



# L'INDICE BECOME BIOINDICATION DES ECOSYSTÈMES MARES ET ETANGS

Principes et utilisation

*Version 6 - Novembre 2024*



5 agences couvrant l'ensemble du territoire et  
plus de 20 ans d'expérience d'étude des milieux aquatiques.

Nos relais et partenaires locaux  
Anglet, Gan

**Agence Sud-Ouest - Siège social**

ZA du Grand Bois Est, route de Créon  
33750 SAINT-GERMAIN-DU-PUCH  
Tel. 05 57 24 57 21  
[contact@aquabio-conseil.com](mailto:contact@aquabio-conseil.com)

**Agence Centre**

41, rue des frères Lumière  
63100 CLERMONT-FERRAND  
Tel. 04 73 24 77 40  
[centre@aquabio-conseil.com](mailto:centre@aquabio-conseil.com)

**Agence Nord-Est**

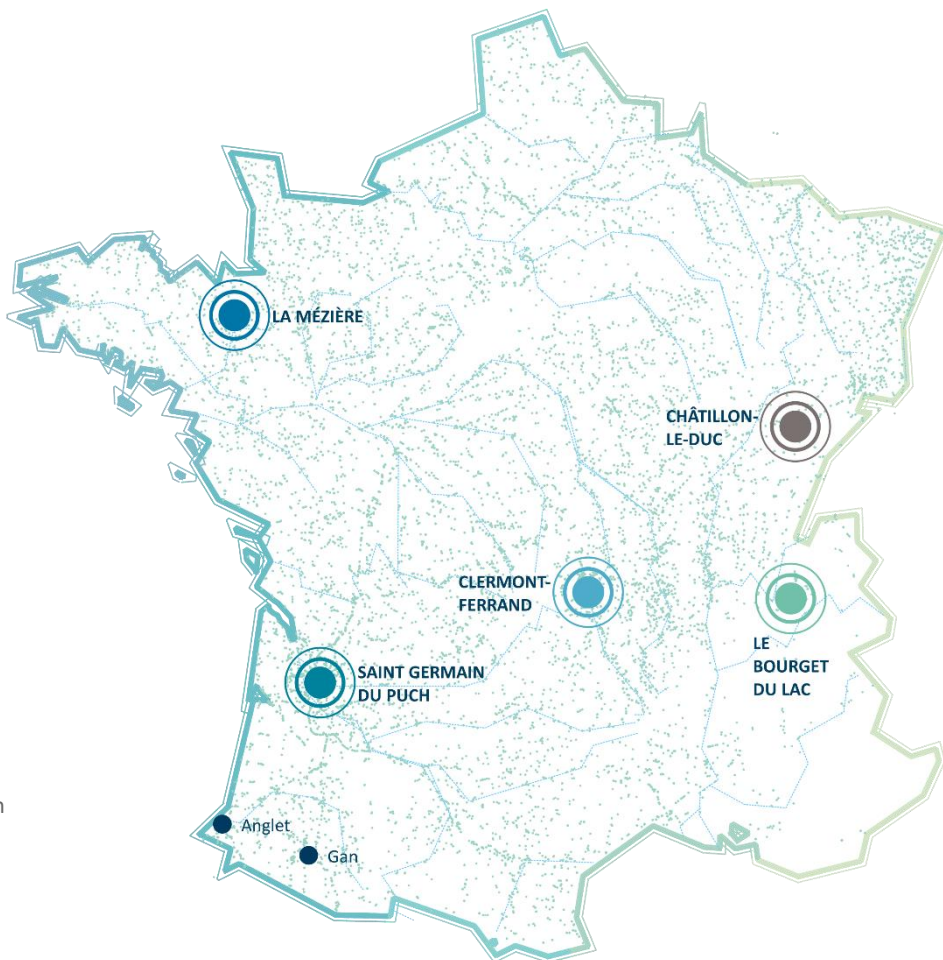
Ferme du Marot - D14  
25870 CHÂTILLON-LE-DUC  
Tel. 03 81 52 97 46  
[nord-est@aquabio-conseil.com](mailto:nord-est@aquabio-conseil.com)

**Agence Ouest**

ZAC Beauséjour, rue de la gare du tram  
35520 LA MÉZIÈRE  
Tel. 02 99 69 73 77  
[ouest@aquabio-conseil.com](mailto:ouest@aquabio-conseil.com)

**Agence de Chambéry**

Bâtiment Andromède, 108 avenue du Lac Léman  
BP70363  
73372 Le Bourget du Lac Cédex  
Tel. 04 79 33 64 55  
[chambéry@aquabio-conseil.com](mailto:chambéry@aquabio-conseil.com)



**RÉDACTEUR**

**Nom :** Frédéric LABAT

**Date :** 23 novembre 2024

**Visa :**



# SOMMAIRE

---

SOMMAIRE .....	3
LISTE DES FIGURES.....	4
LISTE DES TABLEAUX.....	5
GLOSSAIRE ET ACRONYMES.....	6
INTRODUCTION .....	7
PRINCIPES DE L'INDICE BECOME.....	7
I. L'indice BECOME : un indicateur multimétrique destiné à évaluer l'intégrité écologique des mares et des étangs .....	7
II. Domaine d'application.....	9
III. Conception de l'indice BECOME et de son outil diagnostique .....	9
IV. Comment sont calculés les indices BECOME et l'outil diagnostique BECOMEd ?.....	13
COMMENT INTERPRÉTER LES RÉSULTATS.....	16
I. Comment interpréter les indices BECOME ? .....	16
II. Comment interpréter l'outil diagnostique ? .....	17
III. Comment interpréter les métriques d'intérêt ? .....	18
BIBLIOGRAPHIE.....	19

# LISTE DES FIGURES

---

Figure 1 : Les indices multimétriques d'intégrité écologique sont corrélés à un gradient multi-pressions. Ils permettent donc d'évaluer un niveau de dégradation, et un état écologique. Un écosystème en bon ou très bon état est suffisamment peu perturbé pour que les communautés diffèrent peu de ce qu'elles seraient en l'absence de perturbation. Il est résilient et permet d'assurer de manière pérenne les services écosystémiques. ....	8
Figure 2 : Design statistique actualisé ayant permis de développer l'indice BECOME. Les numéros de chapitre renvoient aux chapitres de LABAT & USSEGLIO-POLATERA, (2023). Les zones bleues, saumon et blanches correspondent respectivement aux données, aux méthodes et aux résultats. Les ellipses représentent des résultats intermédiaires. SSWs = mares et étangs, LISSWs = mares et étangs de référence, ISSWs = mares et étangs subissant au moins une pression. DE = Efficacité de Discrimination, EQR = Ratio de Qualité Ecologique. GAM = Modèle Additif Généralisé. IBI = Indice d'intégrité biologique. ....	10
Figure 3 : Corrélation entre les deux versions de BECOME (LABAT & USSEGLIO-POLATERA, 2023, et la V6, 2024) d'après les données récoltées sur 391 mares et étangs. ....	12
Figure 4 : Relations des deux versions de BECOME (LABAT & USSEGLIO-POLATERA, 2023, et la version disponible sur l'interface web (V6, 2024) avec les 14 catégories de pression, d'après les données récoltées sur 391 mares et étangs. ....	13
Figure 5 : Logigramme décrivant comment les différents indices et métriques BECOME et l'outil diagnostique BECOMEd sont calculés. ....	13
Figure 6 : Principe de l'état écologique ® Wikimedia Commons. ....	16
Figure 7 : Exemple de diagramme radar, obtenu pour un petit étang de tourbière en Auvergne. L'outil diagnostique indique que la fertilisation des prairies environnantes est l'unique cause probable d'altération de cet étang. ....	17

# LISTE DES TABLEAUX

---

Tableau I : Synthèse des modifications apportées au design statistique de développement de l'indice BECOME entre la version de LABAT & USSEGLIO-POLATERA (2023) et la version disponible sur l'interface web (V6, 2024)..	11
Tableau II : Différence d'efficacité entre la version de LABAT & USSEGLIO-POLATERA (2023) et la version disponible sur l'interface web (V6, 2024). .....	12
Tableau III : Métriques d'intérêt. DE moyen = efficacité de discrimination moyenne (moyenne des DE par grand type de pression). * métrique constitutive de BECOME (bi-compartment).....	15
Tableau IV : Signification des classes d'intégrité des métriques d'intérêt .....	18

# GLOSSAIRE ET ACRONYMES

---

**Altération** : dégradation d'une caractéristique physique (artificialisation des berges...) ou biologique (modification des communautés) associée à une ou plusieurs pressions.

