J. Lake Sci.(湖泊科学), 2026, 38(2):000-000

DOI 10.18307/2026.0200

©2026 *by Journal of Lake Sciences*

水生态评价：基于生态学理论的若干思考及对我国相应实践工作的建议*

唐　涛[1**]，李　曌[2]，陈　岩[3, 4]，王　强[3, 4]

（1：中国科学院水生生物研究所，武汉 430072）
（2：中国环境监测总站，北京 100012）
（3：生态环境部环境规划院水生态环境规划研究所，北京 100041）
（4：生态环境部环境规划院黄河生态保护研究中心，北京 100041）

摘　要：近年来，水体生态状况评价在我国受到广泛重视。但该领域整体尚处于探索发展阶段，存在理论基础不统一、评价方法不规范、评价结果可比性不强等问题。为借鉴国际成熟经验，推动我国相关研究实践更好发展，本综述凝练、阐释生态学理论对水生态评价的重要引导作用，并提出改进我国水生态评价的若干建议。概括而言，生物-环境关系是水生态评价的理论基础，其中生态位理论和集合群落理论在评价阶段演变、评价指标优化、评价效能（即评价结果对人类干扰的指示能力）提升等方面中发挥了关键影响。评价经历了从早期以化学评价为主到目前以生物评价为主、理化评价为辅的多个阶段的演变，融合量化生态状况与胁迫因子识别的诊断式评价成为主流范式。在指标构建方面，生物功能性状对环境影响的敏感指示作用受到重视，涵盖干扰指示类群、生物多样性和功能性状的多参数指数成为常用的评价指标。评价方法的效能通常从精确度、偏差度、响应度、敏感度、一致度等维度进行综合度量；在统一调查和分析方法的基础上，用人类干扰指标确定参照状态、用预测模型控制自然因素影响成为提升评价效能的重要手段。目前，参照状态及生态等级标准、胁迫因子诊断等环节的生态学基础尚待加强。国际经验表明，水生态评价需以科学理论为根基，建议从重视自然因素对评价的影响、基于调查数据筛选评价指标、开展诊断式评价等方面入手，夯实我国水生态评价的科学基础，推动评价向精准化、标准化转型，为我国水生态环境管理和国际履约提供更有效支撑。

关键词：生态位理论，集合群落理论，层级系统，生物完整性，生态质量，参照状态

Aquatic ecological assessment: theoretical considerations and recommendations for practice in China

Tang Tao[1**]，Li Zhao[2]，Chen Yan[3, 4]，Wang Qiang[3, 4]

（1: *Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, P. R. China*）
（2: *China National Environmental Monitoring Centre, Beijing 100012, P. R. China*）
（3: *Institute of Water Ecology and Environment, Chinese Academy of Environmental Planning, Beijing 100041, P. R. China*）
（4: Yellow River Ecology and Environment Protection Center, *Chinese Academy of Environmental Planning, Beijing 100041, P. R. China*）

Abstract：Assessments of the ecological condition of Chinese waterbodies have increased substantially in recent years; however, the field is still in an early developmental stage, facing challenges such as an incomplete theoretical framework, imprecise methods, and limited comparability across studies. To advance scientific progress in China by leveraging mature international experience, this review synthesizes the role of ecological theory in guiding aquatic ecological assessments and provides recommendations for its application. The theoretical foundation of these assessments lies in biota–environment relationships, with niche and community-assembly (metacommunity) theories being particularly influential in shaping assessment paradigms, optimizing indices, and improving assessment performance (i.e., the effectiveness in indicating anthropogenic disturbance). Methodologically, assessment approaches have evolved from early physico-chemistry-based evaluations to a contemporary paradigm centered on biological assessment, supported by physico-chemical measures. Diagnostic frameworks that integrate quantitative condition assessment with stressor identification now represent the prevailing approach. In developing assessment indices, there is increasing emphasis on biological functional traits as sensitive metrics, leading to the widespread adoption of multimetric indices that integrate disturbance-tolerant taxa, biodiversity, and functional traits. The performance of these methods is typically evaluated across several dimensions: precision, bias, responsiveness, sensitivity, and consistency. To enhance performance, standardized survey and analytical procedures are essential, alongside the use of anthropogenic disturbance gradients to define reference conditions and predictive models to account for natural variability. Despite these advances, the ecological foundations for setting reference conditions and ecological class criteria, as well as for stressor diagnosis, require further development. International experience underscores that robust aquatic ecological assessment must be grounded in ecological theory. For China, future efforts should prioritize accounting for natural variability, empirically selecting metrics from survey data, and implementing diagnostic frameworks that explicitly link ecological condition to causal stressors. Advancing these elements will consolidate the scientific foundation of aquatic assessment, promoting a transition toward greater precision, standardization, and automation, thereby providing stronger support for aquatic ecological management and international environmental commitments.

