicatifs sont composés (i) des variables environnementales, (ii) des indices de pressions agricoles et urbaines et (iii) du LHMS. La mise en évidence des meilleurs paramètres explicatifs, pour chaque métrique, a été réalisée grâce à une sélection pas à pas basé sur le critère d'Akaike (AIC).

Les modèles sont encore en phase de développement. Les principaux résultats préliminaires sont donnés ci-après.

#### c) Conditions de référence et EQR

Afin de prédire les conditions de références des métriques calculées pour chaque zone des lacs, la procédure d'Hindcasting, décrite dans la partie précédente, a été appliquée. Pour une métrique donnée, la déviation mesurée entre sa mesure observée et sa valeur de référence prédite a été ensuite standardisée en un EQR (Ecological Quality Ratio) selon les formules décrites précédemment. Une fois transformé en EQR, chaque métrique est confrontée à la ou aux pressions retenus lors de la phase de modélisation. L'intensité de cette relation est ensuite évaluée grâce au coefficient de corrélation de Pearson.

## 4.2. Résultats préliminaires

### 4.2.1. Modélisation des métriques

A l'issue de la phase de modélisation, plusieurs métriques remplissent les critères de sélection. Cependant, les résultats ne sont pas équivalents en fonction des captures considérées dans le calcul des métriques.

Lorsque les métriques sont calculées uniquement sur les captures effectuées en zone littorale, la procédure ne donne pas de très bons résultats. Seulement six d'entre elles ont une part de leur variabilité au moins égale à 30% expliquée par les variables considérées dans les modèles, à l'issue de la régression multiples. De plus, les scores de cross-validation n'excèdent pas 0,57.

Si l'on ne considère que les prises en zone centrale, cinq métriques sont expliquées à plus de 50% à l'issue de la régression et chacun des modèles a des résultats de validation supérieurs à 0,6.

Si l'on considère maintenant les captures issues des filets benthiques ou bien la totalité des captures (filets benthiques et pélagiques), 12 métriques sont expliquées à plus de 50% par les variables des modèles, dont cinq d'entre elles à plus de 70%. Les résultats des validations vont de 0,43 à 0,66 pour les métriques calculées à partir des captures benthiques, et de 0,7 à 0,85 pour les métriques calculées sur la totalité des captures.

De plus les métriques donnant les meilleurs résultats pour les captures faites en zone littorales et centrale sont majoritairement liées aux richesses spécifiques des espèces tolérantes et intolérantes alors que celles concernant les captures benthiques ou la totalité des captures, sont liées aux abondances.

### 4.2.2. Relations EQR/pressions

Quelle que soit la zone considérée, les métriques retenues à l'issue de la phase de modélisation semblent principalement impactées par les pressions agricoles. En effet, après avoir déduit les EQR des métriques sélectionnées, les valeurs de corrélation (coefficient de Spearman) entre ces derniers et l'indice de pression agricole varient entre -0,1 à -0,68 pour les métriques déduites des captures en zone littorale, de -0,18 à -0,73 pour les métriques déduites des captures en zone centrale et de -0,03 à -0,4 pour les métriques déduites de captures en zone benthique ainsi que celles déduites de la totalité des captures. Les valeurs de corrélations entre les EQR et le gradient de pressions urbaines vont de -0,05 à -0,34 pour la zone littorale, de -0,31 à -0,55 pour la zone centrale, de 0,06 à -0,17 pour la zone benthique et de 0,03 à -0,21 pour la totalité des captures. Enfin, les relations pour le LHMS vont de 0,04 à -0,11 pour la zone littorale, de 0,03 à -0,11 pour la zone centrale et sont inférieures ou égales 0,1 pour la zone benthique et la totalité des captures.

Pour les différents jeux de données poissons, les métriques pour lesquelles les modèles sont les meilleurs sont consignées dans les tableaux suivants.

**Tableau 25. Métriques calculées à partir des captures de la zone littorale pour lesquelles les modèles sont les meilleurs ( $R^2 > 0.3$ ) et incluant au moins une variable de pression.**

Métriques	$R^2$	Score de cross validation	Cor_AP	Cor_UP	Cor_LHMS
SpOTol	0.35	0.54	-0.47	-0.34	-0.11
XSpOTol	0.33	0.53	-0.49	-0.13	-0.10
BOTol	0.37	0.57	-0.40	-0.17	0.04
XBOIntol	0.30	0.46	-0.68	-0.26	0.08

**Tableau 26. Métriques calculées à partir des captures de la zone centrale pour lesquelles les modèles sont les meilleurs ( $R^2 > 0.4$ ) et incluant au moins une variable de pression (corrélation supérieure à 0.4).**

Métriques	R2	Score de cross validation	Cor_AP	Cor_UP	Cor_LHMS
SpOTol	0.54	0.68	-0.73	-0.55	0.07
BOTol	0.45	0.64	-0.39	-0.48	0.00
SpOIntol	0.53	0.69	-0.70	-0.61	-0.11
XSpOIntol	0.53	0.69	-0.70	-0.61	-0.11
XNbOIntol	0.51	0.66	-0.62	-0.53	-0.09
BOIntol	0.42	0.52	-0.49	-0.39	-0.07
XBOIntol	0.48	0.65	-0.66	-0.59	-0.10
XSpInvert	0.50	0.66	-0.68	-0.72	0.08
BPlankt	0.47	0.62	-0.29	-0.42	-0.03
BCypr	0.47	0.62	-0.29	-0.42	-0.03
SpPerc	0.41	0.57	-0.73	-0.63	-0.04
BPerc	0.41	0.59	-0.58	-0.47	0.10