**DCE** : Directive Cadre sur l'Eau

**DE** : Discrimination efficiency = efficacité de discrimination d'une métrique ou d'un indice. Correspond au pourcentage de sites subissant une pression que la métrique ou l'indice arrive à discriminer. Ainsi, une DE de 0.7 indique que 70% des sites subissant la ou les pressions considérées sont identifiés comme altérés d'après la métrique ou l'indice. Usuellement, une métrique est considérée comme suffisamment efficace pour être retenue dans la conception d'un indice multimétrique lorsque sa DE est supérieure ou égale à 0.6. Il est attendu d'un indice multimétrique que sa DE soit très supérieure à 0.6.

**Degré trophique** : traduit un degré d'enrichissement du milieu en nutriments. Il peut être exprimé par le biais d'un indice trophique, par une concentration en nutriments, une production phytoplanctonique... Il peut aussi être exprimé en catégories, par exemple : oligotrophe (pauvre en nutriments), mésotrophe (moyennement riche en nutriments), eutrophe (riche en nutriments), hypereutrophe (très riche en nutriments).

**EQR** : Ecological Quality Ratio. Il s'agit d'une note entre 0 = milieu très dégradé, et 1 = valeur équivalente à celle obtenue dans un écosystème de référence.

**Indice biologique** : note (valeur numérique) dont l'objectif principal est d'identifier précocement les altérations d'un écosystème.

**Indice multimétrique** : indice biologique composé de plusieurs métriques. Lorsque ces indices respectent les règles de conception définies dans la littérature pour les indices d'intégrité écologique, ils sont plus efficaces que des indices reposant sur une seule métrique.

**Macroinvertébrés** : animaux visibles à l'œil nu et dépourvus de vertèbres (insectes, mollusques, écrevisses, vers...)

**Macrophytes** : végétaux visibles à l'œil nu

**Métrique** : descripteur résumant, par une valeur numérique, une caractéristique biologique, écologique ou fonctionnelle d'une communauté (richesse en espèces, diversité, abondance totale, richesse relative des odonates, abondance relative des invertébrés à dispersion aérienne...)

**Pression** : usage (agriculture sur le bassin versant, vidange, chaulage...) ou espèce (animaux exotiques, prolifération d'oiseaux d'eau...) susceptible de provoquer des dysfonctionnements de l'écosystème.

**Référence (situation de)** : état dans lequel l'écosystème se situerait en l'absence de toute pression susceptible de provoquer des déséquilibres écologiques. Cet état peut s'exprimer par le biais de métriques ou indices, de listes d'espèces attendues, etc. Ces derniers sont soit issus de données récoltées sur des sites considérés comme d'un même type d'après une typologie (solution retenue en France pour les indices de la Directive Cadre sur l'Eau), soit prédits à partir de modèles statistiques prédictifs, croisant les résultats obtenus sur un grand nombre de sites de référence et des variables environnementales prédisant ces résultats (solution retenue pour l'indice BECOME et certains indices dans des pays anglophones).



# INTRODUCTION

---

Ce document a pour objectif de décrire comment utiliser l'indice BECOME et son outil diagnostique pour évaluer les mares et les étangs.

Il est à l'usage de tous les gestionnaires et écologues qui souhaitent évaluer ces écosystèmes avec un indicateur robuste dont l'efficacité a été démontrée.

## PRINCIPES DE L'INDICE BECOME

---

### I. L'INDICE BECOME : UN INDICATEUR MULTIMÉTRIQUE DESTINÉ À ÉVALUER L'INTÉGRITÉ ÉCOLOGIQUE DES MARES ET DES ÉTANGS

Le concept d'intégrité écologique ( $\approx$  « bon état écologique » en Europe) a été développée aux USA, inspiré par la convergence entre l'éthique de Boris Leopold (« Une chose est juste lorsqu'elle tend à préserver l'intégrité, la stabilité et la beauté de la communauté biotique. Elle est injuste lorsqu'elle tend à l'inverse » (LEOPOLD, 1949)) et les objectifs du Clean Water Act (« restaurer, maintenir l'intégrité physique, chimique et biologique des eaux de la nation »). Aujourd'hui, l'intégrité écologique est le plus souvent comprise comme un concept et un cadre holistique axés sur la conservation de la biodiversité indigène, qui utilise l'étendue des variations naturelles ou historiques comme point de référence et promeut la résilience (c'est-à-dire la capacité de « se réorganiser tout en subissant des changements afin de conserver essentiellement les mêmes fonctions, la même structure, identité et les mêmes rétroactions ») (WURTZEBACH & SCHULTZ, 2016). Un écosystème en bon état peut ainsi soutenir et maintenir une communauté d'organismes dont la composition en espèces, la diversité et l'organisation fonctionnelle sont comparables à celles des habitats naturels d'une région. Un système écologique est considéré comme intègre lorsque ses caractéristiques écologiques dominantes (par exemple, les éléments de composition, la structure, les fonctions et les processus écologiques) se produisent dans leurs plages naturelles de variation et peuvent résister et se remettre de la plupart des perturbations imposées par la dynamique environnementale naturelle ou les perturbations humaines (PARRISH *et al.*, 2003).

Selon ce concept, un écosystème en bon état est un écosystème qui subit un niveau de pression suffisamment faible pour assurer le maintien pérenne ou l'évolution naturelle de la biodiversité qu'il est censé accueillir, et plus largement le maintien des services écosystémiques ou fonctions qu'il est susceptible de fournir, en « l'absence » de perturbation d'origine anthropique = situation de référence. Ainsi, les écosystèmes en bon état fournissent plus de services écosystémiques (GRIZZETTI *et al.*, 2019).

Les indices biologiques multimétriques fondés sur ce concept (IBI = indice d'intégrité biologique) ont conduit à de nombreuses réalisations concrètes en matière de protection des rivières et des ressources en eau et, plus tard, à l'évaluation et à la conservation de divers environnements (eau douce, milieu marin, zones humides et terrestres) (KUEHNE *et al.*, 2017 ; KARR *et al.*, 2022). Ces indices, développés et testés sur des milliers de sites, une grande variété d'écosystèmes, dans de nombreux pays et continents, ont révolutionné la bioindication au cours des dernières décennies, en définissant des règles de conception garantissant une évaluation des écosystèmes fiable et objective (HERING *et al.*, 2006 ; RUARO *et al.*, 2020 ; VADAS *et al.*, 2022). L'utilité de ces indices réside dans leur capacité à évaluer l'état biologique ; diagnostiquer les causes humaines et non humaines de la dégradation écologique ; et, sur la base de ces résultats, prévenir davantage de dégradation ou proposer des remèdes (KARR *et al.*, 2022).