Keywords：niche theory, metacommunity theory, hierarchical system, biological integrity, ecological quality, reference condition

---

* 2024-09-02 收稿；2025-10-06 收修改稿。
国家自然科学基金项目（32071589）资助。
** 通信作者，E-mail: tangtao@ihb.ac.cn

水生态评价作为度量水体生态状况和指示人类干扰影响的重要手段，历经百余年的发展 [1-3]，其理论体系与技术方法已日趋成熟。概括而言，评价经历了从早期以水体理化状况评价为主，到目前以生物评价为核心、理化评价为辅的多个发展阶段；评价重点也由单一追求构建评价指标，拓展至建立涵盖设定评价标准、构建评价指标、度量生态状态、诊断胁迫因子在内的完整框架。随着评价方法的不断改进，评价效能（即评价结果对人类干扰的指示能力）持续提升，其在水生态环境管理中的应用价值日益凸显。然而，与国际发展进程相比，我国的水生态评价研究起步较晚，整体仍处于探索发展阶段，目前存在评价理论基础不统一、评价方法不规范、评价结果可比性不强等问题，制约了其在水生态管理实践中的有效应用。近年来，随着国家对水生态环境保护力度的持续加大，开展科学、规范的水生态评价已成为支撑流域水生态管理的重要需求。

面向上述需求，本研究系统梳理水生态评价的主要理论基础，重点阐释生态位理论、集合群落理论等生态学原理在推动评价发展中的引导作用，剖析当前仍缺乏坚实生态理论支撑的评价环节。在此基础上，针对我国水生态评价中被忽视的主要问题，提出改进建议，以期夯实该领域的科学基础，推动我国水生态评价由探索走向成熟、由经验走向标准化的新发展阶段。

1 主要理论基础

生态评价属于应用生态学范畴，其理论方法是在生态学基本原理指引下逐步发展与完善的。生物-环境关系及与之相关的种群、群落、生态系统等知识是评价的主要科学基础；其中，生态位理论与集合群落理论对推动水生态评价发展的贡献尤为突出 [4, 5]。

生态位理论起源于 20 世纪初期，经典生态位理论强调局域（样点）尺度的环境对生物空间分布的影响 [6]，是生物多样性、种群/群落时空格局等研究的理论基础。上世纪 90 年代后，淡水生态学家意识到区域和局域尺度的环境因素均对水生生物的时空格局有独特作用，提出用层级系统（hierarchical system）框架来解释水生生物的时空格局及其形成机制 [7, 8]。在此框架中，区域物种库中的生物通过区域、局域、微生境等多个尺度的环境筛选，形成特定的局域群落。区域尺度的气候、岩性、土壤及人类活动等因素是环境筛选的驱动力，它们决定着局域尺度的理化环境状况，而局域及微生境尺度的理化状况对生物格局有直接影响 [9]。物种生活史特征、摄食策略、个体大小等功能性状（functional traits）对局域环境的适应能力是其时空分布的决定性因素。该框架强调环境因素影响生物格局的层级性（下文称其为“层级生态位理论”），是对经典生态位理论的深化。进入 21 世纪后，生态位理论与中性理论逐渐融合，发展成为集合群落理论 [10]（也称“群落构建理论”）。该理论认为局域生物群落由非生物环境筛选（environmental filtering）、生物相互作用（biotic interactions）、扩散限制（dispersal limitation）等生态过程共同决定。集合群落理论自提出后即受到陆地、水域生态学者的广泛检验，成为当前研究区域生物多样性格局的重要理论基础。

层级生态位理论厘清了区域尺度的自然环境背景及人类活动影响水生生物格局的路径及机制，明确了局域尺度的水体理化指标与水生生物状况间的因果关系，为用水生生物指示水体生态状况、用理化指标指示环境胁迫奠定了理论基础，推动了水生态评价从物理、化学、生物状态全要素评价向以生物评价为主、理化状况评价为辅的转变。集合群落理论强调局域生物多样性格局由多个生态过程共同塑造，提示生态评价应考虑其它因素对环境筛选-生物响应关系的影响，为提升评价效能指明了方向。后续章节将详细阐述这些理论对水生态评价发展的引导作用。

2 生态学理论的引导作用

2.1 评价阶段演变

水生态评价历经多个特色鲜明的发展阶段（表 1），生态学理论的发展在推动不同评价阶段的演变中发挥了重要作用。

20 世纪初期至 60 年代，全球水体普遍受到污染，改善水质成为首要管理目标，因此早期评价重点关注水体理化状况，由物理、化学指标组成的水质指数（如 Horton、Brown、Prati 指数等）成为最常用的评价工具 [11]。生物指标主要用于辅助指示水质状况，例如，Kolkwitz 和 Marsson 于 1902 年建立污水生物指数(saprobian index)，用着生藻类、底栖无脊椎动物指示河流有机污染程度 [3, 12]。此阶段虽然推行了大量水环境治理工程，水质状况得以显著改善，但水生态系统仍然持续退化，保护水生生物的重要性逐渐受到重视。1972 年，美国清洁水法案首次提出以“修复和维持全国水体化学、物理和生物完整性（restore and maintain the chemical, physical, and biological integrity of the Nation’s waters）”为目标 [13]，生物评价（biological assessment 或 bioassessment）开始兴起。该类评价主要应用物种、种群、群落与环境关系的生态学知识，选择对环境变化响应敏感的类群、指标来指示环境胁迫或人类干扰 [14]。1981 年，Karr 提出首个由 12 项鱼类参数组成的生物完整性指数（Index of Biotic Integrity, IBI） [15]，这些参数对水环境变化敏感，由它们组成的 IBI 能综合反映人类活动对鱼类的影响。IBI 自提出后受到广泛认可及推广应用，生物评价由此进入蓬勃发展的新阶段 [16]。