**Tableau 27. Métriques calculées à partir des captures de la zone benthique pour lesquelles les modèles sont les meilleurs ( $R^2 > 0.4$ ) et incluant au moins une variable de pression (corrélation supérieure à 0.3)**

Métriques	R <sup>2</sup>	Score de cross validation	Cor_AP	Cor_UP	Cor_LHMS
BOTol	0.75	0.64	-0.40	-0.15	0.04
BOmni	0.66	0.60	-0.34	-0.10	0.00
BPlankt	0.72	0.62	-0.39	-0.17	0.07
BCypr	0.73	0.62	-0.38	-0.16	0.04

**Tableau 28. Métriques calculées à partir de l'ensemble des captures pour lesquelles les modèles sont les meilleurs ( $R^2 > 0.4$ ) et incluant au moins une variable de pression (corrélation supérieure à 0.3).**

Métriques	R2	Score de cross validation	Cor_AP	Cor_UP	Cor_LHMS
BOTol	0.75	0.64	-0.40	-0.15	0.04
BOmni	0.66	0.60	-0.34	-0.10	0.00
BPlankt	0.72	0.62	-0.39	-0.17	0.07
BCypr	0.73	0.62	-0.38	-0.16	0.04

Il semblerait donc qu'en fonction des zones considérées, différentes métriques puissent être sélectionnées pour rendre compte de l'altération de la qualité des milieux. Les traits de Tolérance et d'Intolérance sont généralement les mieux prédits par les modèles incluant une pression, quelle que soit la zone considérée. Une fois les redondances vérifiées il sera donc envisageable d'assembler certains de ces EQRs de sorte à obtenir un indice global. Cela pourrait permettre de saisir une image plus complète des différentes perturbations engendrées par les pressions.

Bien que les métriques calculées sur l'ensemble des captures et sur la zone benthiques soient bien prédites par les modèles, les relations entre leurs EQR et les pressions sont relativement faible. A l'inverse, les métriques calculées sur la zone littorales sont moins bien modélisées mais montrent de meilleures relations avec les pressions.

Par rapport aux pressions urbaines et d'altération de l'habitat, les pressions agricoles semblent le plus impacter les caractéristiques des peuplements.

## 5. Discussion

### *Les métriques sélectionnées pour les lacs naturels*

L'indice proposé pour les lacs situés hors du secteur alpin est constitué de trois métriques, deux représentatives de l'abondance de l'ichtyofaune, la troisième représentative de la composition. La pertinence du maintien de deux métriques de composition assez corrélées entre elles peut être discutée. L'intérêt de la biomasse par rapport à l'abondance est montré sur des communautés dont la gamme de variation de la taille des individus est grande (Lyons et al., 2000; Lyons et al., 2001). De plus, c'est cet indice constitué de 3 métriques qui montre la plus forte corrélation avec la pression.

Sur les lacs du secteur alpin, seulement deux métriques, l'une d'abondance et l'autre de composition sont retenues.

**Si l'on considère que la structure en âge des communautés n'est pas une variable obligatoire pour la DCE, la composition de ces indices répond aux conditions normatives.**

Toutes les métriques sont significativement corrélées aux variables de pression utilisées pour rendre compte d'un enrichissement en nutriments et/ou d'un niveau d'eutrophisation des plans d'eau. Les deux métriques d'abondance sélectionnées dans les indices augmentent avec l'eutrophisation ce qui confirme des tendances déjà observées (Belpaire et al., 2000; Minns et al., 1994; Garcia et al., 2006). L'augmentation des individus omnivores avec la pression est également une tendance mise en évidence dans de nombreuses études réalisées sur des lacs et des réservoirs nord américains (Jennings et al., 1995; Jennings et al., 1999; Hickman et al., 1996; McDonough et al., 1999; Whittier, 1999; Drake et al., 2002). Elle s'explique par des conditions plus favorables aux espèces moins exigeantes d'un point de vue trophique.

La seule métrique utilisée ici pour rendre compte de la structure en taille des communautés (le poids moyen des poissons) n'a été retenue par aucun modèle, quel que soit le jeu de données traité. Ce résultat est en accord avec l'étude plus complète de l'analyse de la réponse aux pressions de divers indicateurs de taille, réalisée sur les mêmes données européennes, dans le cadre de WISER (Emmrich et al. soumis à Ecosystems).

Les résultats préliminaires conduits sur les retenues suggèrent une réponse différente des peuplements à l'altération de la qualité des milieux. Quel que soit le jeu de données, les abondances en effectifs ou en biomasse ne semblent pas corrélées aux indicateurs de pression. Inversement, l'utilisation du critère de tolérance semble prometteuse.

### *Les indicateurs de pression*

Parmi les variables de pression utilisées au niveau européen, seule l'occupation non naturelle du sol est retenue par les modèles. Ce résultat est toutefois assez surprenant car l'occupation non naturelle du sol ne représente qu'une force motrice à l'origine des apports de matières et de nutriments aux systèmes ; on aurait donc pu s'attendre à des liens plus forts entre l'ichtyofaune et le phosphore présent dans les milieux, mesure plus directe de la pression « enrichissement en nutriment »<sup>4</sup>. On peut penser que l'hétérogénéité des méthodes de mesure des taux de phosphore au niveau européen rend cette variable moins pertinente à utiliser à large échelle que l'occupation du sol obtenue par une méthode standardisée. Une autre explication tient au fait que l'occupation non naturelle du sol traduit une dégradation générale des milieux plus impactante que le seul enrichissement en nutriment mesuré par le phosphore. Au niveau alpin, les deux variables de pressions i.e. occupation non naturelle du sol et teneurs en phosphore total, rentrent dans les modèles explicatifs des métriques. Ce résultat soutiendrait donc plutôt l'hypothèse d'une trop forte hétérogénéité des mesures de phosphore dans la base européenne. Il faut toutefois ne pas négliger le fait que différentes gammes de variations des valeurs de pressions ont été mesurées dans les deux études.