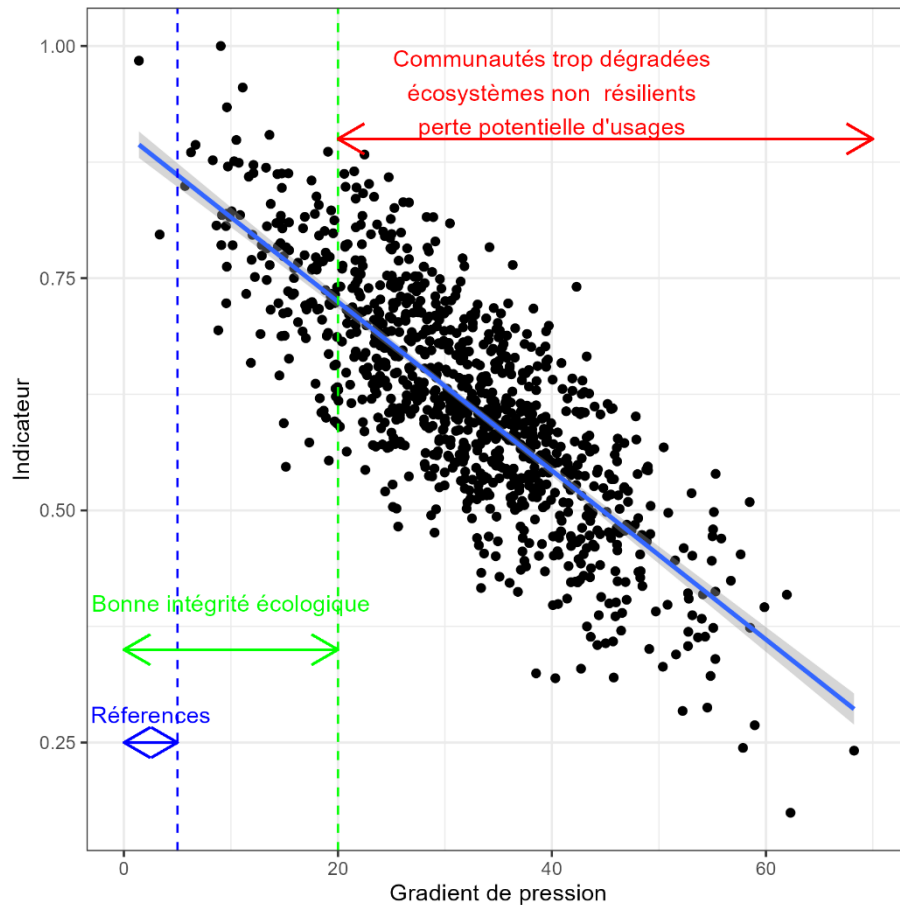


Figure 1 : Les indices multimétriques d'intégrité écologique sont corrélés à un gradient multi-pressions. Ils permettent donc d'évaluer un niveau de dégradation, et un état écologique. Un écosystème en bon ou très bon état est suffisamment peu perturbé pour que les communautés diffèrent peu de ce qu'elles seraient en l'absence de perturbation. Il est résilient et permet d'assurer de manière pérenne les services écosystémiques.

Les IBI multimétriques sont une combinaison de métriques très diverses résumant la complexité des écosystèmes, chaque métrique étant corrélée à une ou plusieurs pressions. L'indice final est conçu pour discriminer les écosystèmes dégradés et refléter un gradient d'altération. Il s'agit d'indices très différents de la plupart des indicateurs utilisés en France pour gérer les écosystèmes (hors DCE). En effet, ces derniers sont généralement conçus d'après avis ou consensus d'experts, sans que leur efficacité pour évaluer les écosystèmes soit clairement démontrée au-delà d'hypothèses générales qui n'ont pas toujours fait leur preuve. Ainsi :

- > CARRIGNAN & VILLARD, (2002) affirment que les espèces indicatrices sont généralement inefficaces pour évaluer l'intégrité d'un écosystème, notamment car (1) chaque espèce occupant une niche écologique différente, on ne peut prétendre évaluer l'état d'un écosystème sur la base d'espèces indicatrices, (2) de nombreux facteurs autres que des pressions peuvent être responsables de l'évolution d'une population.
- > les indicateurs de diversité les plus communs (richesse taxonomique, diversité, diversité fonctionnelle...), réputées révélatrices du bon état d'un écosystème, ne sont pas toujours suffisamment corrélées à l'état de l'écosystème pour les évaluer convenablement (e.g. SINCLAIR *et al.*, 2024 ; MATHERS *et al.*, 2024).
- > Utiliser les espèces patrimoniales ou phares comme outil de gestion peut tendre à homogénéiser les écosystèmes en faveur de quelques espèces (ZARRI *et al.*, 2024), ou encore à protéger ces espèces au lieu de protéger les milieux (LUNDBERG & ARPONEN, 2022). De plus, il n'est pas démontré que ces espèces sont efficaces pour gérer ou protéger les écosystèmes (ANDELMAN & FAGAN, 2000 ; LUNDBERG & ARPONEN, 2022).

Par conséquent, les méthodes de suivi les plus usuelles (e.g. indicateurs « biologiques » de la boîte à outil zones humides, l'IcoCAM, les suivis amphibiens, odonates, les diagnostics phytosociologiques...) sont conçus pour évaluer la capacité d'accueil d'un site pour le ou les groupes/espèces/habitats suivis. Ils ne permettent pas



(jusqu'à preuve statistique du contraire) de statuer objectivement sur l'intégrité écologique d'une mare ou d'un étang.

Si ces indicateurs sont parfois indispensables pour se conformer à la réglementation et suivre des espèces en danger, ils sont insuffisants pour évaluer l'état d'un écosystème, et évaluer les mesures de restauration (qui visent à se diriger vers des écosystèmes moins dégradés par les activités anthropiques (GANN *et al.*, 2019)). Ils peuvent induire des modes de gestion défavorables à d'autres espèces et au bon fonctionnement des mares et étangs, voire peuvent devenir défavorables à une vraie dynamique de restauration des écosystèmes aquatiques, en provoquant par exemple une confusion entre création ou recréation de mares (= lutter contre une dynamique naturelle) pour favoriser des espèces ou un habitat et restauration de mares (= mitigation des pressions, pour des écosystèmes plus fonctionnels et accueillant durablement ces espèces ou cet habitat).

Avec un indice d'intégrité écologique comme BECOME, il est possible de faire la différence entre un écosystème dégradé riche en espèces patrimoniales (i.e. les retenues marnantes eutrophisées, souvent très riches en espèces de gazon amphibies de berges exondées), et un écosystème en bon état riche en espèces patrimoniales, de manière plus pérenne. Il est également possible de vérifier qu'améliorer la capacité d'accueil de certains groupes ou espèces d'invertébrés ou de macrophytes, ou encore lutter contre une espèce exotique envahissante, ne nuit pas à l'intégrité écologique du plan d'eau.

## II. DOMAINE D'APPLICATION

L'indice et les outils associés ont été développés à l'échelle de l'Hexagone, pour tous les petits (de 1m<sup>2</sup> à 50ha) plans d'eau peu profonds (la lumière atteint le fond, ou les eaux peuvent se mélanger n'importe quand sous l'effet du vent), quelle que soit l'altitude (0 - > 3500m).

Grâce à ses modèles prédictifs, les outils BECOME sont utilisables dans les régions limitrophes, sous réserve que les conditions climatiques, géologiques et altitudinales soient comparables, et sans effet d'insularité. Ainsi, nous déconseillons par exemple son application en Corse, en Grande-Bretagne, en Espagne, et en Scandinavie.

## III. CONCEPTION DE L'INDICE BECOME ET DE SON OUTIL DIAGNOSTIQUE

La conception de l'indice BECOME respecte les préconisations issues de l'expérience acquise dans le développement des indices multimétriques d'intégrité écologique IBI (HERING *et al.*, 2006 ; VADAS *et al.*, 2022).

Cette conception peut se résumer à quatre règles essentielles à respecter pour la conception d'un IBI :

- > Les protocoles relevant les données biologiques sur le terrain sont rapides, reproductibles et représentatives de l'état global de chaque écosystème suivi
- > Les valeurs obtenues pour chaque métrique sur un plan d'eau considéré doivent être comparées à celle attendue en situation de référence (= celle qui devrait être observée si le plan d'eau concerné n'était pas perturbé). Pour obtenir ces valeurs de référence, il est préférable d'utiliser des modèles prédictifs plutôt qu'une typologie, les modèles prédictifs prenant mieux en compte l'effet des gradients environnementaux sur les communautés (OLIVEIRA *et al.*, 2019). Une typologie de référence tend à sursimplifier les motifs écologiques, et peut être biaisée par des données récoltées dans des écosystèmes de référence non représentatifs.
- > Les métriques et l'indice multimétrique doivent avoir une efficacité de discrimination (DE) élevée, (en général >60%). Une DE = 0.68 signifie que la métrique arrive à discriminer 68% des sites sur lesquels une pression a été identifiée.
- > Les métriques et l'indice multimétrique doivent être corrélés à une ou plusieurs pressions. Cela permet de disposer d'une note qui répond à un gradient d'altération.

Ces principes ont été appliqués pour la version 4 de BECOME (LABAT & USSEGLIO-POLATERA, 2023), et pour celle disponible aujourd'hui sur l'interface web, développée fin novembre 2024 (version 6, Figure 2).

La mise à jour de la version publiée avait pour objectif principaux :

- > De mieux prendre en compte les pressions spécifiques aux étangs piscicoles (chaulage, fertilisation, agrainage..., version 5).
- > D'intégrer la pression « empoisonnement » pour les plans d'eau naturellement apiscicoles (version 6).

Cette mise à jour a aussi été l'occasion de consolider les modèles, afin d'obtenir une évaluation encore plus fiable. Nous remercions les écologues du PNR de la Brenne, qui ont largement contribué à ces évolutions.