在生物评价发展的同时，水体物理生境、水文情势等指标对水生态系统状况的指示作用也受到关注 [17, 18]，水体综合评价(integrated assessment)成为 90 年代期间与参照状态法同步发展的一个新方向。综合评价内容涵盖水文、河流形态、河岸植被带、水体物理生境、水化学、水生生物等多个生态系统组分，通过综合各组分评价结果（平均或求和）来指示水体生态状况 [19-21]。虽然综合评价有助于全面把握水体状况，

但存在以下主要问题：（1）指标过于繁多，不易获取；（2）不同组分指标间存在关联，全部用于评价有人为增加关联性较强指标间权重的风险。例如，某河流因开发水电资源，沿河建造了数座水坝，导致水坝下游河段水文情势显著改变，水温、浊度、电导率等水质指标、水生生物、河岸植被带等均受到影响。如果用综合评价法，水文、河流形态、水质、水生生物、河岸植被等组分的指标都会反映水坝的影响，相当于至少用五个指标指示同一干扰（增加了该干扰的权重），评价结果将重点反映该干扰的影响，而弱化其它仅影响一类组分（如水体污染）的干扰后果；（3）把所有组分指标用于评价，不利于探究评价结果与胁迫因子间的因果关系，对管理的指导作用不大。

生态位理论为解决综合评价面临的问题提供了科学依据。该理论的核心观点认为，生物的时空分布格局受环境因子制约，因此生物群落的结构与动态能够敏感地指示环境变化。相较于仅反映瞬时或局部状态的特定理化指标，水生生物因其生活史过程整合了长期、多因子协同作用的综合环境效应，其群落状况更能全面、稳定地反映水体的生态状况，应作为水生态评价的核心要素 [22-24]。分析生物状况与水体理化指标间的关系则可以识别对水体有重要影响的环境胁迫因子，而层级生态位理论则强调了生物-环境关系的时空尺度性 [7, 8]。在这些生态学知识引导下，2000 年前后，水生态评价进入全面调查-诊断评价（diagnostic assessment）的新发展阶段（表 1）。具体而言，对水生态系统水文形态、物理生境、水化学、水生生物等组分开展全面调查，但主要用生物组分指示水体生态状况，用其它组分表征水环境胁迫；量化生态状况与识别环境胁迫均是评价不可或缺的步骤。例如，欧洲水框架指令（Water Framework Directive，WFD）提出基于驱动力-压力-状态-影响-响应(Driving forces-Pressures–State–Impact–Responses，DPSIR)关系的评价框架，以生物质量要素（biological quality element）为主确定水体生态状况，而理化状况(physico-chemical condition)和水文形态状况（hydromorphological condition）的评价结果需与生物状况保持一致。对于未达到“好”等级的水体，需要诊断影响生物状况的理化和水文形态指标 [25, 26]。2004 年开始实施的美国水资源调查(National Aquatic Resource Surveys ，NARS)项目也采取类似的评价思路，先基于生物评价确定水体状况，再用统计分析识别影响其生态状况的主要理化环境胁迫因子，为后续生态修复提供科学依据 [27, 28]。在诊断评价阶段，生物功能性状对环境胁迫响应的敏感性以及多重环境胁迫对评价的影响等问题受到重视 [29, 30]，这些变化也与生态位理论的发展有关。

最近 10 年来，水生态评价理论框架未发生明显变化，但得益于人工智能、环境 DNA、大数据模型、“天空地”一体化监测等新兴技术的发展及应用 [31-34]，水生态评价基础数据的获取效率显著提升，进入智能监测与评价的新发展阶段（表 1）。此阶段相继出现了图像数据、遥感影像数据、分子数据等新数据类型，探索如何将这些数据用于指示环境变化，为生态评价提供补充信息或建立新评价方法成为新的研究问题 [35-37]。

2.2 生物评价指标变化

在生物评价兴起后，哪些生物类群及指标能有效指示水体生态状况成为一个重要的科学问题。生物评价指标的选择主要依据种群、群落生态学和生物学基础知识确定。例如：着生藻类、底栖无脊椎动物、鱼类等是流水生境的主要生物类群，它们生活位置相对固定，能够指示特定区域和时段的人类干扰 [38, 39]，是河流生态评价常用的指示生物。相比较而言，浮游动植物、底栖无脊椎动物、大型水生植物（包括大型藻类）、鱼类等则是湖泊、水库、湿地等静水水体生态状况的主要指示类群 [40]。虽然不同评价使用的指示生物类群不同，同一类群的指示指标也繁杂多样 [41, 42]，但生物评价指标大致分为三类：（2）指示种，如干扰/胁迫敏感种、耐受种、地方种、特有种等。（2）多样性参数，包括物种数量/丰富度 （richness）、多样性指数（如 Shannon-Wiener 指数、Margalef 丰富度指数、Pileou 均匀度指数等），群落组成等。（3）功能性状，如体型大小、形态特征、生活史策略、扩散能力、化性（指水生昆虫一年内的世代数）等。