Aucune métrique répondant à l'altération de l'hydromorphologie n'a pu être sélectionnée sur le jeu de données européen. Compte tenu des effets avérés de l'altération de l'habitat sur les communautés de poissons, la mesure d'un impact de l'altération des berges sur les métriques (en particulier celles construites avec les traits de reproduction) était attendue. Il a été montré que l'abondance des espèces lithophiles par exemple décroît avec l'intensité de la dégradation de la zone littorale dans les réservoirs français (Launois et al., 2011). Plusieurs hypothèses explicatives peuvent être avancées. Les filets maillants ne donnent pas une image fiable de la communauté inféodée aux zones littorales des plans

---

<sup>4</sup> En toute logique il faudrait toutefois considérer les transferts de phosphore comme une mesure directe de la pression, les teneurs en phosphore de l'eau étant la résultante de variables naturelles et anthropiques

d'eau, la plus sensible à l'altération de l'hydromorphologie (Sutela et al., 2008a; Sutela et al., 2008b). La réalisation de pêches électriques de bordures aurait peut-être permis une meilleure mesure de la réponse des communautés à la dégradation de l'habitat comme cela a été le cas sur des lacs régulés de Finlande (Sutela et al., 2002). De plus, les métriques ont été calculées à partir des captures totales ; le même calcul effectué sur les captures réalisées uniquement dans la zone littorale des lacs aurait peut-être permis de mieux mettre en évidence le lien entre la diversité de l'ichtyofaune ou certaines caractéristiques des peuplements et la diversité des habitats ou leur dégradation. Ce travail a été fait sur les retenues françaises mais les résultats ne sont pas plus intéressants. Il fait aussi l'objet d'une étude particulière sur les lacs naturels de France, en collaboration avec les Délégations régionales de l'Onema de Montpellier et Lyon. L'hypothèse d'un manque de précision et d'homogénéité de la mesure de l'altération de l'hydromorphologie à l'échelle européenne n'est pas non plus à exclure. L'absence d'application d'un protocole standardisé impacte nécessairement la qualité des données.

Sur les retenues, comme sur les lacs, l'utilisation des données issues de l'application du protocole Alber peut être envisagée pour mieux caractériser la qualité des habitats littoraux. De même, la qualité des habitats est vraisemblablement importante pour caractériser les potentialités naturelles des systèmes ; Ces informations pourraient être incluses dans les modèles. Néanmoins, le marnage est vraisemblablement la pression la plus contraignante au niveau local. Un effort doit donc être consenti pour caractériser cette variable hydrologique.

### *La méthode*

Une difficulté dans ce type d'approche relève de la définition de la référence. A l'échelle européenne, l'absence de consensus sur les critères à utiliser pour sélectionner les sites de référence nous a conduit à privilégier l'approche de type « hindcasting ». Nous avons toutefois pu vérifier par une démarche parallèle de sélection de métriques que les résultats obtenus en modélisant les références étaient très comparables à ceux obtenus en définissant les références sur des sites peu impactés (résultats non publiés). Une condition d'utilisation de cette méthode « d'hincasting » est la couverture d'une large gamme de pression. Quelle que soit la pression considérée (hydromorphologie ou eutrophisation), cela est le cas sur le jeu de données européen ; C'est peut-être moins vérifié sur le jeu de données de lacs alpins et donc une limite potentielle lors de la classification de nouveaux systèmes...

Sur les retenues, cette approche a le mérite de résoudre le problème de la définition des sites les mieux adaptés à la définition des objectifs environnementaux.

## **6. Conclusion**

L'indice poisson proposé pour l'évaluation de la qualité des plans d'eau naturels situés hors du secteur alpin a pu être développé grâce à la constitution de la base de données européenne dans le cadre du travail d'intercalibration et du programme européen WISER ([www.wiser.eu](http://www.wiser.eu)). En effet, le faible nombre de lacs français et leur forte hétérogénéité environnementale ne permettait pas de développer des modèles pressions/impacts robustes en utilisant uniquement les données nationales. Néanmoins, malgré de nombreux efforts de collecte, ce jeu de données est encore fortement marqué par la dominance des lacs situés en Europe du nord. Parmi un peu plus de 2000 lacs initialement recensés dans la base, moins du quart seulement ont pu être utilisés pour ce traitement du fait d'une absence de valeurs pour l'un ou l'autre des paramètres nécessaires à la modélisation. L'indice développé est donc probablement plus adapté à ce secteur d'Europe du nord qu'aux zones plus au sud. Il conviendra en conséquence d'être vigilant quant à l'adoption au niveau national de cet indice et des limites de classes définies ici, en particulier sur certains types de milieux peu représentés dans le jeu de données tels que les lacs peu profonds des Landes, les lacs volcaniques du massif central ou les lacs méditerranéens (un seul lac méditerranéen ayant été utilisé dans ce travail).