Le design statistique ayant permis de concevoir l'indice BECOME est complexe, car il comporte :

- > de nombreuses phases de validation associées à du bootstrap et à des validations croisées (le jeu de données a été découpé en sous-jeu de données de développement et de validation pour s'assurer que chaque résultat n'était pas influencé par une particularité du jeu de données pris dans son ensemble, et était valable sur des jeux de données de plus petite taille), ainsi que
- > un processus itératif permettant de sélectionner la meilleure combinaison possible de métriques pour constituer l'indice multimétrique.

Pour plus de détails, nous vous renvoyons à LABAT & USSEGLIO-POLATERA (2023).

Cette meilleure combinaison correspond à une sélection de métriques qui additionnent leurs qualités et compensent leurs faiblesses pour une évaluation la plus fiable possible.

En général, les IBI reposent sur un seul compartiment biologique (invertébrés, poissons, diatomées...). Nous proposons trois indices : un indice BECOME qui associe deux compartiments (invertébrés et macrophytes), permettant une combinaison plus efficace pour discriminer les sites dégradés, et un sous-indice par compartiment.

Les métriques qui constituent chacun de ces indices ne sont pas nécessairement les plus intéressantes pour décrire des phénomènes écologiques, et nous préconisons de ne pas les interpréter. Elles ne sont par conséquent pas disponibles dans les exports de l'interface web. En revanche, nous proposons des métriques « d'intérêt » identifiées comme répondant à un grand nombre de pressions (= faible spécificité et DE élevés) pour décrire des phénomènes écologiques valorisant voire guidant la gestion.

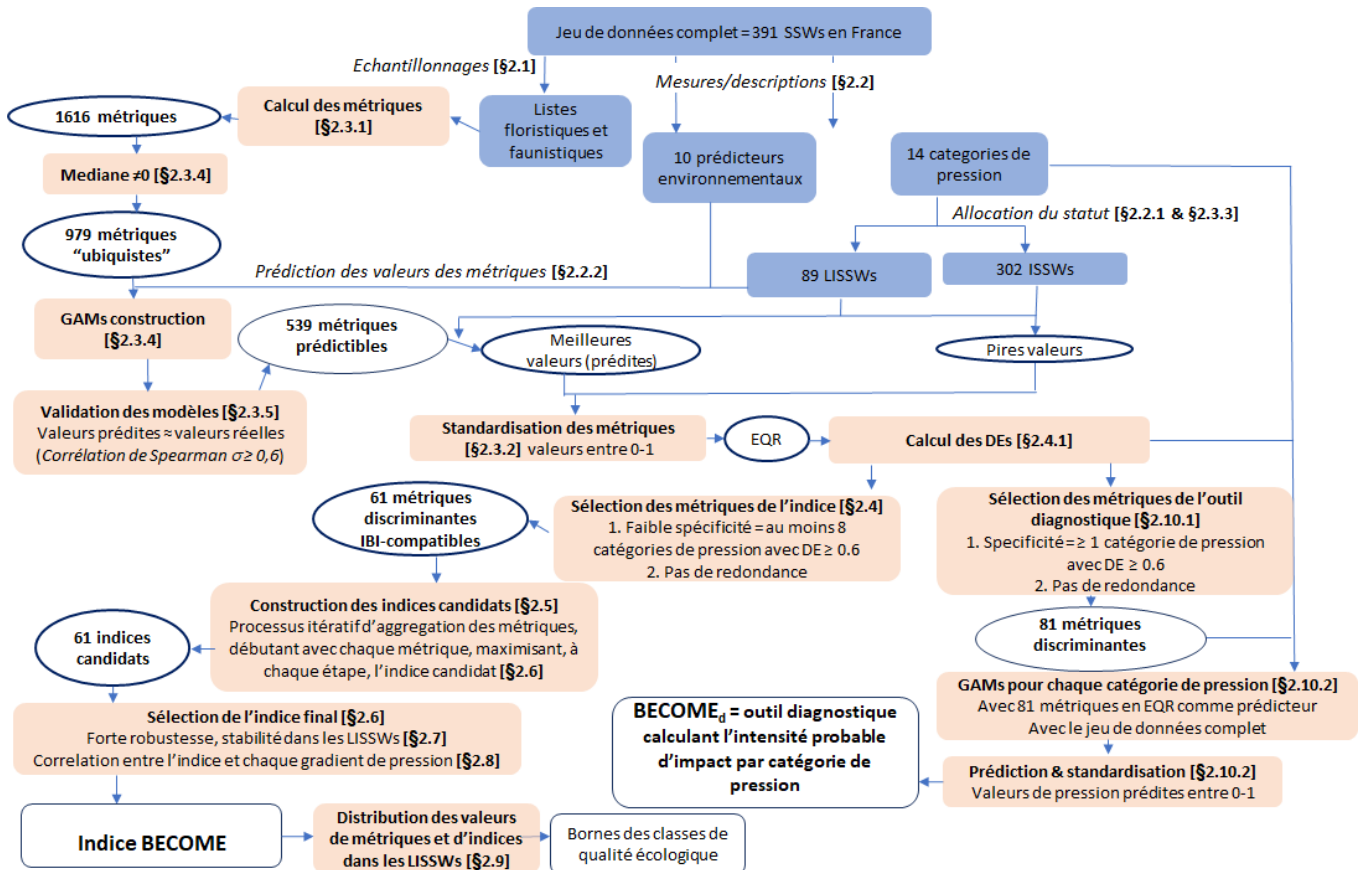


Figure 2 : Design statistique actualisé ayant permis de développer l'indice BECOME. Les numéros de chapitre renvoient aux chapitres de LABAT & USSEGLIO-POLATERA, (2023). Les zones bleues, saumon et blanches correspondent respectivement aux données, aux méthodes et aux résultats. Les ellipses représentent des résultats intermédiaires. SSWs = mares et étangs, LISSWs = mares et étangs de référence, ISSWs = mares et étangs subissant au moins une pression. DE = Efficacité de Discrimination, EQR = Ratio de Qualité Ecologique. GAM = Modèle Additif Généralisé. IBI = Indice d'intégrité biologique.

Les deux versions de l'indice BECOME obtiennent la même efficacité de discrimination ( $DE = 0.89$ ) et sont fortement corrélées ( $\sigma = 0.86$ ). **Cela indique que cette mise à jour n'a pas eu d'influence notable sur la capacité de l'indice à distinguer les sites dégradés des sites non dégradés, et les résultats sont globalement identiques. Toutefois, il peut y avoir des différences notables d'évaluation sur certains plans d'eau (Figure 3). La nouvelle version est globalement plus fiable** car légèrement mieux corrélée aux pressions (gain en déviance de 4%, Tableau II). Elle répond en particulier plus finement au gradient de la pression « bétail et apports de fumier », et présente une relation plus linéaire avec la pression urbanisation (Figure 4).

Tableau I : Synthèse des modifications apportées au design statistique de développement de l'indice BECOME entre la version de LABAT & USSEGLIO-POLATERA (2023) et la version disponible sur l'interface web (V6, 2024).

Modifications	Détail	Objectif
Taille du jeu de données	391 sites vs 318	Consolidation
Définition des sites de référence	Le % de bassin versant définissant une pression effective passe de 0 à 5% 89 sites de référence vs 81	Consolidation
Validation des modèles prédictifs des valeurs de référence de chaque métrique	La comparaison de moyenne a été remplacée par un $\sigma$ de Spearman $> 0.6$	Consolidation
Modification d'un prédicteur	La distance à la source DIS a été convertie en équivalent Strahler (classes de 1 à 7) d'après des valeurs-seuil inspirées de DOWNING (2012)	Suppression de prédictions aberrantes induites par des DIS très élevées (DIS élevées en situation de référence inexistantes en France)
Calcul des pires valeurs	La pire valeur d'une métrique n'est plus définie d'après son 95 <sup>ème</sup> ou 5 <sup>ème</sup> percentile, mais comme la pire valeur observée dans le jeu de données.	Correction d'une définition inappropriée de la pire valeur, qui produisait une erreur de calcul lorsque la valeur de référence prédite était pire que la pire valeur
Correction des valeurs de référence prédites	Si la valeur de référence prédite est pire que la pire valeur, l'EQR = 1 (le résultat ne peut pas être pire qu'un potentiel nul)	Consolidation de la correction précédente
Sélection de la meilleure combinaison	La DE max est remplacée par un compromis entre DE max, déviance expliquée et nombre de pressions corrélées	Obtention d'un indice qui répond le mieux possible au gradient de pression tout en ayant une efficacité de discrimination élevée
Critères de sélection des métriques de l'outil diagnostique	Toutes les métriques candidates ont été retenues (vs uniquement les métriques à forte spécificité), le jeu de données étant suffisamment important pour accepter un plus grand nombre de métriques	Consolidation de la prédiction
Ajout de valeurs seuil à l'outil diagnostique	Ajout d'une deuxième série de valeurs seuil, permettant de définir trois bandes de probabilité : Bande inférieure = pression très peu probable ( $\approx 0\%$ ) Bande intermédiaire = pression probable ( $\approx 50\%$ ) Bande supérieure = pression très probable ( $\approx 100\%$ )	Améliorer la fiabilité des interprétations associées à l'outil diagnostique
Gain en représentativité	Toutes les métriques invertébrés ont été calculées et testées avec et sans les mésohabitats rares ( $<1\%$ de recouvrement)	Permet d'éviter les pertes de représentativité liées à la prise en compte des mésohabitats rares, malgré la pondération surfacique

Tableau II : Différence d'efficacité entre la version de LABAT & USSEGLIO-POLATERA (2023) et la version disponible sur l'interface web (V6, 2024).