早期水生态评价主要采用指示种指标，最具代表性的是由 Kolkwitz 和 Marsson 提出的污水生物指数（saprobic index）[3]，通过筛选对德国河流中对有机污染物敏感或耐受的着生藻类和底栖动物指示种来指示水环境胁迫。该指数在欧洲国家得到广泛使用，同时对指数进行了改进和拓展，开发出数十种评价水体有机污染、酸污染、营养状态等的生物指数 [43]。随着群落生态学知识的发展，淡水生态学家开始关注环境对水生生物多样性的影响，多样性参数被广泛用于评价。英国河流底栖无脊椎动物预测与分类系统 (River Invertebrate Prediction and Classification System, RIVPACS) [44, 45]和澳大利亚河流评价系统(AUStralian RIVer Assessment Scheme，AusRivAS） [46]是用水生生物多样性指示水体生态状况的典型代表。两种方法原理相似，均用调查点实际观测的底栖无脊椎动物物种数(observed)与无人为干扰时的预期物种数(predicted)比值来评价生态状况（因此也被称为 O/E 指数）。除物种数外，O/E 指数也可基于其它单一指标如 BMWP 、ASPT 等计算 [2]。由于 O/E 指数简单易懂，且评价中使用预测模型控制自然因素的影响，评价精准度较高，因此受到一些生态学家的青睐，被拓展应用到鱼类、藻类状况评价中 [39, 47]。生态位理论强调环境通过过滤、选择生物性状影响局域生物多样性格局，为用生物性状指示环境影响奠定了理论基础。实践证明，功能性状不仅比群落参数对胁迫响应敏感 [48, 49]，而且有助于从机理上认识环境胁迫对水生态系统的影响，因此近年来被越来越多地用于水生态评价 [50]。

表 1 水生态评价发展阶段及各阶段主要特点、方法/指标及项目/计划范例

Tab.1 Stages of aquatic ecological assessment and key characteristics, method/index examples, and program/project examples

发展阶段及其时间范围	主要特点	方法/指标范例	项目/计划范例
理化评价主导阶段 1900s-1960s	• 以水质评价为核心，侧重于污染物检测与评价，如 pH、溶解氧、COD/BOD、有机污染、氮、磷浓度等； • 少数研究探讨生物群落与水质间的关系，初步建立一些水质生物评价方法。	• Streeter-Phelps 溶解氧模型； • 水质指数(water quality index，WQI) • 污水生物指数(Saprobian Index)； • 特伦特生物指数(Trent Biotic Index)	• 1955 年：荷兰地表水监测项目 (National Surface Water Monitoring Program) • 1963 年：美国水质监控系统 (National Water Quality Surveillance System，NWQSS) • 1965 年：英国淡水河流大型无脊椎动物调查 (Freshwater river macroinvertebrate surveys，BIOSYS)
生物评价兴起阶段 1970s-1980s	• 从水质评价转向生态完整性评价，提出生态健康概念； • 生物评价成为主流方法；生物指数主要基于物种耐受值、指示值计算； • 以单一生物类群评价为主，缺乏生态系统视角； • 评价水体从溪流/河流扩展到湖泊、河口、海滨带等；	• 生物完整性指数(Index of Biotic Integrity, IBI)； • 多参数指数(multimetric index，MMI) • 生物监测工作组计分系统(Biological Monitoring Working Party, BMWP)； • 分类单元平均分(Average Score Per Taxon，ASPT)； • 底栖评价系统(BEnthic Assessment of SedimenT, BEAST)	• 1972 年：瑞典河湖调查 (National Lake & Stream Survey) • 1973 年：美国河流水质核算网络 (National Stream Quality Accounting Network，NASQAN) • 1975：英国统一监测项目(Harmonised Monitoring Program，HMP) • 1977 年：全球水环境监测系统(Global Environment Monitoring System GEMS /Water) • 1980 年：西班牙河流水质生物分类(Biological Classification of River Water Quality)
标准化评价阶段 1990s-2000s	• 基于参照状态开展评价 • 评价方法逐渐标准化； • 预测模型成为生物评价的重要手段	• 参照状态评价法 • 河流无脊椎动物预测与分类系统(River Invertebrate Prediction and Classification System, RIVPACS)； • 澳大利亚河流评价系统(AUStralian RIVer Assessment Scheme，AusRivAS)	• 1990 年：美国环境监测与评价项目(Environmental Monitoring and Assessment Program，EMAP) • 1991 年：美国水质评价项目(National Water-Quality Assessment Program，NAWQA) • 1992 年：澳大利亚河流健康评价项目(National River Health Program)
诊断性评价阶段 2000s-2010s	• 基于驱动力-压力-状态-影响-响应(Driving forces–Pressures–State–Impact–Responses，DPSIR)框架，整合物理、化学、生物指标开展整体评价； • 开发基于生物功能性状的评估方法； • 关注多重胁迫对生态完整性的影响	• 欧洲水生态状况评价法(European aquatic ecological assessment methods)	• 2000 年：欧洲水框架指令(European Water Framework Directive) • 2001 年：澳大利亚河流健康监测项目(National River Health Monitoring Program) • 2004 年：美国水资源调查(National Aquatic Resource Surveys ，NARS)
智能监测与评价阶段 2010s-至今	• 生态监测 2.0：eDNA、遥感、机器学习等新技术的应用； • 结合社会生态因素进行综合评估	• 基于 eDNA 的生物多样性指数； • 卫星水质指数； • 胁迫响应 AI 预测模型	• 2017 年：澳大利亚生态状况综合评价(Integrated Ecosystem Condition Assessment， IECA) • 2018 年：新西兰淡水生态系统健康框架 (Freshwater Biophysical Ecosystem Health Framework，FBEHF)