Pour cette zone géographique située hors du secteur alpin, maintenant que la quasi totalité des plans d'eau a été échantillonnée, une nouvelle analyse pourrait être envisagée uniquement sur les sites nationaux. A cette échelle spatiale, les variables environnementales et de pression disponibles sont plus complètes et précises. Cela permettrait de vérifier la pertinence des métriques sélectionnées et/ou l'ajustement au contexte national des valeurs seuils de l'indice européen. Cela pourrait permettre aussi de sélectionner de nouvelles métriques en utilisant les captures des zones pélagiques ce qui n'a pas pu être fait au niveau européen.

Sur le secteur alpin, l'indice a été développé sur un jeu de données assez faible mais qui présente la particularité d'être relativement homogène d'un point de vue des variables environnementales et de pressions. La classification des lacs obtenue au moyen de cet indice a été vérifiée par les experts de l'Onema et les résultats semblent globalement cohérents. On peut imaginer améliorer la qualité des indices par l'inclusion de nouvelles données. Ces lacs alpins pourraient aussi être regroupés avec les autres lacs

nationaux dans une approche site spécifique conduite à l'échelle nationale en vue de l'élaboration d'un seul indice à appliquer à l'ensemble des lacs naturels.

En ce qui concerne les retenues, le travail est encore en phase préliminaire. La démarche engagée devra être poursuivie ; Néanmoins, un effort sera à consentir pour mieux caractériser l'hydrologie des systèmes et notamment les variations de niveaux d'eau qui représentent la contrainte technique obligatoire pour la définition du bon potentiel. Il est à noter qu'aujourd'hui il n'existe aucune mesure fiable et harmonisée de cette contrainte au niveau national.

## 7. Sigles & Abréviations

**Alt** : altitude

**BPUE** : biomasse capturée par unité d'effort de pêche

**BV** : bassin versant

**Ca** : calcaire en référence à la géologie du bassin versant des lacs

**CLCnn** : pourcentage d'occupation non naturelle du sol sur le bassin versant

**CPUE** : nombre d'individus capturés par unité d'effort de pêche

**DCE** : directive cadre européenne sur l'eau

**EQR** : ecological quality ratio

**Nb\_OMNI** : Nombre d'individus omnivores capturés par unité d'effort de pêche

**Pmax** : Profondeur maximale du lac

**Ptot** : phosphore total résultant d'une moyenne de 4 mesures par an

**Sbv** : surface du bassin versant

**Si** : siliceux en référence à la géologie du bassin versant des lacs

**SI** : surface du lac

**Tamp** : amplitude des températures

**Tmoy** : température moyenne

**WISER** : Water bodies in Europe – Integrative systems to assess ecological status and recovery

## 8. Bibliographie

<http://www.eugris.info/DisplayResource.asp?ResourceID=4094>

- Alpay, S., J. J. Veillette, A. S. Dixit & S. S. Dixit, 2006. Regional and historical distributions of lake-water pH within a 100-km radius of the Horne smelter in Rouyn-Noranda, Quebec, Canada. 179-186.
- Argillier, C., O. Pronier & T. Changeux, 2002. Fishery management practices in French lakes. In Cowx, I. G. (ed.), Management and ecology of lake and reservoir fisheries. Blackwell Science, Oxford: 312-321.
- Bachmann, R. W., B. L. Jones, D. D. Fox, M. Hoyer, L. A. Bull & D. E. J. Canfield, 1996. Relations between trophic state indicators and fish in florida (U.S.A.) lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53: 842-855.
- Baker, E. A., K. E. Wehrly, P. W. Seelbach, L. Wang, M. J. Wiley & T. Simon, 2005. A multimetric assessment of stream condition in the northern lakes and forests ecoregion using spatially explicit statistical modeling and regional normalization. Transactions of the American Fisheries Society 134: 697-710.
- Barbour, C. D. & J. H. Brown, 1974. Fish species diversity in lakes. American Naturalist 108: 473-489.
- Belpaire, C., R. Smolders, I. V. Auweele, D. Ercken, J. Breine, G. Van Thuyne & F. Ollevier, 2000. An Index of Biotic Integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian water bodies. Hydrobiologia 434: 17-33.
- Brousseau, C. S., D. Baccante & L. W. Maki, 1985. Role of Bedrock and Surficial Geology in Determining the Sensitivity of Thunder-Bay Area Lakes to Acidification. Journal of Great Lakes Research 11: 501-507.
- C.E.N., 2005. Qualité de l'eau. - Echantillonnage des poissons à l'aide de filets maillants (NF EN 14757). 29.
- Chevan, A. & M. Sutherland, 1991. Hierarchical partitioning. The American Statistician 45: 90-96.
- Commissariat Général au Développement Durable, 2010. NOPOLU-volet Agricole - Guide méthodologique  
In Ministère de l'Ecologie, d. l. E., du Développement durable et de la Mer (ed.): 115.
- Communauté Européenne, 2000. Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000. Journal Officiel des Communautés Européennes L327.
- Crivelli, A. J., 1995. Are fish introductions a threat to endemic fresh-water fishes in the Northern Mediterranean Region? Biological Conservation 72: 311-319.
- Crowder, L. B., J. J. Magnuson & S. B. Brandt, 1981. Complementarity in the use of food and thermal habitat by lake Michigan fishes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 38: 662-668.
- Daufresne, M. & P. Boët, 2007. Climate change impacts on structure and diversity of fish communities in rivers. Global Change Biology 13: 2467-2478.
- Downing, J. A. & C. Plante, 1993. Production of fish populations in lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 50: 110 - 120.
- Drake, M. T. & D. L. Pereira, 2002. Development of a fish-based index of biotic integrity for small inland lakes in central Minnesota. North American Journal of Fisheries Management 22: 1105-1123.
- Eadie, J. M. & A. Keast, 1984. Resource heterogeneity and fish species diversity in lakes. Canadian Journal of Zoology 62: 1689-1695.
- Eadie, J. M., T. A. Hurly, R. D. Montgomerie & K. L. Teather, 1986. Lakes and rivers as islands: species-area relationships in the fish faunas of Ontario. Environmental Biology of Fishes 15: 81-89.



