

# 水生态评价体系优化路径：从状态评价到成因诊断

赵先富<sup>1</sup>, 陈锋<sup>1</sup>, 买占<sup>1</sup>, 解鑫<sup>2</sup>, 马沛明<sup>1</sup>, 陈威<sup>1</sup>, 王瑞<sup>1</sup>, 战爱斌<sup>3</sup>, 陈凯<sup>4</sup>,  
李正飞<sup>5</sup>, 王备新<sup>6</sup>, 张远<sup>7</sup>, 王洪铸<sup>5</sup>, 金小伟<sup>2</sup>

1. 水利部中国科学院水工程生态研究所, 水利部水工程生态效应与生态修复重点实验室, 湖北 武汉 430079
2. 中国环境监测总站, 国家环境保护环境监测质量控制重点实验室, 北京 100012
3. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085
4. 南京林业大学生态与环境学院, 江苏 南京 210037
5. 中国科学院水生生物研究所, 湖北 武汉 430072
6. 南京农业大学昆虫系, 江苏 南京 210095
7. 广东工业大学生态环境与资源学院, 广东 广州 510006

**摘要:**现行以生物完整性指数(ABI)和O/E模型为核心的水生态健康评价体系虽在状态分级方面成效显著,但其核心假设主要侧重于局域生境对群落的过滤作用,在多重胁迫条件下易忽视空间过程与区域背景的影响,导致难以有效识别生态受损的成因。针对监测实践与生态理论发展的错位,提出从“状态评估”向“成因诊断”转变的新范式,构建一个有机整合源-汇解析、生态过程、成因诊断与未来预测的综合框架。在实施路径上,建议构建“状态评价+成因诊断”双轨制:以常规监测为基础,通过设定的阈值触发嵌入成因分析/诊断决策信息系统(CADDIS)逻辑的调查性监测诊断,利用功能性状、eDNA及高频传感等技术方法获取机理证据。最后,结合我国流域管理需求,提出建设本土化功能性状数据库、强化连通性评估及利用生物状况梯度(BCG)模型应对基线漂移等建议,推动水生态监测体系向兼具成因解析与预测功能的现代化转型。

**关键词:**生物监测;生态完整性;成因诊断;功能性状;集合群落理论;双轨制监测

中图分类号: X826

文献标志码: A

文章编号: 1002-6002(2026)01-0022-12

DOI: 10.19316/j.issn.1002-6002.2026.01.02

## Reflections on Optimizing the Aquatic Ecosystem Assessment System: From Status Assessment to Causal Diagnosis

ZHAO Xianfu<sup>1</sup>, CHEN Feng<sup>1</sup>, MAI Zhan<sup>1</sup>, XIE Xin<sup>2</sup>, MA Peiming<sup>1</sup>, CHEN Wei<sup>1</sup>, WANG Rui<sup>1</sup>, ZHAN Aibin<sup>3</sup>, CHEN Kai<sup>4</sup>,  
LI Zhengfei<sup>5</sup>, WANG Beixin<sup>6</sup>, ZHANG Yuan<sup>7</sup>, WANG Hongzhu<sup>5</sup>, JIN Xiaowei<sup>2</sup>

1. Key Laboratory of Ecological Impacts of Hydraulic-Projects and Restoration of Aquatic Ecosystem of Ministry of Water Resources, Institute of Hydroecology, Ministry of Water Resources and Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430079, China
2. State Environmental Protection Key Laboratory of Quality Control in Environmental Monitoring, China National Environmental Monitoring Centre, Beijing 100012, China
3. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China
4. College of Ecology and Environment, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China
5. Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China
6. Department of Entomology, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China
7. School of Ecology, Environment and Resources, Guangdong University of Technology, Guangzhou 510006, China

**Abstract:** Although current aquatic ecosystem health assessment systems centered on the Index of Biotic Integrity (IBI) and Observed/Expected (O/E) methods have proven effective for status classification. However, their core assumptions primarily emphasize the filtering effect of local habitats on communities; under multiple stressors, this perspective may downplay spatial processes and regional context, making it difficult to identify the causes of ecological impairment. To address the mismatch between monitoring practice and advances in ecological theory, this paper proposes a paradigm shift from “status assessment” to “causal

收稿日期: 2025-12-26; 修订日期: 2026-01-21

基金项目: 京津冀环境综合治理国家科技重大专项(2025ZD1207600); 湖北省自然科学基金项目(2023AFB984); 湖北省技术创新计划重点研发专项(2024BCB068); 国家自然科学基金(32202944)

第一作者简介: 赵先富(1979—), 男, 博士, 研究员, phycology@gmail.com。

通讯作者: 金小伟, jinxw@cnemc.cn。

diagnosis” and develop an integrated framework that organically combines source-sink interpretation, ecological processes, causal drivers, and forward-looking prediction. In terms of implementation, a dual-track approach of “status assessment and causal diagnosis” is recommended: routine monitoring serves as the baseline, while threshold-based triggers activate investigative diagnosis embedded with CADDIS logic, and mechanistic evidence is further obtained using functional traits, eDNA, and high-frequency sensing. Finally, in line with watershed management needs in China, we suggest developing localized trait databases, strengthening connectivity assessment, and applying the Biological Condition Gradient (BCG) framework to cope with baseline shifts, thereby modernizing monitoring programs toward systems with both causal attribution and predictive capacity.

**Keywords:** biomonitoring; ecological integrity; causal diagnosis; functional traits; metacommunity theory; dual-track monitoring

淡水生态系统在地球表面的面积占比不足1%,却支撑着高度集中的生物多样性,并提供重要生态系统服务功能<sup>[1]</sup>。进入人类世以来,水利水电工程建设等人类活动导致河流连通性受阻并引发生境破碎,营养盐负荷增加带来富营养化风险,加之各类药物与个人护理品等有机微污染物的叠加效应,使淡水生态系统面临前所未有的多重胁迫<sup>[2-5]</sup>。此外,气候变化与极端事件改变了径流过程和热力条件,放大了上述压力的综合效应<sup>[6-7]</sup>。在这种背景下,如何评估并维系淡水生态系统的完整性成为水生态环境管理的核心问题。

为应对上述挑战,各国水生态环境管理体系正逐步摒弃以单一理化指标达标为导向的传统模式,转向以“生态完整性(Ecological Integrity)”为核心目标的水生态管理框架<sup>[7-10]</sup>。1972年美国《清洁水法》(Clean Water Act, CWA)率先确立“恢复和维护水体的化学、物理和生物完整性”的总体目标,推动了将这一规范性概念加以操作化的研究与实践进程,也使得以多类群水生生物为对象的评估框架应运而生<sup>[8,11]</sup>。欧盟《水框架指令》(Water Framework Directive, WFD)则通过“良好生态状态”分级评价,将生态完整性具体化为可考核标准。由此,基于鱼类、底栖动物和着生藻类等类群的多指标生物完整性指数(IBM/MMI)以及观测值/期望值(O/E)模型(以RIVPACS为代表),被广泛应用于流域尺度的例行监测与考核性评价<sup>[12-14]</sup>。这些工具极大提升了淡水生态状态监测的标准化水平和结果可比性,为水体分级管理和水生态环境政策执行奠定了理论与技术基础。

现行监测体系在状态与趋势评估方面成效显著,但当管理需求从“是否受损”进一步走向“为什么受损、如何修复”时,往往面临难以有效衔接的困境<sup>[2,6-8]</sup>。传统IBM和O/E方法在设计之初主要用于表征总体人为干扰水平,虽然作为综合性评价指标对生态退化具有较高敏感性,但不能