迄今为止已发展了 400 余种水生生物评价方法 [42]，虽然这些方法采用的评价指标各异，但可根据评价中使用的指标数量，将生物评价分成单指标法和多指标法两大类。单指标法用单一指标评价生态状况，主要包括污水生物指数、生物指数（biotic index），多样性指数（diversity index），O/E 指数等。早期评价较常使用前三类指标；RIVPACS 和 AusRivAS 出现后，特别是欧盟水框架指令要求各成员国将各生物指标评价结果转换生态质量比率（ecological quality ratio, EQR）后 [51]，O/E 指数成为最常用的单指标评价法。多指标评价法则用两个以上指标从多个维度来评价生态群落的整体状况，最常用的是以 IBI 为代表的多参数指数（multimetric index, MMI）。MMI 由众多候选参数中筛选出的对环境胁迫响应明显且相互独立的核心参数构建而成，能够指示水生态系统受多重胁迫影响的现实情况 [52]。研究发现，使用干扰指示类群、生物多样性参数、功能性状指标共同组成 MMI，可以整合生物群落结构及功能特征，能更有效地指示水体生态状况，成为近年常用的评价指标 [16, 49]。

2.3 评价效能（assessment performance）提升

虽然多数水生态评价都遵循相对规范的技术流程开展 [53, 54]，但在样点分组 [55]、设置参照状态 [56]、筛选评价指标 [57]、控制自然因素影响 [53, 58]等步骤有诸多可选方案，导致对于同一评价水体，即使使用相同的生物类群，也可构建多套评价指标开展评价。由此产生的问题是需要评估不同评价方法对人类干扰或环境胁迫的指示能力（即评价效能）。淡水生态学家提出用精确度、偏差度、响应度、敏感度、一致度等指标来度量、比较不同方法的评价效能 [58-62]（表 2）。这些指标采用数理统计中常用的统计量度量，其优劣程度依统计学意义判定，无绝对的“好”或“差”评判标准或阈值。近 20 年来，多位学者基于生态学知识，从多个方面改进水生态评价方法，显著提升了评价效能。

表 2 水生态评价效能度量指标及方法

Tabl.2 Indicators and methods for measuring assessment performance

指标 Indicator	指标反映的信息 Description	度量方法 Measuring method	判断标准 Indication of good performance
精确度 Precision	参照点得分的离散程度	参照点得分的标准差	标准差越小，精确度越高
偏差度 Bias	参照点得分与自然变量的关系	自然变量与参照点得分的关系模型	模型解释率越低，偏差度越小
响应度 Responsiveness	评价得分对人类干扰的响应程度	t 检验比较参照点与受损点得分的差异，或者建立人类活动指示变量与评价得分的关系模型	t 值越大或关系模型解释率越高，响应度越高
敏感度 Sensitivity	受损点被正确识别为非参照状态的比例	受损点得分低于非参照状态标准（一般为参照点得分的 5th 分位数值）的比例	比例越高，敏感度越高
一致度 Consistency	多个区域/方法评价结果的可比性	（1）方差分析检验不同区域/方法参照点得分的相似程度；（2）协方差分析检验不同区域/方法人类干扰-评价得分线性关系模型的斜率相似程度	方差分析 F 值越低，且协方差分析 F 值越低，评价的一致度越高