- Fischer, P. & R. Eckmann, 1997. Spatial distribution of littoral fish species in a large European lake, Lake Constance, Germany. *Archiv Fur Hydrobiologie* 140: 91-116.
- Forman, R. T. T. & L. E. Alexander, 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231.
- Garcia, X. F., M. Diekmann, U. Bramick, R. Lemcke & T. Mehner, 2006. Correlations between type-indicator fish species and lake productivity in German lowland lakes. *Journal of Fish Biology* 68: 1144-1157.
- Godinho, F. N., M. T. Ferreira & M. I. Portugal e Castro, 1998. Fish assemblage composition in relation to environmental gradients in Portuguese reservoirs. *Aquatic Living Resources* 11: 325-334.
- Häkanson, L., 1981, A manual of lake morphometry. Springer-Verlag, Berlin.
- Hering, D., C. K. Feld, O. Moog & T. Ofenbock, 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 566: 311-324.
- Hickman, G. D. & T. A. McDonough, 1996. Assessing the reservoir fish assemblage index: A potential measure of reservoir quality. In Miranda, L. E. & D. R. DeVries (eds.), *Multidimensional approaches to reservoir fisheries management*. American Fisheries Society, Chattanooga, Tennessee: 85-97.
- Irz, P., C. Argillier & T. Oberdorff, 2004. Native and introduced fish species richness in French lakes: local and regional influences. *Global Ecology and Biogeography* 13: 335-344.
- Irz, P., J. De Bortoli, T. R. Whittier, T. Oberdorff & C. Argillier, 2007. Controlling for natural variability in assessing the response of fish metrics to anthropogenic pressures for Northeast U.S.A. lakes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 633-646.
- Jennings, M. J., L. S. Fore & J. R. Karr, 1995. Biological monitoring of fish assemblages in Tennessee Valley reservoirs. *Regulated Rivers: Research & Management* 11: 263-274.
- Jennings, M. J., J. Lyons, E. E. Emmons, G. R. Hatzenbeler, M. A. Bozek, T. D. Simonson, T. D. Beard, Jr & D. Fago, 1999. Toward the development of an index of biotic integrity for inland lakes in Wisconsin. In Simon, T. P. (ed.), *Assessing the sustainability and biological integrity of water resource quality using fish communities*. CRC Press, Boca Raton, Florida: 541-562.
- Jones, J. A., F. J. Swanson, B. C. Wemple & K. U. Snyder, 2000. Effects of roads on hydrology, geomorphology, and disturbance patches in stream networks. *Conservation Biology* 14: 76-85.
- Kilgour, B. W. & L. W. Stanfield, 2006. Hindcasting reference conditions in streams. *American Fisheries Society Symposium* 48: 623-639.
- Koskenniemi, E., E. K. Ranta, R. Palomaki & P. Sevola, 1988. On the natural and introduced fish fauna in Finnish reservoirs. In Densen, W. L. T. v., B. Steinmetz & R. H. Hughes (eds.), *Management of Freshwater Fisheries. Proceedings of a Symposium Organized By the European Inland Fisheries Advisory Commission, Goeteborg, Sweden, 31 May 3 Jun 1988*. PUDOC, Goetboerg: 74-81.
- Launois, L., J. Veslot, P. Irz & C. Argillier, 2011. Development of a fish-based index (FBI) of biotic integrity for French lakes using the hindcasting approach. *Ecological Indicators* 11: 1572-1583.
- Lyons, J., R. R. Piette & K. W. Niermeyer, 2001. Development, validation, and application of a fish-based index of biotic integrity for Wisconsin's large warmwater rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 130: 1077-1094.
- Lyons, J., A. Gutierrez-Hernandez, E. Diaz-Pardo, E. Soto-Galera, M. Medina-Nava & R. Pineda-Lopez, 2000. Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central Mexico. *Hydrobiologia* 418: 57-72.
- Matuszek, J. E. & G. L. Beggs, 1988. Fish species richness in relation to lake area, pH, and other abiotic factors in Ontario lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 1931 - 1941.