识别出特定压力的影响<sup>[2,13]</sup>。IBM/MMI在计算时进一步将若干指标压缩为单一总分或某个等级状态,掩盖了指标间对特定压力的差异化响应。在美国国家水质清单(National Water Quality Inventory)、水体评估与日最大负荷总量跟踪实施系统(Assessment, TMDL Tracking and Implementation System, ATTAINS)中,以及欧盟WFD实践中,大量受损水体成因被归类为“原因不明(Cause Unknown)”的现象长期存在<sup>[15-16]</sup>。其重要原因之一是调查性监测(Investigative Monitoring)不足,导致成因识别滞后,大量受损水体难以被及时纳入针对性修复计划<sup>[15-16]</sup>。值得注意的是,国际上在成因诊断的方法论层面已有探索。美国环保署(EPA)建立了基于证据权重法(Weight of Evidence, WoE)的成因分析/诊断决策信息系统(Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System, CADDIS),为识别水生态受损原因提供了标准化的逻辑框架<sup>[17-19]</sup>,被认为是当前最完善的诊断体系。而现实困难更多来自诊断的实施门槛偏高:完整证据链的构建需要多学科数据集成<sup>[20]</sup>、跨部门协作与专家研判,诊断成本高、周期长,难以像常规考核监测那样高频规模化运行<sup>[21]</sup>;同时,多重压力源交互与关键过程(如脉冲式污染、极端事件)观测不足也会增加受损水体成因被判定为“原因不明”或“证据不足”的比例<sup>[7]</sup>。

本文立足于综述与理论辨析,旨在揭示导致“成因诊断能力不足”的机制性障碍,科学系统思考我国水生态监测评价体系,并提出未来优化方向。研究重点在于顶层设计与范式转换,而非提供单一的技术操作手册。考虑到管理实践的连续性,本文在理论探讨之外,特别关注新旧范式的兼容问题,提炼了可嵌入现行考核监测体系的最小可执行单元,包括明确的诊断触发阈值、标准化的诊断流程接口以及科学的证据权重判定原则,以期水生态监测评价从“监测数据”到“管理决

策”的转化提供可操作的路径指引。

## 1 监测实践的滞后性与生态系统复杂性带来的挑战

当前广泛存在的“成因诊断能力不足”并非简单意义上的技术滞后,而是由监测实践与生态系统复杂性之间难以匹配,以及监测工具更新与生态理论发展存在时空错位共同所致<sup>[2,8,22-24]</sup>。淡水生态系统本质上是一个多要素相互作用、具有非线性响应关系以及时空异质性的复杂适应系统。然而,现有的标准化监测体系多建立于工业化早期,深受还原论思维影响,试图通过少数几个结构性指标(如物种丰富度、耐污值)来线性映射复杂的生态健康状况。这种“简单工具”与“复杂系统”的不匹配,导致在面对多重胁迫叠加时,监测数据往往难以有效解析受损的深层机制。

20世纪早中期,工业化进程加剧了水体污染并引发一系列公共卫生危机,促使管理部门迫切需要建立快速且可操作的生态监测方法。受限于当时生态学理论的发展水平,相关研究以物种名录整理和基于耐污性的简单指示体系构建为主,关于群落构建机制、空间过程及功能生态学的系统性理论框架尚未形成。为满足水生态监测快速、可操作的需求,20世纪以来逐步发展出一系列以群落结构为基础的简化工具。腐生系统(Saprobian System)是一种基于物种耐污性的生态指示体系,以物种对溶解氧的需求为主要依据,可有效反映沿程有机污染梯度<sup>[22]</sup>。在腐生系统的基础上,为了定量描述群落结构的变化,Shannon-Wiener多样性指数、Simpson指数和Margalef丰富度等单一数值指数被广泛引入水生态评价<sup>[13]</sup>。同时,针对特定压力(主要是有机污染),研究人员相继提出了一系列基于分类单元耐污值赋分的生物指数(Biotic Indices),如Trent生物指数(TBI)、Chandler记分系统以及Hilsenhoff生物指数(HBI)等,将复杂的生物信息转化为简明的数值,在当时的水质评价中发挥了重要作用<sup>[2,13]</sup>。随后,KARR<sup>[11]</sup>提出IBI指数,整合了物种组成、营养结构、耐受性和丰富度等多方面的信息,提高了指标综合性,降低了运用单一指标评价的局限性;RIVPACS等O/E方法引入了参考条件和统计预测,通过生物-环境关系建立了方法统一、跨区域可比的期望状态预测框架<sup>[12]</sup>。

这些工具隐含着在当时合理却相对简单的假设,即局域环境是局域群落构建的决定因子,忽视了空间过程和区域背景的重要性<sup>[2,24-26]</sup>。在以点源有机污染为主导、压力类型相对单一的情境下,这一假设具有较高的解释力,也支撑了早期水质评价的成功。随着时间推移,相关工具固化为法律条款、标准规范和技术指南,积累了大量、宝贵的历史数据。这种深度的制度化虽然保证了管理的连续性,但也导致评价体系呈现出明显的路径依赖,并受限于立法和管理惯性,难以跟随生态学理论的快速迭代而同步更新<sup>[2,12,22]</sup>。

进入21世纪,群落生态学理论发展突飞猛进。集合群落理论系统阐述了环境过滤、空间过程和生物相互作用在群落构建中的交互作用<sup>[27]</sup>,强调扩散条件及过程,如群体效应(Mass Effects)和扩散限制,对群落组成的重要影响<sup>[28-29]</sup>。基于功能性状方法(Functional Trait-Based Approaches, FTBA)的功能生态学亦异军突起,主张以形态、生理、行为和生活史等可量化性状取代分类单元<sup>[30-32]</sup>,通过区分响应性状与效应性状<sup>[33-34]</sup>,构建“环境压力—性状—生态过程”的链条<sup>[30,35-36]</sup>。随着人类活动的不断增强,淡水生态系统面临的威胁已从单一有机污染,转变为气候变化、生境破碎化与多种化学污染并存的复杂格局<sup>[2,6-7]</sup>。FTBA被寄予厚望,被视为建立机理性、可迁移的生态响应模型的关键路径<sup>[37]</sup>。然而,上述理论进展在时间上晚于以分类群指数为核心的标准化监测体系的定型,致使理论与实践之间缺乏有效衔接。

这种监测指标更新滞后于生态理论发展的现象,不仅增加了诊断难度,更限制了研究人员对水体受损机理的深入解析。传统的监测范式往往将复杂的生态系统视为一个黑箱,仅关注单一压力输入与最终状态输出之间的简单映射,忽略了内部复杂的响应过程。面对多重胁迫(尤其在压力高度共变、存在阈值/滞后或事件性压力突出时),水生态监测评价需要从单纯的“状态描述”走向基于机理的“过程解析”。新形势下的水生态环境管理不再满足于给出“优/良/中/差”的分级标签,而是旨在构建一个涵盖“源-汇解析—生态过程—成因诊断—未来预测”的闭环诊断链条(图1)。这一转型并非否定状态评价的价值,而是在保留其稳定、可比优势的同时,进一步拓展解释视野:把线索从局地环境扩展到流域尺度的污