生态评价的目的是量化人类活动对水生态系统的影响，便于有效管理人类活动。但评价一般都在涵盖较大空间范围的流域、区域或国家尺度上展开，由此产生的问题是除人类活动外，气候、岩性、土壤、植被等自然因素也存在明显的空间异质性 [63]。这些自然因素的时空变化对水生生物的时空格局有重要影响，因此会干扰评价，降低评价效能 [64]。为了控制自然因素影响，一般将评价区域分成若干个自然背景类似的生态区（ecoregion）或类型区（typology）分别评价 [65, 66]。但分析发现，即使在同一生态区或类型区内，自然因素依然存在着不可忽视的空间异质性，导致评价存在偏差 [55, 67]。根据层级生态位理论，区域尺度的自然因素和人类活动是水体生态状况的远端驱动力 [8]；因此，可以选择不受或较少受人类活动影响的调查点作为参照点，以自然因素为自变量，用模型拟合自然因素与生物评价指标间的关系，并用建立的模型预测所有调查点每项评价指标的参照状态，再用评价指标实测值与参照状态的差值（MMI）或比值（O/E 指数）来指示人类干扰强度 [58]。分析发现，预测模型能有效控制自然因素干扰，显著提升评价效能 [55, 58, 68]。使用预测模型法可以控制任何评价尺度的自然因素干扰，为开展大空间范围的统一评价奠定基础 [61]。该方法最早被应用于 RIVPACS 中 [45]，目前已成为多数水生态评价的必选步骤之一 [53, 61, 68, 69]。

评价的一致度或可比性（assessment consistency/comparability）是科学家和管理部门共同关心的问题。在大尺度空间或多个区域用相同或相似的方法开展评价，不仅可以使同一得分具有相近的生态学意义，为直接比较不同区域的水生态状况创造条件 [70, 71]。对于管理者而言，在对管辖区域开展全面调查评价后，就能制定针对全辖区水体的管理措施，不需要重复投资再开展小范围调查评价，起到节约投入成本，提高管理效率的作用 [29]。美国环保署为了给国会提供全国尺度的评价报告，分别统一了河流、湖泊、湿地、海滨带等水体评价的野外调查、室内分析、生物标本鉴定、评价指标构建、生态等级标准等规范 [72-75]。这些标准化流程极大地促进了不同生态区的评价结果可比性。在此基础上，基于层级生态位理论，用区域尺度的人类活动指标（如流域人类土地利用百分比）识别样点状态 [76, 77]，并用预测模型控制自然因素的干扰，可实现全国尺度的统一评价，为制定统一的水环境管理政策奠定基础 [61, 69]。此外，有研究基于生态位理论，选用生物功能性状来提升评价一致度 [29, 49, 50, 78]。生物体型大小、生活史策略、资源获取/摄食策

略等功能性状直接影响物种的生存和分布，且不同区域、不同水体、甚至不同类群的同类性状对环境变化的响应规律相似，因此功能性状对干扰的响应更加直接和一致，评价结果更具可比性，一致度更高 [79]。

水生生物空间扩散对生态评价效能的影响近期也受到重视 [5]。集合群落理论认为，在一定条件下，生物可扩散到不太适宜其生存的环境（即群体效应，mass effect），减缓环境胁迫的负面影响 [80]；另一方面，生物也可因环境阻隔限制无法进入适宜其生存的环境 [81]。因此，如果仅关注环境过滤-生物响应关系而忽视空间扩散/限制作用的影响，会造成评价偏差。研究发现，与广布种（generalist）相比，受群体效应影响的物种其生态位较窄，它们的分布更易受空间扩散的影响 [82]。因此，移除群落中受群体效应影响的物种而非广布种，可以有效控制空间扩散对环境-生物关系的干扰，提高评价效能 [80]。

3 生态学基础相对薄弱的评价环节

水生态评价是对生态学知识的具体应用，每个评价环节都有相应的理论支撑。但受评价过程复杂性和评价目标多样性等影响，目前在参照状态及生态等级标准设定、胁迫因子诊断等环节仍主要依赖数理统计知识，生态学理论支撑作用尚待加强。

3.1 参照状态及生态等级标准

为响应修复和维持水体完整性、自然性(naturality)的法规要求，美国、澳大利亚、欧盟等国家和地区于 20 世纪 80 年代开始探索评价基准(benchmark)问题 [56, 83]。基准的作用类似于实验中的对照，它们代表了接近自然或仅受轻微人类干扰条件下的水生态状况，可为制定修复与管理目标提供依据，并使不同评估结果之间具有可比性，是水生态评价的基础 [84]。对统一评价基准的需求推动了参照状态概念及相关理论的出现，并于 90 年代进入以参照状态法为核心的标准化评价阶段。（表 1）。

鉴于人类干扰普遍存在，一般根据实际情况选用最小干扰（minimally disturbed condition）、最少干扰（least disturbed condition）、最佳可达（best attainable condition）或历史状态（historical condition）作为参照状态标准 [56]。通过比较调查点与处于参照状态样点（即参照点）间的差异，确定调查点的生态状况 [53]。评价中常用特定的水体理化指标浓度或人类活动强度作为参照状态标准(criteria)。水质和物理生境是常用的理化指标，因这些理化指标较高的空间异质性，不同区域的理化参照状态标准一般不同 [85, 86]。常用的人类活动参照状态指标有：流域农业、城镇用地百分比、点源、非点源污染强度、道路密度、矿山数量、水坝数量等 [77, 87]。这些指标直接指示人类干扰强度，可对所有区域设定统一的参照状态标准 [61]。参照状态标准通常是综合专家判断、现场评估、定量筛选等方法确定。首先由专家初步确定调查区域的参照状态指标及标准，并根据工作经验明确参照点位置；然后通过现场调查核实或调整参照点；最后以参照点各项参照指标的取值范围、极值、特定的百分位数值或模型推算值作为该区域的参照状态标准 [84]。此外，评价的一个重要结果是基于得分确定样点所处生态等级，为后续管理提供依据。与参照状态标准类似，生态等级标准也主要依据专家判断或评价结果的特定分位数确定 [65, 74]。