- McDonough, T. A. & G. D. Hickman, 1999. Reservoir Fishery Assessment Index development: a tool for assessing ecological health in Tennessee Valley Authority impoundments. In Simon, T. P. (ed.), Assessing the sustainability and biological integrity of water resource quality using fish communities. CRC Press, Boca Raton, Florida: 523-540.
- Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 2004. Circulaire DCE 2004/08 relative à la constitution et la mise en oeuvre 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., Bulletin Officiel. 41.
- Ministère de l'Ecologie 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. Bulletin Officiel. 14.
- Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 2006. Circulaire DCE 2006/16 relative à la constitution et la mise en oeuvre du programme de surveillance (contrôle de surveillance, contrôles opérationnels, contrôles d'enquête et contrôles additionnels) pour les eaux douces de surface (cours d'eau, canaux 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., Bulletin Officiel. 14.
- Minns, C. K., J. R. M. Kelso & G. Randall, 1996. Detecting the response of fish to habitat alterations in freshwater ecosystems. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53 Suppl.1: 403-414.
- Minns, C. K., V. W. Cairns, R. G. Randall & J. E. Moore, 1994. An Index of Biotic Integrity (Ibi) for fish assemblages in the littoral zone of Great Lakes areas of concern. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51: 1804-1822.
- New, M., D. Lister, M. Hulme & I. Makin, 2002. A high-resolution data set of surface climate over global land areas. Climate Research 21: 1-25.
- Pielou, E. C., 1969, An Introduction to Mathematical Ecology. Wiley-Interscience, New York, 286 pp.
- Pitt, R., R. Field, M. Lalor & M. Brown, 1995. Urban stormwater toxic pollutants: assessment, sources, and treatability. Water Environ. Res. 67: 260-275.
- Pont, D., B. Huguency & C. Rogers, 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.
- Rahel, F. J. & J. J. Magnuson, 1983. Low pH and the absence of fish species in naturally acidic Wisconsin lakes: inferences for cultural acidification. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 40: 3-9.
- Rathert, D., D. White, J. C. Sifneos & R. M. Hughes, 1999. Environmental correlates of species richness for native freshwater fish in Oregon, USA. Journal of Biogeography 26: 257-273.
- Rowan, J. S., J. Carwardine, R. W. Duck, O. M. Bragg, A. R. Black, M. E. J. Cutler, I. Soutar & P. J. Boon, 2006. Development of a technique for Lake habitat survey (LHS) with applications for the European Union Water Framework Directive. Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems 16: 637-657.
- Shannon, C. E. & W. Weaver, 1949, The mathematical theory of communication. The university of Illinois Press.
- Simpson, E. H., 1949. Measurement of diversity. Nature 163: 688.
- Sutela, T. & T. Vehanen, 2008a. Effects of water-level regulation on the nearshore fish community in boreal lakes. Hydrobiologia 613: 13-20.
- Sutela, T., A. Mutenia & E. Salonen, 2002. Relationship between annual variation in reservoir conditions and year-class strength of peled (*Coregonus peled*) and whitefish (*C. lavaretus*). Hydrobiologia 458: 213-221.

- Sutela, T., M. Rask, T. Vehanen & A. Westermark, 2008b. Comparison of electrofishing and NORDIC gillnets for sampling littoral fish in boreal lakes. . *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 13: 215-220.
- Welcomme, R. L., 1988, International introductions of inland aquatic species. FAO, Rome, 318 pp.
- Whittier, T. R., 1999. Development of IBI metrics for lakes in Southern New England. In Simon, T. P. (ed.), *Assessing the sustainability and biological integrity of water resource quality using fish communities*. CRC Press, Boca Raton, Florida: 563-584.
- Winfield, I. J., 2004. Fish in the littoral zone: ecology, threats and management. *Limnologica* 34: 124-131.
- Wolter, C. & R. Arlinghaus, 2003. Navigation impacts on freshwater fish assemblages: the ecological relevance of swimming performance. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 13: 63-89.