污染源与汇,识别生物群落响应复杂压力的功能性状与空间扩散机制,并在因果推理框架下开展成

因甄别,最终为恢复路径研判提供更扎实的依据。

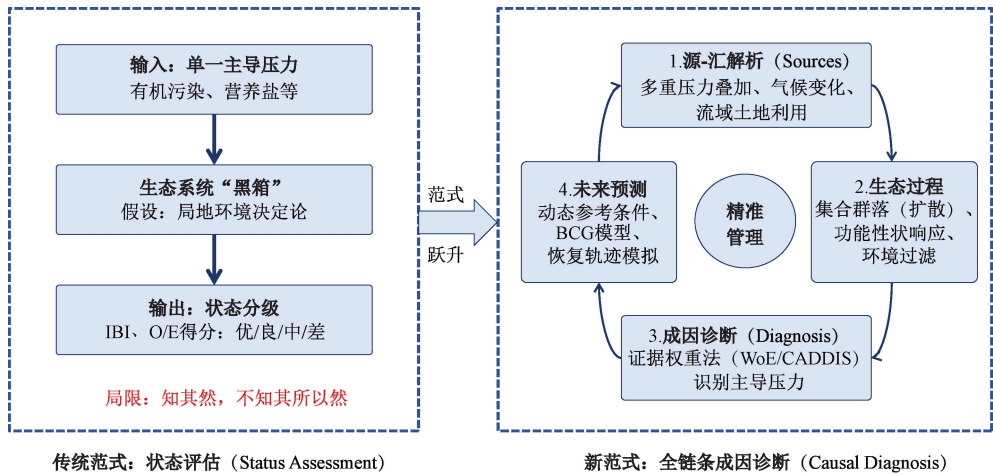


图1 淡水生态监测范式的演变:从基于现象的“状态评价”向基于机理的“成因诊断”发展

Fig. 1 The evolution of freshwater ecological monitoring paradigms: Leaping from phenomenon-based “status assessment” to mechanism-based “causal diagnosis”

## 2 从群落结构表征到生态机制解析的理论进阶

现代生态学理论的发展为监测体系诊断能力跃升提供了全新的工具箱。以下将从功能性状方法、空间过程刻画和参考条件动态演变3个方面,探讨如何在现有监测框架内,引入更具机制解释力的诊断模块。

### 2.1 从群落结构到生态功能:识别压力作用机制

传统生物监测以分类群为单元,通过物种组成、多样性和耐污-敏感谱等结构性指标表征群落变化。这类指标对总体扰动水平较为敏感,但由于不同干扰常导致相似的物种丧失模式(如敏感类群减少),往往难以通过物种名单变化反推具体的压力来源。作为传统分类指标的重要补充,FTBA从生物体的可测量属性出发,利用性状对特定环境胁迫的特异性响应(如流速改变筛选形态性状,毒素胁迫筛选生理性状)<sup>[5,22,38]</sup>,将形态、生理、行为和生命史特征与环境梯度及生态系统功能挂钩<sup>[30-32]</sup>。该框架通过区分“响应性状”与“效应性状”(前者描述生物体对环境变化的适应策略,后者刻画生物体对生态系统过程的反馈<sup>[33-34]</sup>),在同一框架内解构“压力如何筛选群落”与“被筛选后的群落如何改变生态过程”,从而为成因诊断提供更具机理性的证据。

为准确量化多重胁迫下的群落功能响应与生

态韧性,需要综合运用多维度的功能指标<sup>[37,39]</sup>。功能多样性(Functional Diversity, FD)作为FTBA的核心量度,通常由群落加权平均性状值(CWM)与多维空间指标共同表征<sup>[39-40]</sup>。其中,CWM反映了群落中优势物种的平均性状水平,主要指示群落对环境梯度的整体适应策略(即响应特征)<sup>[40-41]</sup>;功能丰富度(FRic)、功能均匀度(FEve)、功能离散度(FDiv)等指标描述了群落占据的性状空间范围及分布模式,反映了资源利用的互补性<sup>[39]</sup>;功能冗余度则反映了群落中具有相似性状物种的重叠度,高冗余度意味着在敏感物种消失时,功能相似的物种可维持生态系统关键功能,体现了生态系统的韧性<sup>[35,42]</sup>。

就诊断而言,将分类指标与功能性状指标相结合,可甄别“群落结构改变但功能冗余缓冲”与“生态功能显著退化”两种情况,为水生态系统健康评估提供机理实证<sup>[33,42-43]</sup>。在此基础上,针对农药污染、极端天气或水文改变等特定胁迫情境构建相应的性状谱或专门指数(例如对农药污染敏感的SPEAR指数),往往比直接使用传统IBI更容易辨识主要胁迫类型<sup>[36,42-44]</sup>。近期针对北京市河流的研究证实,农药污染显著降低了底栖动物的功能群丰富度,功能指标较分类学指标表现出更高的灵敏度,为城市化区域化学污染生态效应识别提供了直接证据<sup>[5]</sup>。

### 2.2 量化空间过程的作用:解析环境压力与扩散限制对群落构建的贡献

水生群落的构建并非仅由局域环境决定,而

是确定性的生态位过程(如环境过滤)与随机性的空间过程(如扩散)交互作用的结果<sup>[45-46]</sup>。例如在河流生态系统中,依据集合群落理论,这种交互作用很大程度上取决于河流网络的连通度。在连通度过高时,过量扩散导致的群体效应可能掩盖环境过滤的作用,使物种出现在其非适宜生境中;而在连通性受阻时,扩散限制则会阻止物种追踪其适宜生境,导致群落构建偏离环境决定论的预期<sup>[28-29]</sup>。

若固守“局域环境决定论”,忽视空间过程,容易出现两类系统性偏差。在连通性良好的河段,上游相对优良生境可持续向下游河段输送敏感物种,进而形成群体效应,可能导致下游生境受到显著干扰,群落结构中仍出现一定数量的敏感类群,从而高估生态状况<sup>[25,47]</sup>。相反,在被水工建筑物阻隔或源头生境退化严重的流域,即便局域水质已改善,扩散限制仍会阻碍敏感物种再定殖,造成“水质改善但群落未恢复”现象<sup>[24,48]</sup>,从而低估生态状况。这类情况若不能被辨识,修复措施的真实效果和主要生态问题都可能被误判。

为在监测实践中准确识别受损成因,需将传统的局域视角扩展至流域尺度,定量解析环境过滤与空间过程的相对重要性。基于集合群落理论,将网络位置、连通度和扩散途径等空间变量纳入评估模型,区分环境过滤与空间过程对群落的相对贡献,是提升成因诊断能力的另一关键。环境与空间变差分解、基于空间拓扑结构的连通性指标及源-汇关系分析等,可与功能性状和结构指标联合使用,在同一评估框架内分析“群落能否到达”和“到达后能否存续”<sup>[46]</sup>。黄河全流域研究通过量化环境过滤与空间过程的相对贡献证实:在大型流域,尽管空间过程(扩散)不可忽视,但在中高干扰区域,环境过滤(物种筛选)仍主导群落构建<sup>[49]</sup>。这种诊断逻辑的引入,是实现从单纯水质监测向流域系统管理转型的关键步骤。

### 2.3 参考条件的动态演变:适应群落演替的动态基准构建

值得注意的是,水生生物群落并非处于静止状态,而是遵循自然演替与长期适应性演化的动态规律<sup>[26,45]</sup>。传统的静态参考点往往忽略了这一特征,可能导致“基线漂移”风险<sup>[8]</sup>,即将自然演替导致的群落结构改变(如先锋物种向顶级群落的更替)误判为生态受损<sup>[24]</sup>。因此,参考条件的特征界定不应局限于单一时间点的静态快照,

而应构建涵盖自然变异范围的动态基准。在评估中,需通过识别功能性状的稳定性或构建预测模型,来剥离自然演化效应,精准锁定人为压力造成的偏离<sup>[13,25]</sup>。