基于专家判断、特定分位数确定参照状态或生态等级标准面临的问题是这些标准不具有生态学意义。例如，当某一调查点的理化指标或生物群落仅较参照状态或好状态的标准稍差时，是否意味着该样点确实因为人类干扰导致其生态状况退化，通过生态修复是否能确保其生态状况改善？此问题对管理而言意义重大，只有人类干扰强度与生态状态间具有明显因果关系时，才能保证实施修复的必要性和有效性。为了能为环境管理提供有效信息，未来的评价有必要用更科学、客观的方法来确定参照状态和生态等级标准，并使各类标准具有明确的生态学意义。然而，该问题尚待研究探索解决。

3.2 胁迫因子诊断

水生态评价是在水生态环境管理需求驱动下发展壮大起来的 [88, 89]（表 1）。对于管理部门而言，评价方法和结果固然重要，但明确需要重点治理或修复的水生态环境问题及区域同等重要。对于已经开展治理、修复的水体，也需要评价治理是否达到预期成效。上述需求都与科学、精准识别影响水生态状况的胁迫因子有关，但识别重要的水生态胁迫因子依然是评价中生态基础较薄弱的环节之一。

为了使评价结果能指导管理，欧盟 WFD 和美国 NARS 项目都要求在评估完各水体的生物状况后，诊断、识别影响生物状况的主要理化胁迫因子 [26, 28, 73, 74]。WFD 主要基于统计分析环境压力-生物响应关系，识别影响生态质量的水体理化和水文形态指标 [42]。然而，由于评价中将多个生物参数简化成了一个生态质量比率，该单一指标对具体压力源的指示能力往往较差 [90]。NARS 项目中，胁迫因子诊断包括三个步骤：首先分析主要胁迫因子的胁迫范围（extent），确定胁迫因子处于差状态（poor condition）的空间区域；其次评估相对风险（relative risk），分析各胁迫因子与生物不良状况间的关联强度；最后进行风险归因（attributable risk）分析，将环境胁迫范围和相对风险结合起来，估算消除某个或某些胁迫因子后不良生物状态的减少几率，以此确定需要优先管控的胁迫因子。该方法同样依赖数学统计手段识别胁迫因子，缺乏生态学证据。有学者尝试将统计分析结果与文献、实验、实地调查证据相结合，根据证据确定或排除特定胁迫因子，为管理决策提供支持 [91, 92]。这些探索为水生态管理工作提供了重要基础，但尚需更深入验证胁迫因子管控与生物状况改善间的关系，并评估胁迫-响应关系的不确定性，才能为制定有效的适应性管理对策提供坚实的科学基础。

4 对我国水生态评价实践的建议

我国学者于本世纪初对水生态评价开始系统探索与实践 [93-95]。特别是近二十年来，随着国家对水生态环境保护重视程度的日益提升，大量河流、湖泊、水库的生态状况受到关注与评价 [96-101]。然而，由于该领域从业人员涵盖生态环境、水利、农业等多个行业部门及高校和科研机构，不同学者的专业背景差异较大，致使其对评价目标、方法及其理论依据的理解深浅不一，对评价的科学性、有效性和可比性等问题的重视程度也不同。这一现状导致我国当前的水

生态评价尚未形成统一的理论基础，评价方法欠缺严谨性，评价结果可比性不强。为此，基于国外成功经验，建议我国学者充分重视水生态评价的科学基础，近期可从以下几方面改进，提升评价的科学性及效能。

（1）控制自然因素对评价的影响。虽然国外研究强调了自然因素对评价的影响，并提出若干有效控制方法 [53, 58]，但尚未引起我国学者的足够重视，国内多采用传统的分区域评价方法来控制自然因素影响。这样处理可造成同一水体不同区域的评价指标及评价结果间不具可比性等问题，且不能有效控制自然因素的影响 [55]。建议对研究水体开展整体评价，增加生物功能性状等较少受物种分类影响的指标作为评价候选指标，以缓解不同区域水生生物物种组成变化的问题。在此基础上，用预测模型法分析、控制自然因素对评价的影响。鉴于我国气候、岩性、土壤、植被等自然环境呈现明显的纬度、经度和垂直地带性，如果无法获取自然因素数据，可用调查点的经纬度、海拔等空间数据代表自然因素建立预测模型。我们发现，用简单空间变量代理自然因素也能有效去除自然因素的影响 [102]。