## 9. Table des illustrations

Figure 1. Distribution géographique des lacs naturels de l'étude .....	8
Figure 2. Exemple de métriques dont la distribution est mal adaptée (1-3, 6) ou adaptée (4-5, 7) à l'inclusion dans un indice (d'après Hering et co-auteurs (2006)). .....	12
Figure 3. Exemples de métriques dont les distributions sont incompatibles avec leur inclusion dans un indice multi-métrique. Afin de faciliter la représentation graphique les unités en ordonnées ont été normées et centrées en une échelle unique.....	14
Figure 4. Diagnostic du modèle construit avec la métrique CPUE a) : graphique quantile-quantile (résidus vs effet levier), b) confrontation des résidus aux prédictions et c) relation valeurs prédites et valeurs observées .....	16
Figure 5. Relation entre l'EQR de la métrique CPUE et le pourcentage d'occupation non naturelle du sol	17
Figure 6. Diagnostic du modèle construit avec la métrique BPUE a) : graphique quantile-quantile (résidus vs effet levier), b) confrontation des résidus aux prédictions et c) relations valeurs prédites et valeurs observées .....	18
Figure 7. Relation entre l'EQR de la métrique CPUE et le pourcentage d'occupation non naturelle du sol	18
Figure 8. Diagnostic du modèle construit avec la métrique OMNI a) : graphique quantile-quantile (résidus vs effet levier), b) confrontation des résidus aux prédictions et c) relations valeurs prédites et valeurs observées .....	19
Figure 9. Relation entre l'EQR de la métrique Nb_OMNI et le pourcentage d'occupation non naturelle du sol .....	20
Figure 10. Réponse des différentes combinaisons de métriques au pourcentage d'occupation non naturelle du sol : a) CPUE+Nb_OMNI, b) BPUE+Nb_OMNI et c) BPUE+CPUE+Nb_OMNI .....	21
Figure 11. Graphique représentant le pourcentage de lacs de référence dans la classe High (bleu) et le pourcentage de lacs perturbés dans les quatre autres classes (rouge) en fonction des percentiles. ....	23
Figure 12. Relation entre le pourcentage de sol non-naturel et l'indice composé des trois métriques. Les lignes pointillées horizontales représentent les limites de classes fixées à partir de la limite TB/B (percentile 25%) et par subdivision de l'aire inférieure en quatre classes égales. ....	24
Figure 13. Réponse de l'indice aux variables de pressions .....	29
Figure 14. Différence de composition des communautés entre les plans d'eau en état Très bon, Bon et Moyen .....	30
Tableau 1. Nombre de lacs utilisés pour la construction de l'indice.....	8
Tableau 2. Caractéristiques des 445 lacs de l'étude.....	9
Tableau 3. Coefficients de corrélations de Spearman entre les variables environnementales décrivant les systèmes.....	9
Tableau 4. Caractéristiques des pressions ou forces motrices subies par les lacs considérés dans cette analyse.....	10
Tableau 5. Métriques dont la distribution ne suit pas les critères définis par Hering et al. (2006).....	14
Tableau 6. Liste des métriques candidates à la construction de l'indice européen .....	15
Tableau 7. Résultats de la régression linéaire multiple sur la métrique CPUE (valeurs du coefficient de l'équation du modèle, de la statistique t et de sa significativité).....	16
Tableau 8. Résultats de la régression linéaire multiple sur la métrique BPUE (valeurs du coefficient de l'équation du modèle, de la statistique t et de sa significativité).....	17
Tableau 9. Résultats de la régression linéaire multiple sur la métrique OMNI (valeurs du coefficient de l'équation du modèle, de la statistique t et de sa significativité).....	19
Tableau 10. Critères utilisés pour définir les plans d'eau pas ou peu impactés pouvant être considérés en très bon état.....	22
Tableau 11. Valeur de la limite de l'état Très bon/Bon en fonction du percentile de la distribution des valeurs de l'indice sur les sites de référence.....	22
Tableau 12. Valeur des limites de classes de l'indice et représentativité de chaque classe .....	23
Tableau 13. Classification des lacs français hors du secteur alpin à partir de l'indice poisson multi-métrique .....	24
Tableau 14. Caractéristiques des types d'intercalibration.....	25
Tableau 15. Lacs étudiés, localisation et types.....	26
Tableau 16. Caractéristiques environnementales des lacs étudiés .....	26
Tableau 17. Caractéristiques des pressions ou forces motrices subies par les lacs alpins considérés dans cette analyses.....	27
Tableau 18. Liste des espèces recensées dans les 32 lacs, fréquence et abondance relative .....	27
Tableau 19. Coefficients des modèles pour les variables sélectionnées.....	28
Tableau 20. Corrélations entre les métriques et les indicateurs de pression.....	28

Tableau 21. Limite de classes obtenues pour l'indice poisson des lacs alpins.....	29
Tableau 22. Classification des lacs français.....	30
Tableau 23. Gamme de variation et valeur moyenne des variables environnementales utilisées dans l'analyse.....	31
Tableau 24. Résultats des ACP pratiquées respectivement sur les pressions agricoles (AP) et urbaines (UP) à échelle du bassin versant. Les entrées sont le pourcentage de variance (inertie) expliquée par chaque composant principale complété par les corrélations entre chaque pression et la première composante. La partie droite du tableau résume les statistiques descriptives des pressions incluses dans l'analyse.....	32
Tableau 25. Métriques calculées à partir des captures de la zone littorale pour lesquelles les modèles sont les meilleurs ( $R^2 > 0.3$ ) et incluant au moins une variable de pression. ....	33
Tableau 26. Métriques calculées à partir des captures de la zone centrale pour lesquelles les modèles sont les meilleurs ( $R^2 > 0.4$ ) et incluant au moins une variable de pression (corrélation supérieure à 0.4). ....	34
Tableau 27. Métriques calculées à partir des captures de la zone benthique pour lesquelles les modèles sont les meilleurs ( $R^2 > 0.4$ ) et incluant au moins une variable de pression (corrélation supérieure à 0.3). ....	34
Tableau 28. Métriques calculées à partir de l'ensemble des captures pour lesquelles les modèles sont les meilleurs ( $R^2 > 0.4$ ) et incluant au moins une variable de pression (corrélation supérieure à 0.3). ....	34

## 10. Annexes Annexe 1 : Espèces identifiées dans les lacs d'Europe et traits associés

Nom latin	Substrat de reproduction	Guilde trophique	Habitat d'alimentation	Tolerance
<i>Abramis brama</i>	PHLI	PLAN	BENT	
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	LITH	INV	COLE	
<i>Alburnus alburnus</i>	PHLI	PLAN	COLE	
<i>Alosa fallax</i>	LITH	PLAN	BENT	
<i>Ameiurus melas</i>	LITH	OMNI	BENT	
<i>Anguilla anguilla</i>	PELA	INV/PISC	COLE	
<i>Aspius aspius</i>	LITH	PISC	BENT	
<i>Ballerus ballerus</i>	PHYT	PLAN	COLE	
<i>Barbatula barbatula</i>	PHLI	INV	BENT	
<i>Blicca bjoerkna</i>	PHYT	OMNI	BENT	
<i>Carassius carassius</i>	PHYT	OMNI	BENT	
<i>Carassius gibelio</i>	PHYT	OMNI	BENT	
<i>Clupea sprattus</i>	PELA	PLAN	COLE	
<i>Cobitis taenia</i>	PHYT	BENT	BENT	
<i>Coregonus albula</i>	LITH	PLAN	COLE	
<i>Coregonus autumnalis</i>	LITH	INV/PLAN	COLE	
<i>Coregonus lavaretus</i>	LITH	INV	COLE	
<i>Coregonus peled</i>	LITH	PLAN	COLE	
<i>Cottus gobio</i>	LITH	INV	BENT	
<i>Cottus poecilopus</i>	LITH	OMNI	BENT	
<i>Cyprinus carpio</i>	PHYT	OMNI	BENT	
<i>Esox lucius</i>	PHYT	PISC	COLE	
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	ARIAD	INV	BENT	
<i>Gobio gobio</i>	PHLI	INV	BENT	
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	PHLI	OMNI	BENT	
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	PELA	PLAN	COLE	
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	PELA	PLAN	BENT	
<i>Lepomis gibbosus</i>	LITH	INV	COLE	
<i>Leucaspis delineatus</i>	PHYT	OMNI	COLE	
<i>Leuciscus idus</i>	PHLI	INV/PISC	COLE	