Indicateur de performance	BECOME 2023 (V4)	BECOME 2024 (V6)
Efficacité de discrimination (DE) actualisée sur 391 sites	0.894	0.891
Catégories de pression fortement discriminées par l'indice (DE > 0.8)	14/14	14/14
Déviance de l'indice (%) expliquée par les pressions	56	60
Nombre de pressions significativement corrélées à l'indice	11/14	12/14
Réaction négative de l'indice à toutes les pressions	oui	oui

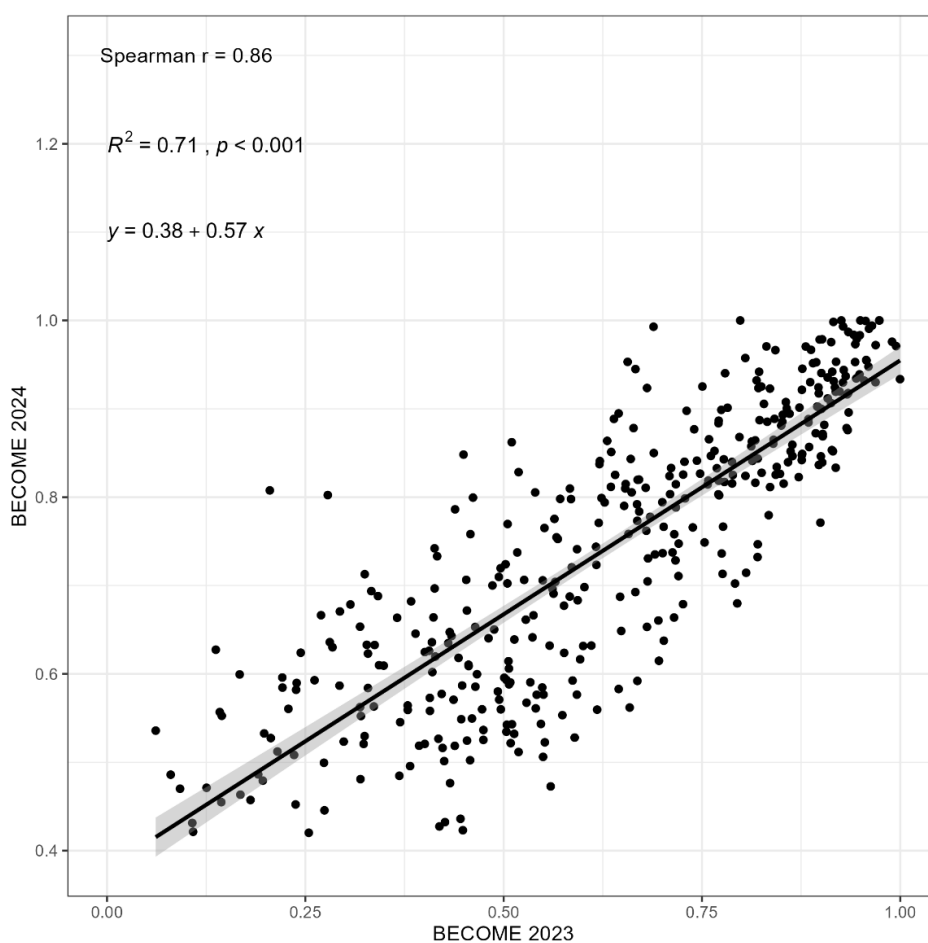


Figure 3 : Corrélation entre les deux versions de BECOME (LABAT & USSEGLIO-POLATERA, 2023, et la V6, 2024) d'après les données récoltées sur 391 mares et étangs.

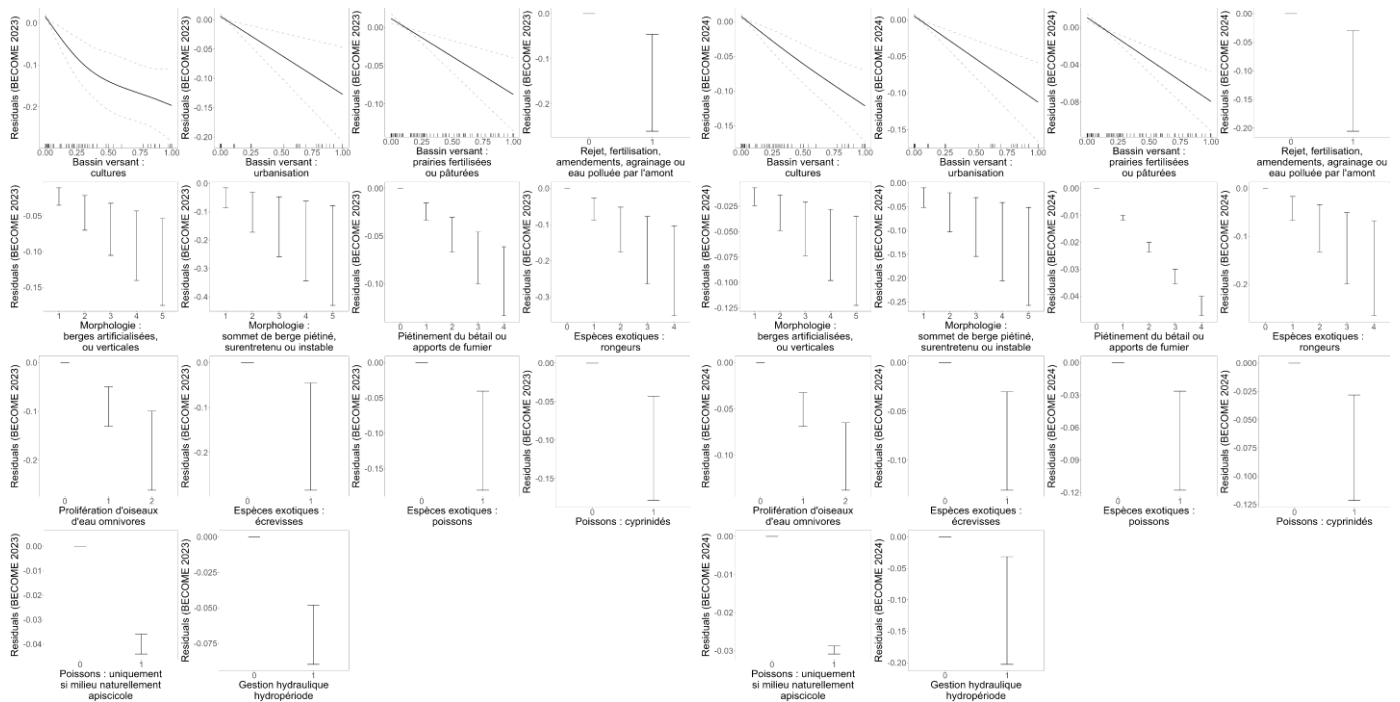


Figure 4 : Relations des deux versions de BECOME (LABAT & USSEGLIO-POLATERA, 2023, et la version disponible sur l'interface web (V6, 2024) avec les 14 catégories de pression, d'après les données récoltées sur 391 mares et étangs

## IV.COMMENT SONT CALCULÉS LES INDICES BECOME ET L'OUTIL DIAGNOSTIQUE BECOMEd ?

Pour être calculé (Figure 5), les indices BECOME et l'outil diagnostique ont besoin :

- > D'une liste floristique produite en respectant le protocole S3m (LABAT *et al.*, 2022b),
- > D'une liste faunistique produite en respectant le protocole S3i (LABAT *et al.*, 2022a),
- > De 10 variables environnementales permettant de prédire les valeurs de référence de chaque métrique. Ces variables sont en partie fournies par l'opérateur (altitude, distance à la source, profondeurs moyenne et maximale, superficie...) ou extraites d'un algorithme de géotraitement (géologie, variables climatiques) d'après les coordonnées géographiques fournies par l'opérateur. Chaque plan d'eau obtient ainsi une carte d'identité unique, avec pour chaque métrique des valeurs de référence qui correspondent aux conditions environnementales naturelles qui lui sont propres.