针对这一挑战,国际水生态管理已发展出适应动态环境的分区评估框架,尽管这些模型更多是基于专家经验的描述性模型,但为动态环境下的监测基准设定提供了重要的概念支撑。生物状况梯度(Biological Condition Gradient, BCG)模型由 DAVIES 和 JACKSON<sup>[50]</sup>提出,已被 EPA 列入国家生物监测技术标准<sup>[51]</sup>。BCG 将生物完整性划分为 6 个层级,通过建立一套不随时间漂移的生物学描述标准,使管理者在群落发生自然演替时,依然能依据其功能属性特征进行稳定的等级判定。最佳可达状态(Best Attainable Condition, BAC)是 STODDARD 等<sup>[52]</sup>针对受城市化或水利工程影响导致生境不可逆改变的水体提出的概念,与欧盟 WFD 中针对重度改造水体设定的“最大生态潜力(Maximum Ecological Potential, MEP)”概念在逻辑上高度一致<sup>[53]</sup>。BAC 承认了在当前演化背景和技术约束下,通过最佳管理措施所能达到的生态上限,为受损水体提供了务实的考核目标。

## 3 诊断型监测实施的制度约束与路径依赖

集合群落、功能生态学和动态参考条件等理论,虽让成因诊断成为可能,但在考核性监测实践中,大规模应用仍面临多重限制<sup>[23-24,47,54]</sup>。

首先,监测管理过程高度重视程序合规性和法律可辩护性。传统的 IBI 和 O/E 指标形式清晰、阈值明确,便于纳入法规标准和绩效考核,具有较强的稳定性和可操作性<sup>[2]</sup>。反观基于贝叶斯网络、因果诊断或结构方程模型等构建的诊断模型,往往只给出概率性结论,依赖专家解读,在实际管理中更容易被视为会增加不确定性<sup>[8,55-56]</sup>。因此,管理方更愿意沿用既有的合规性评估体系。

其次,长期积累的监测数据既是宝贵的资产,也易形成方法更新的“数据锁定效应”。长期以来,生物监测数据库普遍基于传统分类单元和指数体系构建<sup>[2]</sup>。若数据采集方法全面转向 eDNA、功能性状或高频监测,不可避免地会带来历史可比性下降的问题,并且需要重建评价阈值、

重新培训技术人员和修订相关规范<sup>[2]</sup>。在资源有限时,维护历史可比性可能更重要,从而限制了新方法的引入和推广。

此外,为向公众和非专业决策者有效传达信息,结果呈现常采用等级化和颜色编码(如红/黄/绿分类)方式<sup>[12]</sup>。这种做法提高了结果的可读性,但也压缩了可用于诊断的信息。现有的评估结果通常被简化为单一分数或类别,仅凭这些信息无法推断具体胁迫类型,辨识其作用路径的难度也将显著增加<sup>[57]</sup>。同时,对关键压力源如水文改变、温度波动和农药暴露等的监测,在布点和频次上往往不够系统,高频和针对性数据不足,这也进一步限制了成因诊断在实际管理中的应用<sup>[12]</sup>。

## 4 融合状态评估与成因诊断的渐进式优化路径

在既有监测网络和历史数据库的约束下,淡水生物监测与评价体系难以通过“推倒重来”的方式完成范式转换。更现实的路径是借鉴国际成熟管理体系,在维持现有状态评价(监视性监测)连续性的前提下,通过制度性的触发机制引入“调查性监测”,从而逐步提升成因诊断能力<sup>[2,7]</sup>。

### 4.1 基于历史数据的“候选原因”初筛与假设生成

长期积累的生物监测数据是理解压力-响应关系的关键。在启动实地诊断前,应优先利用现代生态学理论对历史数据进行“二次挖掘”<sup>[39]</sup>,完成 EPA CADDIS 流程中的“候选原因列表”构建<sup>[18,58]</sup>。需要注意的是,历史数据的“二次挖掘”往往首先受制于数据标准化:不同年份/团队的采样方案与方法(例如网具规格、网目尺寸、取样深度与努力量)不一致会显著影响数据可比性,因此需同步完善元数据并进行口径统一或必要的校正。

首先,引入功能性状以解析压力类型。传统的分类单元往往因不同干扰可能导致相似的物种丧失模式,而难以区分压力类型。因此,应利用功能冗余和响应多样性指标,识别群落结构改变但功能维持状况下的“隐性受损”<sup>[42,59]</sup>。同时,利用对特定压力敏感的性状指数(如针对农药污染的 SPEAR 指数)对历史数据进行回溯,若指数显著降低,可将“化学污染”列为高优先级的候选原因<sup>[7]</sup>。

其次,量化连通性指标以校正空间效应。针

对“水质改善但生物未恢复”的现象,需引入空间变量进行校正<sup>[24]</sup>。传统评估常陷入“局域环境决定论”误区,忽视河流纵向连通性对物种再定殖的限制。应结合水坝分布与河网拓扑结构,计算纵向连通性指数(DCI)或障碍物距离,量化扩散限制对生物完整性的削减效应<sup>[60]</sup>。在此基础上,通过集合群落理论甄别是“生境受损”还是“扩散受阻”<sup>[25,61]</sup>,避免修复措施的盲目实施。

近期在我国重点流域开展的实证研究已证实了上述数据挖掘策略的有效性。例如,对洞庭湖 30 年(1988—2017 年)长序列监测数据结合遥感数据的分析,有效区分了气候变化、水文连通性减弱与土地利用变化对群落演替的差异化贡献,识别出流域土地利用强度增加导致的营养盐输入是过去 30 年生物多样性下降的主要原因<sup>[62]</sup>。松花江干流的研究也揭示,多重人为压力导致了底栖动物群落的分类与功能同质化趋势<sup>[63]</sup>。这种数据挖掘不增加监测工作量,可为传统评估结果增加机理性解读,可作为低成本提升诊断能力的起点。

此外,生态系统的响应往往是非线性的,长时序数据挖掘还应关注群落响应的滞后性。由于“生态惯性(Ecological Inertia)”和食物网的内部限制,理化环境恢复并不总是立即导致生物恢复<sup>[2]</sup>。此外在环境变化期间,由于迁入和灭绝速率的差异(即滞后),物种丰富度的短期变化趋势可能无法反映真实的生态质量变化<sup>[64]</sup>。群落对环境的响应具有“非平稳性(Non-stationary)”,其驱动因素随时间变化,因此群落响应分析需要能够解析这种动态变化的高级模型和长期数据的支持<sup>[65]</sup>。未来的监测体系应在积累足够长时序数据的基础上,逐步纳入对群落驱动机制的动态分析,以避免因生物恢复滞后而误判生态修复措施的有效性。

### 4.2 确立“监视性监测”与“调查性监测”的法定分级

对标欧盟 WFD 成熟的监测分级体系,建立具有行政强制力的“触发机制”<sup>[2,13]</sup>。轨道一:监视性与运行性监测(图 2)。该级监测对应现行的合规性/状态评价体系,以 IBI、O/E 等生物指数及理化指标为主。该轨道应保持方法论的长期稳定性,以确保时空数据的可比性。为应对气候变化导致的自然变异,该轨道应引入 EPA 的 BCG 模型<sup>[50]</sup>。BCG 模型提供了一把不随时间漂移的

“固定生物学标尺”,通过它可以区分气候驱动的“背景漂移”与人为压力导致的“生态受损”,从而在动态环境中维持考核的刚性<sup>[13,52]</sup>。轨道二:调查性监测(图2)。这是填补当前成因诊断体系空白的关键。不应将其视为随意的科研活动,而应确立为一种针对特定问题的法定监测类型<sup>[2]</sup>。建议设定明确的启动阈值:①触发条件A(原因不明)。当生物完整性评价结果为“受损”,但常规理化指标(水质)显示“达标”时,判定为“原因不明”,强制启动本轨道<sup>[18,58]</sup>。②触发条件B(趋势异常)。即使当前状态达标,但当生物指数连续多年出现单向下趋势,或发生突发污染事故时,启动本轨道<sup>[2]</sup>。