Nom latin	Substrat de reproduction	Guilde trophique	Habitat d'alimentation	Tolerance
<i>Leuciscus leuciscus</i>	LITH	OMNI	COLE	
<i>Lota lota</i>	LITH	PISC	COLE	
<i>Micropterus salmoides</i>	ARIAD	PISC	COLE	
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LITH	INV/PISC	COLE	
<i>Osmerus eperlanus</i>	LITH	INV/PISC	COLE	
<i>Perca fluviatilis</i>	PHLI	INV/PISC	COLE	
<i>Phoxinus phoxinus</i>	LITH	INV	COLE	
<i>Platichthys flesus</i>	PELA	INV/PISC	BENT	
<i>Pomatoschistus minutus</i>	OSTR	INV/PISC	BENT	
<i>Pungitius pungitius</i>	PHYT	INV	BENT	
<i>Rhodeus amarus</i>	OSTR	OMNI	COLE	
<i>Rutilus aula</i>	PHYT	OMNI	BENT	
<i>Rutilus rutilus</i>	PHLI	OMNI	COLE	
<i>Salmo ferax</i>	LITH	PISC	COLE	
<i>Salmo salar</i>	LITH	INV/PISC	COLE	
<i>Salmo trutta</i>	LITH	INV/PISC	COLE	
<i>Salmo trutta fario</i>	LITH	INV/PISC	COLE	
<i>Salmo trutta trutta</i>	LITH	INV/PISC	COLE	
<i>Salvelinus namaycush</i>	LITH	INV/PISC	COLE	
<i>Salvelinus umbla</i>	LITH	INV/PISC	COLE	
<i>Sander lucioperca</i>	PHLI	INV/PISC	COLE	
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	PHYT	OMNI	COLE	
<i>Silurus glanis</i>	PHYT	PISC	COLE	
<i>Squalius cephalus</i>	PHLI	OMNI	COLE	
<i>Telestes souffia</i>	LITH	INV	COLE	
<i>Thymallus thymallus</i>	LITH	INV	COLE	
<i>Tinca tinca</i>	PHYT	OMNI	BENT	
<i>Liza ramada</i>	ND	ND	ND	
<i>Liza aurata</i>	ND	ND	ND	

## Annexe 2. Espèces identifiées dans les retenues françaises

Nom Latin	Intolérante	Tolerante	LithoPhytophile	LithoP_strict	PhytoP_strict	Omnivore	Invertivore	Planctivore	Herbivore	Piscivore
<i>Anguilla anguilla</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Lepomis gibbosus</i>	0	1	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Barbatula barbatula</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cottus gobio</i>	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0
<i>Abramis brama</i>	0	1	1	0	0	1	1	1	0	0
<i>Alburnus alburnus</i>	0	1	1	0	0	1	1	1	0	0
<i>Barbus barbus</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
<i>Blicca bjoerkna</i>	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0
<i>Carassius carassius</i>	0	1	0	0	1	1	1	1	1	0
<i>Cyprinus carpio</i>	0	1	1	0	0	1	1	1	0	0
<i>Cyprinus carpio</i>	0	1	1	0	0	1	1	1	0	0
<i>Cyprinus carpio</i>	0	1	1	0	0	1	1	1	0	0
<i>Gobio gobio</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Leucaspis delineatus</i>	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0
<i>Telestes souffia</i>	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0
<i>Squalius cephalus</i>	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1
<i>Leuciscus idus</i>	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1
<i>Leuciscus leuciscus</i>	0	0	1	1	0	1	1	1	0	0
<i>Phoxinus phoxinus</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
<i>Pseudorasbora parva</i>	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Rhodeus amarus</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Rutilus rutilus</i>	0	1	1	0	0	1	1	1	1	0
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0
<i>Tinca tinca</i>	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1
<i>Esox lucius</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Ameiurus melas</i>	0	1	1	1	0	0	1	0	0	1
<i>Liza aurata</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0
<i>Liza ramada</i>	0	1	1	1	0	0	1	0	1	0
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Perca fluviatilis</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1

<i>Sander lucioperca</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Gambusia affinis</i>	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1
<i>Salmo trutta fario</i>	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1
<i>Salvelinus alpinus</i>	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1
<i>Silurus glanis</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1
<i>Thymallus thymallus</i>	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0
<i>Acipenser ruthenus</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
<i>Carassius auratus auratus</i>	0	1	0	0	1	1	1	1	1	0



Onema  
Hall C – Le Nadar  
5, square Félix Nadar  
94300 Vincennes  
01 45 14 36 00  
[www.onema.fr](http://www.onema.fr)

Organisme partenaire  
Adresse partenaire

Numéro de téléphone partenaire  
Site web partenaire