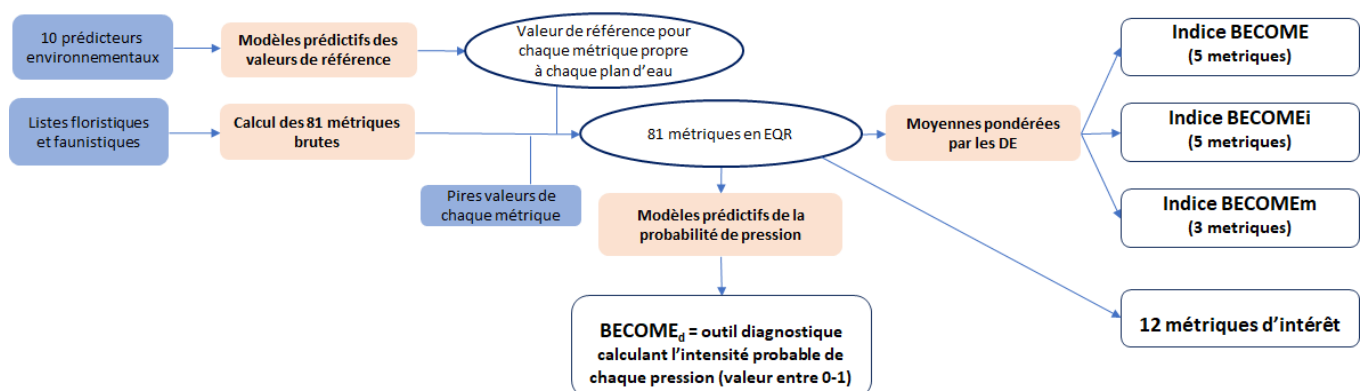


Figure 5 : Logigramme décrivant comment les différents indices et métriques BECOME et l'outil diagnostique BECOMEd sont calculés

- (1) Les listes floristiques et faunistiques sont converties en métriques « brutes » (par exemple le % de détritivores, la richesse floristique...). Avant conversion en métriques, la liste faunistique (analysée par mésohabitat) est pondérée par la superficie échantillonnée de chaque mésohabitat et par son recouvrement.

$$Abondance_i = \sum \frac{ab_m^i \times recouv_m}{ech_m}$$

avec  $Abondance_i$  l'abondance totale du taxon  $i$ ,  $ab_m^i$  l'abondance du taxon  $i$  dans le mésohabitat  $m$ ,  $recouv_m$  le recouvrement (en %) du mésohabitat  $m$ , et  $ech_m$  la superficie échantillonnée du mésohabitat  $m$ .

- (2) Les valeurs de référence de chacune des métriques sont prédites à partir des dix prédicteurs environnementaux.
- (3) Les valeurs brutes sont converties en EQR (Ecological Quality Ratio : écart à la référence attendue, valeur comprise entre 0 et 1) d'après la formule:

$$EQR = \frac{Brute - Pire}{Meilleure - Pire}$$

- (4) Les différents indices multimétriques sont calculés d'après la formule:

$$BECOME_i^p = \frac{\sum_1^n (DE_m^p \times EQR_{(m,i)})}{\sum DE_m^p}$$

avec  $BECOME_i^p$ : le sous-indice de BECOME calculé pour la catégorie de pression "p" et le site échantillonné "i",  $DE_m^p$ : l'efficacité de discrimination de la métrique  $m$  pour la catégorie de pression p (% de sites discriminés par la métrique  $m$  pour la pression p),  $EQR_{(m,i)}$ : la valeur en EQR de la métrique  $m$  pour le site échantillonné "i", et "n" le nombre de métriques agrégées dans le sous-indice (les n métriques qui composent l'indice).

Cette formule permet de donner plus de poids aux métriques les plus discriminantes. Une valeur de 0 correspond à un résultat pire ou égal à la pire valeur du modèle, une valeur de 1 à un résultat égal ou meilleur que la valeur de référence prédite.

- (5) En parallèle, les valeurs obtenues en EQR pour 81 métriques permettent de prédire l'intensité probable de chaque catégorie de pression.

Pour les utilisateurs qui souhaitent évaluer plus en détail leur plan d'eau, nous proposons des métriques d'intérêt qui peuvent être utiles pour comprendre et gérer les plans d'eau (Tableau III). Leur efficacité de discrimination et leur corrélation à plusieurs pressions a été démontrée lors de la conception de l'indice. Ces métriques évaluent l'état d'une caractéristique des deux communautés (structure, fonction, composition, sensibilité ou conservation).



Tableau III : Métriques d'intérêt. DE moyen = efficacité de discrimination moyenne (moyenne des DE par grand type de pression). \* métrique constitutive de BECOME (bi-compartiment).

Famille de métrique	Métrique	Définition	Utilité	DE moyen
Composition	COLODH	Richesse en Coléoptères, Odonates et Hémiptères dans les mésohabitats dominants (>1%)	Permet de statuer si la communauté d'invertébrés présente une richesse et une abondance relative en Coléoptères, Odonates ou Hémiptères, trois groupes majeurs des plans d'eau peu profonds, est conforme à ce qui est attendu	0.62
	COLODH [%Q]	Abondance relative en Coléoptères, Odonates et Hémiptères		0.72
Conservation	Groupe bioécologique ε [%S]	Richesse relative du groupe fonctionnel exclusif des petits milieux stagnants (coléoptères et hémiptères nageurs, prédateurs ou perceurs)	Permet de statuer si la communauté d'invertébrés présente une richesse relative et les fonctions associées conforme en taxons les plus caractéristiques des mares et étangs	0.70
	Ecotypicité PLEX*	PLant Ecotype index : score d'écotypicité de la communauté de macrophytes	Permet de s'assurer que la composition de la communauté floristique est conforme à celle attendue	0.85
	TRI_CE	Typicité moyenne de la communauté d'invertébrés = moyenne des scores de rareté des invertébrés en cours d'eau dans les mésohabitats dominants (> 1%)	Une valeur basse indique que le peuplement d'invertébrés est banalisé, dominé par des taxons que l'on rencontre dans une large gamme d'écosystèmes d'eau douce	0.77
	SRI_CE	Typicité moyenne de la communauté de macrophytes = moyenne des scores de rareté des macrophytes en cours d'eau	Une valeur basse indique que le peuplement est banalisé, dominé par des espèces que l'on rencontre dans une large gamme d'écosystèmes d'eau douce	0.68
Structure	Diversité des invertébrés [Rmg]	Indice de diversité de Margalef pour les invertébrés	Évalue la diversité de la communauté d'invertébrés par rapport à ce qui est attendu	0.64
	Diversité des macrophytes [H']	Indice de diversité de Shannon pour les macrophytes	Évalue la diversité de la communauté de macrophytes par rapport à ce qui est attendu	0.57
Sensibilité	TIM2S*	Indice de degré trophique basé sur le phosphore	Évalue si le degré trophique est conforme à ce qui est attendu d'après les affinités des plantes au phosphore	0.78
Fonctions	Dispersion aérienne [%Q]	Abondance relative en invertébrés à dispersion aérienne	Évalue la résilience de la communauté et la fonction de transferts de matières et d'énergie aux écosystèmes avoisinants par les invertébrés	0.74
	Superprédateurs [%Q]	Équilibre trophique = abondance relative des mangeurs de macroinvertébrés et vertébrés dans les mésohabitats dominants (>1%)	Évalue si la proportion d'invertébrés superprédateurs est conforme à ce qui est attendu	0.77
	Mäkirinta [H']	Diversité des formes de croissance des végétaux selon Mäkirinta	Évalue l'habitabilité potentielle du plan d'eau d'après sa diversité en formes de croissance. Les formes de croissance ont des structures physiques différentes (donc une capacité d'accueil différente) et ont tendance à occuper l'espace différemment, en fonction de la transparence de l'eau, de la profondeur et du substrat. À croiser avec le recouvrement des mésohabitats végétaux (pour avoir une bonne habitabilité il faut un bon recouvrement ET une diversité de formes).	0.65

# COMMENT INTERPRÉTER LES RÉSULTATS

Les mares et étangs ont un fonctionnement qui les distinguent des autres plans d'eau. Pour plus de détail, vous pouvez lire l'introduction de notre thèse sur les mares et étangs (LABAT, 2021).