### 4.3 嵌入 CADDIS 逻辑的标准化诊断流程

新技术的应用(如 eDNA、高频传感)本身不等于诊断,只有将其作为关键证据链条嵌入标准化的因果分析流程中,才能发挥效用。引入 EPA 建立的 CADDIS 框架<sup>[18,66]</sup>,将“轨道二”的实施划分为3个标准化步骤(图2)。步骤1是列出候选原因。基于概念模型列出所有可能的胁迫因子(如溶解氧降低、杀虫剂累积、栖息地淤积、流速

改变等),形成“嫌疑列表”。概念模型能够清晰展示压力源与生物受损之间的潜在因果路径,是诊断的基础<sup>[18,66]</sup>。步骤2是基于证据的驳斥与筛选。这是诊断的核心,即利用监测数据进行排除<sup>[18,66]</sup>。新技术的重要价值在于提供更科学的排除证据:①高频传感器,用于捕捉夜间缺氧或暴雨期间的脉冲式污染。传统监测常因采样频率不足而遗漏夜间低氧等关键胁迫事件<sup>[66]</sup>。若高频传感器显示溶解氧长期稳定,可有力驳斥“缺氧”这一候选原因<sup>[7]</sup>。②eDNA 宏条形码,用于检测隐匿物种和解析群落构建机制<sup>[57]</sup>。若在受损点检出敏感物种的 DNA 但无活体,结合连通性分析,可甄别这是源于“群体效应”而非本地种群的成功定殖,从而排除“生境已恢复”的误判,确认局域压力仍是限制生物存活的主导因素,避免将扩散导致的生物出现误判为生境改善<sup>[67]</sup>。步骤3是证据权重分析。对于无法排除的候选原因,采用证据权重法进行综合评估。这包括分析生物响应的特异性、压力-响应关系的强度、压力暴露与生物响应的时空伴随性以及与其他研究的一致性等证据<sup>[19,68]</sup>,以确定导致生态受损的主导压力<sup>[18,66]</sup>。

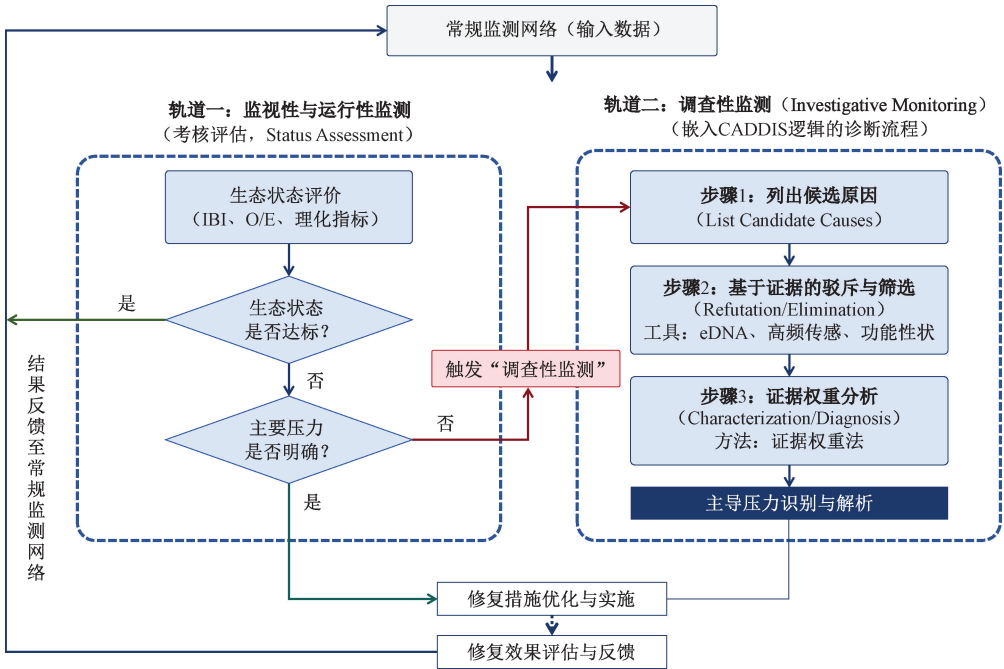


图2 “状态评价+成因诊断”双轨制淡水生态监测框架示意图

Fig. 2 Schematic diagram of the “status assessment+causal diagnosis” dual-track freshwater ecological monitoring framework

尽管 CADDIS 与证据权重法为成因诊断提供了清晰、可追溯的推理框架,但在高度复杂的流域生态系统中,其应用仍会遇到挑战。首先是“数

据—证据”的鸿沟。完整诊断需要足够的暴露与响应信息来支撑证据链,但例行监测往往频次有限,容易遗漏暴雨径流、夜间缺氧等脉冲式压力,

使关键证据缺失,进而增加“原因不明”的比例<sup>[7]</sup>。美国加州的因果评估实践也指出,监测数据缺失会显著放大诊断不确定性<sup>[66]</sup>。其次是多重胁迫的非线性交互。诊断流程常以“候选原因逐一排除”为主线,但真实生态系统中的压力源之间可能存在协同或拮抗作用<sup>[6]</sup>。例如,气候变暖可能改变污染物毒性或生物敏感性,导致生物响应偏离“单一压力-响应”的经验预期,从而削弱证据权重法中“压力-响应关系”证据的稳定性<sup>[19]</sup>。最后是参照系统选取的困难。CADDIS过程常依赖受损点位与参照/对照点位的比较来支持证据链,但在高度开发或城市化流域,寻找代表性良好的参照点往往困难,这会削弱“空间共发生”等证据的说服力<sup>[13,66]</sup>。基于上述认识,本文提出的优化路径更强调对框架的“适应性增强”:一方面倡导引入高频观测,以减少对脉冲压力的漏判;另一方面借助集合群落理论的空间过程视角,辅助区分局地与区域影响,并通过“双轨制”思路在常规评估与深入诊断之间形成衔接,以在科学严谨性与管理资源约束之间寻求更可持续的平衡。

## 5 对我国流域水生态监测与管理体的启示

当前,我国正在推进长江、黄河等重点流域的水生态环境保护,核心任务已从单一的水质达标转向水生生物完整性维护<sup>[10,69]</sup>。然而,面对流域开发强度大、生境高度破碎化及气候变化等多重挑战,现行监测体系在成因解析方面仍存在显著短板<sup>[9,70]</sup>。结合国际经验与中国国情,建议从基础数据、空间布点及评价基准3个维度进行深化优化。

### 5.1 构建本土水生生物“功能性状数据库”

“功能评价”落地的首要瓶颈在于基础数据的缺失。我国现行评价体系高度倚重分类学名录,缺乏将物种与生态功能挂钩的标准化接口。若直接照搬欧美性状库,常因物种区系差异导致误判。建议参照欧盟淡水生态数据库(freshwaterecology.info)模式,由国家监测部门牵头建设国家级数据库,系统梳理中国常见底栖动物、藻类和鱼类的形态、生理、行为及生活史性状<sup>[71]</sup>。应重点收录与环境压力响应密切相关的“响应性状”(如呼吸模式、流速偏好、耐污值)和

反映生态影响的“效应性状”(如摄食功能群、体型大小)<sup>[4]</sup>。此外,应特别加强对扩散能力相关性性状(如飞行能力、漂流倾向、繁殖力等)的收录。依据集合群落理论,区分物种的扩散能力对于剥离空间过程至关重要:强扩散物种常产生“群体效应”从而掩盖局地环境的真实受损,而弱扩散物种则易受“扩散限制”影响导致恢复滞后;完善此类性状数据是未来在评估过程中剔除空间干扰、精准锁定局地压力的基础<sup>[72]</sup>。另外,应基于本土数据库,在常规IBI之外,研发针对特定压力的功能指数。例如,针对农业面源污染严重的流域,开发SPEAR指数的中国本土版本,利用对杀虫剂敏感的生物性状(如世代周期长、水生扩散能力弱)来识别化学污染压力<sup>[5]</sup>,从而在理化监测遗漏脉冲式污染时提供确凿的生物学证据<sup>[7,12]</sup>。

### 5.2 引入“连通性指标”与“成对布点”策略

我国长江、黄河等流域梯级水利工程密集,生境破碎化程度高。目前,《河湖健康评估技术导则》(SL/T 793—2020)及《长江流域水生态考核指标评分细则(试行)》等现行评价体系,已纳入了水体连通性、纵向连通指数等物理生境指标。然而在实际应用中,这些指标多仅作为评价水体物理完整性的独立打分项,尚未充分发挥其在生物受损成因诊断中的解释功能。若沿用传统“局域环境决定论”的监测思路,忽略上下游连通性,极易出现误判——即水质已改善,但因扩散受阻导致生物无法恢复,被误判为治理无效<sup>[60,73]</sup>。针对这种情况,可在重点流域的生态评价标准中,强制纳入DCI或“距最近障碍物距离”作为核心解释变量,量化空间阻隔对生物多样性的自然削减作用<sup>[29,73]</sup>。此外,可实施“成对布点”监测,即针对大坝等阻隔设施,试点推广“成对样点”(即坝上-坝下配对监测)。通过对比成对样点的群落相似性衰减与功能周转,剥离“局域环境过滤”与“空间扩散限制”的相对贡献,从而明确是应该“削减污染”,还是“恢复连通”(如过鱼设施)<sup>[73]</sup>。

### 5.3 以BCG模型应对气候变化下的“基线漂移”

在气候变暖背景下,依赖静态参考点的传统方法面临“基线漂移”风险,即随着环境长期累积性退化,人们对“自然状态”的认知标准逐渐降低。如果简单地采用“动态参考条件”,极易被误读为随环境恶化而不断降低考核标准。因此,建

议引入 BCG 模型来确立“固定标尺”<sup>[50-51]</sup>。生物状况梯度描述了水生生态系统从“自然状态”到“严重退化”的 6 个恒定等级 (Tier 1~6)。这把“生物学尺子”的刻度是基于生态学机理定义的,不随时间或气候改变<sup>[13]</sup>。在此基础上,动态调整“管理目标”,用生物状况梯度这把“不变的尺子”去衡量现状。如果气候变化导致某些水体在物理上无法恢复到 Tier 1,可以科学地设定“最佳可达状态(BAC)”作为管理目标,但绝不能修改等级本身的定义<sup>[7,52]</sup>。这样既保证了考核目标的务实性,又保留了对长期生态退化趋势的警示能力,防止评价失真。

## 6 结语

总体而言,淡水生物监测体系的核心使命,不仅在于判定水体生态状况是否良好,更在于为识别主导压力、优化修复措施和评估管理成效提供可靠证据支撑。面对人类世典型的多重胁迫叠加与变化环境挑战,仅依赖结构性指数和静态参考条件的传统评估体系,已难以满足精准治污和系统修复的需求。我国水生态监测体系优化不应止步于引入 eDNA 等新技术,需逐步引入由集合群落、功能生态学和动态参考条件等理论所支撑的空间过程与功能维度分析工具,提升成因诊断能力;更需要正视行政体系的制度惯性和路径依赖,通过历史数据再分析、“状态评价+成因诊断”双轨制运行以及转化生态学试点等途径,在科学合理与制度可行之间寻找平衡。只有当监测数据既能支撑状态评估,也能服务于成因诊断和修复效果评估时,长期积累的海量监测信息才能真正转化为流域管理的决策效能。

## 参考文献 (References):

- [ 1 ] CARPENTER S R, STANLEY E H, VANDER ZANDEN M J. State of the World's Freshwater Ecosystems: Physical, Chemical, and Biological Changes [ J ]. *Annual Review of Environment and Resources*, 2011, 36: 75-99.
- [ 2 ] FRIBERG N, BONADA N, BRADLEY D C, et al. Biomonitoring of Human Impacts in Freshwater Ecosystems: The Good, the Bad and the Ugly [ J ]. *Advances in Ecological Research*, 2011, 44: 1-68.
- [ 3 ] BESSON M, ALISON J, BJERGE K, et al. Towards the Fully Automated Monitoring of Ecological Communities [ J ]. *Ecology Letters*, 2022, 25 ( 12 ): 2 753-2 775.
- [ 4 ] MATHERS K L, ROBINSON C T, HILL M, et al. How Effective Are Ecological Metrics in Supporting Conservation and Management in Degraded Streams? [ J ]. *Biodiversity and Conservation*, 2024, 33 ( 14 ): 3 981-4 002.
- [ 5 ] HOU L, XIONG W, CHEN M, et al. Pesticide Pollution Reduces the Functional Diversity of Macroinvertebrates in Urban Aquatic Ecosystems [ J ]. *Environmental Science & Technology*, 2025, 59 ( 17 ): 8 568-8 577.
- [ 6 ] SPEARS B M, CHAPMAN D S, CARVALHO L, et al. Making Waves. Bridging Theory and Practice Towards Multiple Stressor Management in Freshwater Ecosystems [ J ]. *Water Research*, 2021, 196: 116981.
- [ 7 ] YATES A G, BRUA R B, CULP J M, et al. Charting a Course for Freshwater Biomonitoring: The Grand Challenges Identified by the Global Scientific Community [ J ]. *Ecological Indicators*, 2025, 176: 113646.
- [ 8 ] KUEHNE L M, OLDEN J D, STRECKER A L, et al. Past, Present, and Future of Ecological Integrity Assessment for Fresh Waters [ J ]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2017, 15 ( 4 ): 197-205.
- [ 9 ] WANG H Z. Assessments and Diagnoses of Aquatic Ecosystem Integrity Based on Integrity Requirements of Ecosystem Service Targets [ J ]. *Water Biology and Security*, 2024, 3 ( 1 ): 100230.
- [ 10 ] 金小伟, 赵先富, 渠晓东, 等. 我国流域水生态监测与评价体系研究进展及发展对策 [ J ]. *湖泊科学*, 2023, 35 ( 3 ): 755-765.  
JIN Xiaowei, ZHAO Xianfu, QU Xiaodong, et al. Research Progress of Aquatic Ecological Monitoring and Assessment in Watersheds and Development Recommendations in China [ J ]. *Journal of Lake Sciences*, 2023, 35 ( 3 ): 755-765.
- [ 11 ] KARR J R. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities [ J ]. *Fisheries*, 1981, 6 ( 6 ): 21-27.
- [ 12 ] HAWKINS C P, CARLISLE D M. Biological Assessments of Aquatic Ecosystems [ M ] // MEHNER T, TOCKNER K. *Encyclopedia of Inland Waters (Second Edition)*. Oxford: Elsevier, 2022: 525-536.
- [ 13 ] VADAS R L, HUGHES R M, BAE Y J, et al. Assemblage-Based Biomonitoring of Freshwater Ecosystem Health *via* Multimetric Indices: A Critical Review and Suggestions for Improving Their Applicability [ J ]. *Water Biology and Security*, 2022, 1