## I. COMMENT INTERPRÉTER LES INDICES BECOME ?

Les trois indices s'expriment en Ecological Quality Ration (EQR). Il s'agit d'une note comprise entre 0 (pire valeur possible) et 1 (valeur de référence = milieu non ou très peu perturbé).

L'indice BECOME est plus sévère que les deux sous-indices BECOME<sub>i</sub> (invertébrés) et BECOME<sub>m</sub> (macrophytes). Toutefois, comme aucun modèle n'est parfait, il peut arriver que l'indice BECOME se trompe en surévaluant l'état d'un plan d'eau. Dans ce cas, un des deux sous-indices voire les deux sont plus dégradés (classes d'état plus dégradées), ce qui permet de pondérer le résultat.

Les classes d'état définies par les indices sont semblables à celles définies par la Directive Cadre sur l'Eau (Figure 6). Les trois sous-indices sont DCE-compatibles (mais n'ont pas été intercalibrés). Un état très bon ou bon ne nécessite pas d'intervention (sauf éventuellement pour améliorer la capacité d'accueil du site pour une espèce ou un groupe jugé patrimonial, au risque de créer des dysfonctionnements). En dessous du bon état, il est conseillé d'agir pour améliorer l'intégrité écologique de l'étang. Utiliser l'outil diagnostique BECOMEd permet de hiérarchiser les pressions sur lesquelles il convient d'agir.

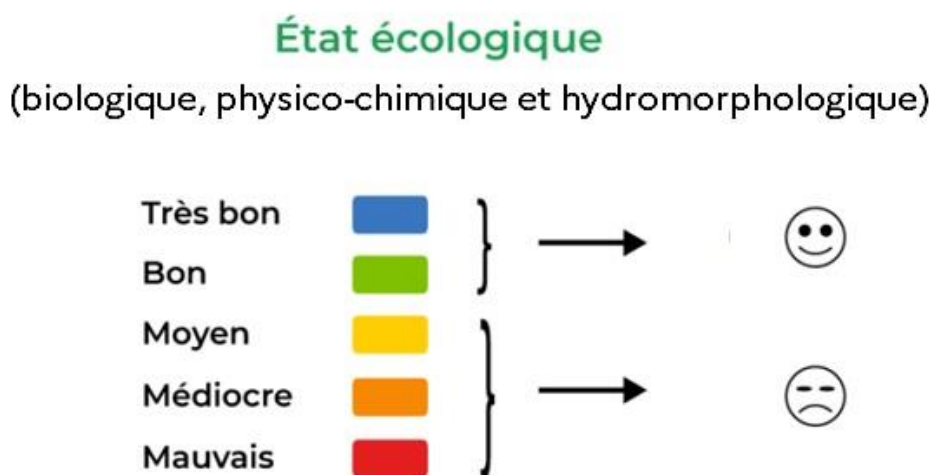


Figure 6 : Principe de l'état écologique ® Wikimedia Commons

C'est l'indice BECOME qui doit être utilisé en priorité. Les deux sous-indices sont à utiliser pour pondérer les résultats de BECOME (voir plus haut), et pour mettre en évidence des différences de tendance entre compartiments dans le cadre de suivis diachroniques.

L'indice réagissant à toutes les pressions, il ne peut être utilisé pour identifier les causes d'altération. C'est l'objet de l'outil diagnostique.

## II. COMMENT INTERPRÉTER L'OUTIL DIAGNOSTIQUE ?

L'outil diagnostique fournit, pour 14 groupes de pression, une intensité de pression probable (valeur standardisée entre 0 et 1), d'après le comportement de 81 métriques en EQR. Plus l'intensité de pression est proche de 1, plus l'impact de cette pression est probablement élevé.

À chaque pression est associée deux valeurs seuil :

- > Une valeur seuil de significativité haute (ligne rouge pointillée, Figure 7), au-delà de laquelle la probabilité que la pression ait un impact est approximativement de 100%
- > Une valeur seuil de significativité basse (ligne pointillée orange, Figure 7), en deçà de laquelle la probabilité que la pression ait un impact est à peu près nulle.
- > Entre les deux valeur seuil, la probabilité que la pression ait un impact est d'environ 50%.

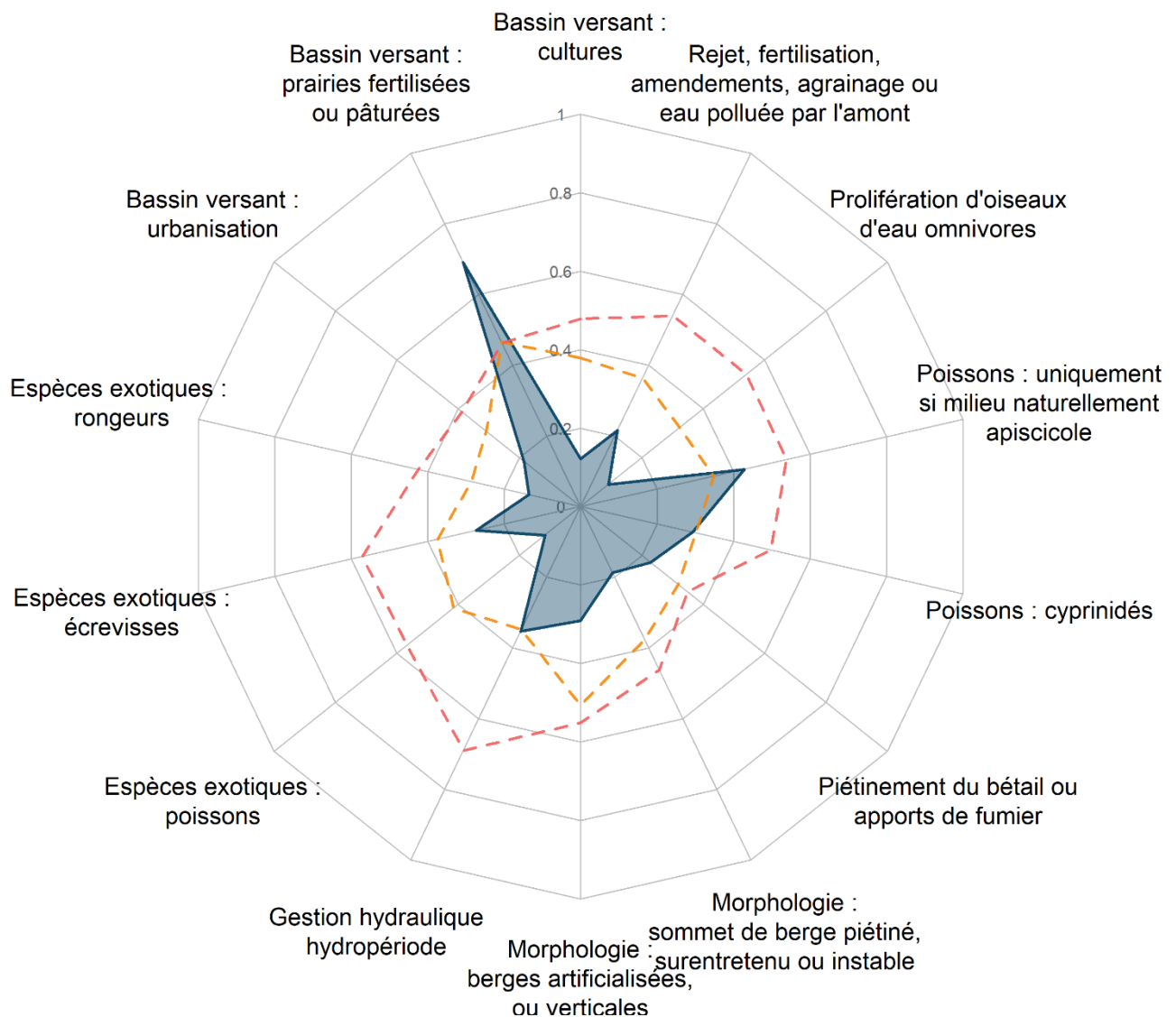

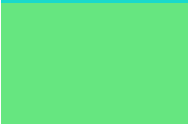


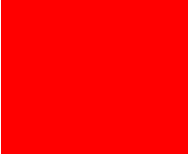


Figure 7 : Exemple de diagramme radar, obtenu pour un petit étang de tourbière en Auvergne. L'outil diagnostique indique que la fertilisation des prairies environnantes est l'unique cause probable d'altération de cet étang.