- (3):100054.
- [14] LIU G H, QI X X, LIN Z W, et al. Comparison of Different Macroinvertebrates Bioassessment Indices in a Large Near-Natural Watershed Under the Context of Metacommunity Theory [J]. *Ecology and Evolution*, 2024, 14(2):e10896.
- [15] VOULVOULIS N, ARPON K D, GIAKOUMIS T. The EU Water Framework Directive: From Great Expectations to Problems with Implementation [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 575: 358-366.
- [16] BLACKSTOCK K, VAN HULST F, MACLEOD K, et al. Monitoring and Evaluation for Ecosystem Management (MEEM)—Comparing Theory and Documented Practice Across Europe [R]. Aberdeen UK: The James Hutton Institute, 2017.
- [17] U. S. EPA. Stressor Identification Guidance Document [M]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2000.
- [18] NORTON S B, CORMIER S M, SUTER G W II, et al. CADDIS: The Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System [M]// MARCOMINI A, SUTER G W II, CRITTO A. Decision Support Systems for Risk-Based Management of Contaminated Sites. Boston, MA: Springer, 2009: 1-24.
- [19] JOHNSON A C, SUMPTER J P, DEPLEDGE M H. The Weight-of-Evidence Approach and the Need for Greater International Acceptance of Its Use in Tackling Questions of Chemical Harm to the Environment [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2021, 40(11): 2 968-2 977.
- [20] HARWOOD J J, STROUD R A. A Survey on the Utility of the USEPA CADDIS Stressor Identification Procedure [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2012, 184(6): 3 805-3 812.
- [21] WEBB J A, WATTS R J, ALLAN C, et al. Principles for Monitoring, Evaluation, and Adaptive Management of Environmental Water Regimes [M]// HORNE A C, WEBB J A, STEWARDSON M J, et al. Water for the Environment. San Diego: Academic Press, 2017: 599-623.
- [22] BONADA N, PRAT N, RESH V H, et al. Developments in Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches [J]. *Annual Review of Entomology*, 2006, 51: 495-523.
- [23] HEINO J. The Importance of Metacommunity Ecology for Environmental Assessment Research in the Freshwater Realm [J]. *Biological Reviews*, 2013, 88(1): 166-178.
- [24] CID N, BONADA N, HEINO J, et al. A Metacommunity Approach to Improve Biological Assessments in Highly Dynamic Freshwater Ecosystems [J]. *BioScience*, 2020, 70(5): 427-438.
- [25] POMPEU C R, PEÑAS F J, BARQUÍN J. Large-Scale Spatial Patterns of Riverine Communities: Niche Versus Geographical Distance [J]. *Biodiversity and Conservation*, 2023, 32(2): 589-607.
- [26] STOJKOVIĆ PIPERAC M, SIMIĆ V, CVIJANOVIĆ D, et al. The Influence of Spatial Processes on Fish Community Structure: Using a Metacommunity Framework for Freshwater Bioassessment [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023, 30(59): 122 996-123 007.
- [27] LEIBOLD M A, HOLYOAK M, MOUQUET N, et al. The Metacommunity Concept: A Framework for Multi-scale Community Ecology [J]. *Ecology Letters*, 2004, 7(7): 601-613.
- [28] ALTERMATT F, LITTLE C J, MÄCHLER E, et al. Uncovering the Complete Biodiversity Structure in Spatial Networks: The Example of Riverine Systems [J]. *Oikos*, 2020, 129(5): 607-618.
- [29] TONKIN J D, ALTERMATT F, FINN D S, et al. The Role of Dispersal in River Network Metacommunities: Patterns, Processes, and Pathways [J]. *Freshwater Biology*, 2018, 63(1): 141-163.
- [30] KREMER C T, WILLIAMS A K, FINIGUERRA M, et al. Realizing the Potential of Trait-Based Aquatic Ecology: New Tools and Collaborative Approaches [J]. *Limnology and Oceanography*, 2017, 62(1): 253-271.
- [31] MARTINI S, LARRAS F, BOYÉ A, et al. Functional Trait-Based Approaches as a Common Framework for Aquatic Ecologists [J]. *Limnology and Oceanography*, 2021, 66(3): 965-994.
- [32] COMTE L, BERTRAND R, DIAMOND S, et al. Bringing Traits Back into the Equation: A Roadmap to Understand Species Redistribution [J]. *Global Change Biology*, 2024, 30(4): e17271.
- [33] HÉBERT M P, BEISNER B E, MARANGER R. Linking Zooplankton Communities to Ecosystem Functioning: Toward an Effect-Trait Framework [J]. *Journal of Plankton Research*, 2017, 39(1): 3-12.
- [34] GUTIÉRREZ-CÁNOVAS C, STUBBINGTON R, VON SCHILLER D, et al. Use of Trait Concepts and Terminology in Freshwater Ecology: Historic, Current, and Future Perspectives [J]. *Freshwater Biology*,