### III.COMMENT INTERPRÉTER LES MÉTRIQUES D'INTÉRÊT ?

La signification des métriques est indiquée Tableau III. L'interface web fournit les valeurs en EQR des douze métriques, ainsi que leur classe d'intégrité écologique. Ces métriques ne peuvent se substituer aux indices BECOME pour évaluer l'écosystème. Ainsi, un PLEX en état moyen ne signifie pas que l'écosystème est en état moyen, mais que la composition floristique est moyennement altérée par rapport à ce qui est attendu en l'absence de perturbation (Tableau IV). Il est possible d'avoir un écosystème qui reste en bon voire en très bon état, avec une métrique altérée. Aucune métrique n'est « parfaite » : elle peut être évaluée comme altérée alors qu'il n'y a pas d'altération, ou au contraire évaluée comme non altérée alors que l'écosystème est significativement dégradé. C'est tout l'intérêt des IBI multimétriques, qui compensent les faiblesses inévitables inhérentes à chaque métrique. Ces métriques donnent une indication globalement fiable sur l'état d'une caractéristique de la communauté.

Tableau IV : Signification des classes d'intégrité des métriques d'intérêt

Intégrité écologique de la métrique	Code couleur	Définition
Très bonne		La composition, la fonction, la structure, la sensibilité moyenne aux perturbations ou l'état de conservation des invertébrés ou des macrophytes correspond totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées
Bonne		Légères modifications dans la composition, la fonction, la structure, la sensibilité moyenne aux perturbations ou l'état de conservation des invertébrés ou des macrophytes
Moyenne		La composition, la fonction, la structure, la sensibilité moyenne aux perturbations ou l'état de conservation des invertébrés ou des macrophytes diffèrent modérément des communautés caractéristiques
Médiocre		La composition, la fonction, la structure, la sensibilité moyenne aux perturbations ou l'état de conservation des invertébrés ou des macrophytes diffèrent fortement des communautés caractéristiques
Mauvaise		La composition, la fonction, la structure, la sensibilité moyenne aux perturbations ou l'état de conservation des invertébrés ou des macrophytes diffèrent très fortement des communautés caractéristiques.

# BIBLIOGRAPHIE

---

- ANDELMAN S. J. & FAGAN W. F., 2000. – Umbrellas and flagships: Efficient conservation surrogates or expensive mistakes? *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **97** (11) : 5954-5959 doi : 10.1073/pnas.100126797.
- CARIGNAN V. & VILLARD M.-A., 2002. – Selecting Indicator Species to Monitor Ecological Integrity: A Review. *Environmental monitoring and assessment*, **78** : 45-61 doi : 10.1023/A:1016136723584.
- DOWNING J., 2012. – Global abundance and size distribution of streams and rivers. *Inland Waters*, **2** (4) : 229-236 doi : 10.5268/IW-2.4.502.
- GANN G. D., McDONALD T., WALDER B., ARONSON J., NELSON C. R., JONSON J., HALLETT J. G., EISENBERG C., GUARIGUATA M. R., LIU J., HUA F., ECHEVERRÍA C., GONZALES E., SHAW N., DECLER K. & DIXON K. W., 2019. – International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, **27** (S1) : S1-S46 doi : 10.1111/rec.13035.
- GRIZZETTI B., LIQUETE C., PISTOCCHI A., VIGIAK O., ZULIAN G., BOURAOUI F., DE ROO A. & CARDOSO A. C., 2019. – Relationship between ecological condition and ecosystem services in European rivers, lakes and coastal waters. *The Science of the Total Environment*, **671** : 452-465 doi : 10.1016/j.scitotenv.2019.03.155.
- HERING D., FELD C. K., MOOG O. & OFENBÖCK T., 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** (1) : 311-324 doi : 10.1007/s10750-006-0087-2.
- KARR J. R., LARSON E. R. & CHU E. W., 2022. – Ecological integrity is both real and valuable. *Conservation Science and Practice*, **4** (2) : e583 doi : 10.1111/csp2.583.
- KUEHNE L., OLDEN J., STRECKER A., LAWLER J. & THEOBALD D., 2017. – Past, present, and future of ecological integrity assessment for fresh waters. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **15** doi : 10.1002/fee.1483.
- LABAT F., 2021. – *Facteurs environnementaux déterminants des communautés d'invertébrés et de macrophytes des petits plans d'eau peu profonds de France continentale*. Rennes : Université de Rennes 1, 319 p.
- LABAT F., PISCART C. & THIEBAUT G., 2022a. – Invertebrates in small shallow lakes and ponds: a new sampling method to study the influence of environmental factors on their communities. *Aquatic Ecology*, **56** : 585-603 doi : 10.1007/s10452-021-09939-1.
- LABAT F., THIÉBAUT G. & PISCART C., 2022b. – A new method for monitoring macrophyte communities in small shallow lakes and ponds. *Biodiversity and Conservation*, **31** : 1627-1645 doi : <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02416-7>.
- LABAT F. & USSEGLIO-POLATERA P., 2023. – A new bioassessment multimetric index (BECOME) and diagnostic tool (BECOMEd) for small standing waters. *Ecological Indicators*, **154** : 110831 doi : 10.1016/j.ecolind.2023.110831.
- LEOPOLD A., 1949. – *Almanach d'un comté des sables: suivi de quelques croquis*. Paris : Aubier.
- LUNDBERG P. & ARPONEN A., 2022. – An overview of reviews of conservation flagships: evaluating fundraising ability and surrogate power. *Nature Conservation*, **49** : 153-188 doi : 10.3897/natureconservation.49.81219.
- MATHERS K., ROBINSON C., HILL M., KOWARIK C., HEINO J., DEACON C. & WEBER C., 2024. – How effective are ecological metrics in supporting conservation and management in degraded streams? *Biodiversity and Conservation*, : 1-22 doi : 10.1007/s10531-024-02933-7.
- OLIVEIRA R., MUGNAI R., PEREIRA P., SOUZA N. & BAPTISTA D., 2019. – A predictive multimetric index based on macroinvertebrates for Atlantic Forest wadeable streams assessment. *Biota Neotropica*, **19** doi : 10.1590/1676-0611-bn-2018-0541.

PARRISH J. D., BRAUN D. & UNNASCH R., 2003. – Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. *BioScience*, **53** : 851-860.

RUARO R., GUBIANI É. A., HUGHES R. M. & MORMUL R. P., 2020. – Global trends and challenges in multimetric indices of biological condition. *Ecological Indicators*, **110** : 105862 doi : 10.1016/j.ecolind.2019.105862.

SINCLAIR J., WELTI E., ALTERMATT F., ÁLVAREZ-CABRIA M., AROVIITA J., BAKER N., BAREŠOVÁ L., BARQUÍN P., BONACINA L., BONADA N., CAÑEDO-ARGÜELLES M., CSABAI Z., EYTO E., DOHET A., DÖRFLINGER G. ET AL., 2024. – Multi-decadal improvements in the ecological quality of European rivers are not consistently reflected in biodiversity metrics. *Nature Ecology & Evolution*, **8** : 1-12 doi : 10.1038/s41559-023-02305-4.

VADAS R. L., HUGHES R. M., BAE Y. J., BAEK M. J., GONZÁLES O. C. B., CALLISTO M., CARVALHO D. R. DE., CHEN K., FERREIRA M. T., FIERRO P., HARDING J. S., INFANTE D. M., KLEYNHANS C. J., MACEDO D. R., MARTINS I. ET AL., 2022. – Assemblage-based biomonitoring of freshwater ecosystem health via multimetric indices: A critical review and suggestions for improving their applicability. *Water Biology and Security*, **1** (3) : 100054 doi : 10.1016/j.watbs.2022.100054.

WURTZEBACH Z. & SCHULTZ C., 2016. – Measuring Ecological Integrity: History, Practical Applications, and Research Opportunities. *BioScience*, **66** (6) : 446-457 doi : 10.1093/biosci/biw037.

ZARRI E. C., NAUGLE D. E. & MARTIN T. E., 2024. – Impacts of umbrella species management on non-target species. *Journal of Applied Ecology*, **61** (6) : 1411-1425 doi : 10.1111/1365-2664.14654.