- 2024,69(4):477-495.
- [35] CARMONA C P, DE BELLO F, MASON N W H, et al. Traits Without Borders: Integrating Functional Diversity Across Scales [J]. *Trends in Ecology & Evolution*, 2016, 31(5):382-394.
- [36] HAMILTON A T, SCHÄFER R B, PYNE M I, et al. Limitations of Trait-Based Approaches for Stressor Assessment: The Case of Freshwater Invertebrates and Climate Drivers [J]. *Global Change Biology*, 2020, 26(2):364-379.
- [37] SINCLAIR J S, STUBBINGTON R, SCHÄFER R B, et al. Ecological but Not Biological Traits of European Riverine Invertebrates Respond Consistently to Anthropogenic Impacts [J]. *Global Ecology and Biogeography*, 2024, 33(12):e13931.
- [38] STATZNER B, BÊCHE L A. Can Biological Invertebrate Traits Resolve Effects of Multiple Stressors on Running Water Ecosystems? [J]. *Freshwater Biology*, 2010, 55(S1):80-119.
- [39] BRANQUINHO C, SERRANO H C, NUNES A, et al. Essential Biodiversity Change Indicators for Evaluating the Effects of Anthropocene in Ecosystems at a Global Scale [M]//CASSETTA E, MARQUES DA SILVA J, VECCHI D. *From Assessing to Conserving Biodiversity: Conceptual and Practical Challenges*. Cham: Springer, 2019:137-163.
- [40] LEPŠ J, DE BELLO F. Differences in Trait-Environment Relationships: Implications for Community Weighted Means Tests [J]. *Journal of Ecology*, 2023, 111(11):2328-2341.
- [41] BEUKHOF E. *Trait-Environment Relationships in Marine Fish: An Exploration of Patterns, Drivers and Assembly Processes Shaping Marine Fish Communities* [D]. Lyngby, Denmark: Technical University of Denmark, 2019.
- [42] DE BELLO F, LAVOREL S, HALLETT L M, et al. Functional Trait Effects on Ecosystem Stability: Assembling the Jigsaw Puzzle [J]. *Trends in Ecology & Evolution*, 2021, 36(9):822-836.
- [43] CHEN W D, REN K X, ISABWE A, et al. Stochastic Processes Shape Microeukaryotic Community Assembly in a Subtropical River Across Wet and Dry Seasons [J]. *Microbiome*, 2019, 7(1):138.
- [44] LIMA A C, WRONA F J, SOARES A M V M. Fish Traits as an Alternative Tool for the Assessment of Impacted Rivers [J]. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 2017, 27(1):31-42.
- [45] BENITO X, PASSY S I, VILMI A, et al. Deterministic and Stochastic Effects on Freshwater Diatom Biodiversity and Community Composition [M]//MAIDANA N I, LICURSI M, MORALES E. *Diatom Ecology*. Hoboken: Wiley, 2024:85-122.
- [46] HEINO J, SOININEN J, ALAHUHTA J, et al. Metacommunity Ecology Meets Biogeography: Effects of Geographical Region, Spatial Dynamics and Environmental Filtering on Community Structure in Aquatic Organisms [J]. *Oecologia*, 2017, 183(1):121-137.
- [47] LÉBOUCHER T, TISON-ROSEBERY J, BUDNICK W R, et al. A Metacommunity Approach for Detecting Species Influenced by Mass Effect [J]. *Journal of Applied Ecology*, 2020, 57(10):2031-2040.
- [48] JIN X W, XIE H Y, ZHAO X F, et al. Aquatic Ecosystem Health Assessment in China Based on Metacommunity Theory: From Theory to Practice [J]. *Carbon Research*, 2025, 4(1):16.
- [49] ZHAO X, MA Y, XIE H Y, et al. Spatial Distribution of Benthic Taxonomic and Functional Diversity in the Yellow River Basin: From Ecological Processes to Associated Determinant Factors [J]. *Environment International*, 2024, 188:108745.
- [50] DAVIES S P, JACKSON S K. The Biological Condition Gradient: A Descriptive Model for Interpreting Change in Aquatic Ecosystems [J]. *Ecological Applications*, 2006, 16(4):1251-1266.
- [51] U. S. EPA. *A Practitioner's Guide to the Biological Condition Gradient: A Framework to Describe Incremental Change in Aquatic Ecosystems* [R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2016.
- [52] STODDARD J L, LARSEN D P, HAWKINS C P, et al. Setting Expectations for the Ecological Condition of Streams: The Concept of Reference Condition [J]. *Ecological Applications*, 2006, 16(4):1267-1276.
- [53] HERING D, BORJA A, CARSTENSEN J, et al. The European Water Framework Directive at the Age of 10: A Critical Review of the Achievements with Recommendations for the Future [J]. *Science of the Total Environment*, 2010, 408(19):4007-4019.
- [54] LÉBOUCHER T, MIGNIEN L, WACH M, et al. Consideration of Mass Effect Processes in Bioindication Allows More Accurate Bioassessment of Water Quality [J]. *Ecological Indicators*, 2021, 127:107791.
- [55] CORTES R, HUGHES S, COIMBRA A, et al. A Multiple Index Integrating Different Levels of

- Organization [ J ]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, 132: 270-278.
- [ 56 ] KECK F, VASSELON V, TAPOLCZAI K, et al. Freshwater Biomonitoring in the Information Age [ J ]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2017, 15 ( 5 ): 266-274.
- [ 57 ] MAKIOLA A, COMPSON Z G, BAIRD D J, et al. Key Questions for Next-Generation Biomonitoring [ J ]. *Frontiers in Environmental Science*, 2020, 7: 197.
- [ 58 ] CORMIER S M, SUTER G W II. A Framework for Fully Integrating Environmental Assessment [ J ]. *Environmental Management*, 2008, 42 ( 4 ): 543-556.
- [ 59 ] WANG Y X, WU N C, LIU G H, et al. Incorporating Functional Metrics into the Development of a Diatom-Based Index of Biotic Integrity ( D-IBI ) in Thousand Islands Lake ( TIL ) Catchment, China [ J ]. *Ecological Indicators*, 2023, 153: 110405.
- [ 60 ] CID N, ERŐS T, HEINO J, et al. From Meta-System Theory to the Sustainable Management of Rivers in the Anthropocene [ J ]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2022, 20 ( 1 ): 49-57.
- [ 61 ] MILOŠEVIĆ D, MEDEIROS A S, CVIJANOVIĆ D, et al. Implications of Local Niche- and Dispersal-Based Factors that May Influence Chironomid Assemblages in Bioassessment [ J ]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022, 29 ( 34 ): 51 951-51 963.
- [ 62 ] ZHANG Y, HUANG D Z, JIN X W, et al. Long-Term Wetland Biomonitoring Highlights the Differential Impact of Land Use on Macroinvertebrate Diversity in Dongting Lake in China [ J ]. *Communications Earth & Environment*, 2024, 5: 32.
- [ 63 ] MA Y, YU Z L, JIA S Q, et al. Multiple Anthropogenic Stressors Influence the Taxonomic and Functional Homogenization of Macroinvertebrate Communities on the Mainstream of an Urban-Agricultural River in China [ J ]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 341: 118017.
- [ 64 ] HILLEBRAND H, BLASIUS B, BORER E T, et al. Biodiversity Change Is Uncoupled from Species Richness Trends: Consequences for Conservation and Monitoring [ J ]. *Journal of Applied Ecology*, 2018, 55 ( 1 ): 169-184.
- [ 65 ] MÄKINEN J, ANTÃO L, HELIÖLÄ J, et al. The Pace and Drivers of Community Change Vary over Space and Time—Findings from a National Biomonitoring Programme [ J ]. *Ecography*, 2025, 2025 ( 9 ): e07335.
- [ 66 ] SCHIFF K, GILLET D J, REHN A C, et al. Causal Assessment Evaluation and Guidance for California [ R ]. Costa Mesa, CA: Southern California Coastal Water Research Project, 2013.
- [ 67 ] BRIED J T, VILMI A. Improved Detection of Mass Effect Species Assembly for Applied Metacommunity Thinking [ J ]. *Journal of Applied Ecology*, 2022, 59 ( 4 ): 921-926.
- [ 68 ] NORRIS R H, WEBB J A, NICHOLS S J, et al. Analyzing Cause and Effect in Environmental Assessments: Using Weighted Evidence from the Literature [ J ]. *Freshwater Science*, 2012, 31 ( 1 ): 5-21.
- [ 69 ] 张晴, 钱玲, 郭芬. 基于文献计量和可视化分析的长江流域水生生态健康评价研究进展与展望 [ J / OL ]. 长江科学院院报, 2025. <http://ckyyb.crsri.cn/CN/10.11988/ckyyb.20250360>. ZHANG Qing, QIAN Ling, GUO Fen. Research Progress and Prospects of Water Ecological Health Assessment in the Yangtze River Basin Based on Bibliometrics and Visual Analysis [ J ]. *Journal of Yangtze River Scientific Research Institute*, 2025. <http://ckyyb.crsri.cn/CN/10.11988/ckyyb.20250360>.
- [ 70 ] QU J H, PENG J F. Significance and Enlightenment of Implementing Water Ecological Assessment [ J ]. *Water & Ecology*, 2025, 1 ( 1 ): 100002.
- [ 71 ] SCHMIDT-KLOIBER A, HERING D. [www.freshwaterecology.info](http://www.freshwaterecology.info)—An Online Tool that Unifies, Standardises and Codifies More Than 20,000 European Freshwater Organisms and Their Ecological Preferences [ J ]. *Ecological Indicators*, 2015, 53: 271-282.
- [ 72 ] SARREMEJANE R, CID N, STUBBINGTON R, et al. DISPERSE, a Trait Database to Assess the Dispersal Potential of European Aquatic Macroinvertebrates [ J ]. *Scientific Data*, 2020, 7: 386.
- [ 73 ] PATRICK C J, ANDERSON K E, BROWN B L, et al. The Application of Metacommunity Theory to the Management of Riverine Ecosystems [ J ]. *WIREs Water*, 2021, 8 ( 6 ): 1-21.