（2）基于调查数据筛选评价指标。科学确定评价指标是精准评价的重要前提，如果指标选择不科学，评价结果将毫无意义。由于我国相关工作基础薄弱，没有水生生物耐污值、干扰指示种等本土数据库，评价时多参考国外相关信息选取评价指标，甚至未使用本土调查数据验证生物指标对环境胁迫的指示能力就事先确定评价指标体系。环境胁迫-生物响应关系受区域自然背景影响显著，研究证实，一个区域的环境胁迫指示指标对另外一个区域的胁迫未必敏感 [103, 104]。因此，建议在获取调查数据的基础上，基于评价区域的环境-生物关系分析，选择能有效指示该区域环境胁迫/人类干扰的指示指标，构建评价指标体系开展评价。

（3）开展诊断式评价。目前，我国多数水生态评价只追求量化生态状况，未进一步识别影响水生态状况的主要环境胁迫因子。不识别胁迫因子，一方面无法判断评价结果是否能真实反映环境胁迫的影响，另一方面无法指导后续的生态修复与管理。因此，建议我国的水生态评价补充、完善评价流程，将量化生态状况与识别胁迫因子均作为评价不可或缺的内容，夯实评价理论框架，开展诊断式评价，使评价结果能更有效地服务于水生态环境管理。

2015 年 9 月，联合国大会通过的《2030 年可持续发展议程》中提出了未来 15 年的 17 项可持续发展目标(Sustainable Development Goals，SDGs) [105]。其中， SDG6 是确保水资源的可获得性和可持续性(availability and sustainability)。该目标不仅涉及饮用水和卫生设施，还涉及淡水质量及富营养化、有机污染、盐碱化和酸化等人类胁迫。为跟踪这一目标的进展情况，各国须报告 “水质良好”的水体比例。起步阶段用五个物理和化学参数开展评估，随后将增加生物和地球观测评价方法 [106]。此外，2022 年通过的《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》制定了 23 个面向 2030 年的生物多样性保护目标（target）[107]。目标 1、2、12 均提及通过保护生物多样性提升生态完整性(ecological integrity)，生态完整性成为度量生物多样性保护目标实现与否的重要手段。显然，为了履行这些国际条约义务，我国的水生态评价需尽快与国际接轨，强化评价的科学基础，并建立与其它国家和地区具有可比性的评价方法，用 “共同语言”向国际社会交流展示我国在可持续发展、生物多样性保护等方面的工作成就，这也是保护国家利益的必然之举。

5 结论

生态学理论是水生态评价的科学基础，在推动评价阶段演变、评价指标优化、评价效能提升等过程中发挥了重要引导作用。但受限于当前的认知与技术水平，参照状态及生态等级标准、胁迫因子诊断等环节依然需要强化生态学理论支撑。与国外发展水平相比，我国的水生态评价总体仍处于探索发展阶段，为进一步夯实科学基础，建议近期重点关注以下问题：充分考虑自然因素对评价的影响，基于实地调查数据筛选评价指标，推动诊断式评价成为主流评价范式。

为促进我国水生态评价向更加科学、规范、高效的方向发展，未来应更加重视两方面的工作：一方面，强化生态学理论对评价的支撑作用，提升评价对人类干扰的指示能力；另一方面，积极引入天空地一体化监测、大数据与人工智能等新技术，加快基础数据获取速度，提升数据质量，推动实时化、标准化、自动化评价技术的研发与应用。此外，为有效展示我国在履行国际可持续发展与生物多样性保护公约方面的成效，有必要尽快建立与国际兼容、结果可比的评价理论及方法体系。

6 参考文献

[1] Stevenson J. Ecological assessments with algae: a review and synthesis. *Journal of Phycology*, 2014, **50**(3): 437-461.

[2] Ziglio G, Flaim G, Siligardi M. Biological Mmonitoring of Rivers: Applications and Perspectives: John Wiley & Sons; 2008.

[3] Moog O, Schmutz S, Schwarzinger I. Biomonitoring and bioassessment. In: Stefan Schmutz, Sendzimir J, editors. Riverine Ecosystem Management. Aquatic Ecology Series 8. 8: Springer Cham; 2018. p. 371-390.

[4] Babafemi OP, Ajani TF, Binuyo MO *et al.* Biomonitoring for Sustainable Development. In: Izah SC, Ogwu MC, Hamidifar H, editors. Biomonitoring of Pollutants in the Global South. Singapore: Springer Nature Singapore; 2024. p. 191-239.

[5] Heino J. The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm. *Biological Reviews*, 2013, **88**(1): 166-178.

[6] Pulliam HR. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, 2000, **3**(4): 349-361.

[7] Poff NL. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 1997, **16**(2): 391-409.

[8] Stevenson RJ. Scale-dependent determinants and consequences of benthic algal heterogeneity. *Journal of the North American Benthological Society*, 1997: 248-262.

[9] Kenney MA, Sutton-Grier AE, Smith RF *et al.* Benthic macroinvertebrates as indicators of water quality: the intersection of science and policy. *Terrestrial Arthropod Reviews*, 2009, **2**(2): 99.

[10] Leibold M, Holyoak M, Mouquet N *et al.* The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 2004, **7**(7): 601-613.

[11] Chidiac S, El Najjar P, Ouaini N *et al.* A comprehensive review of water quality indices (WQIs): history, models, attempts and perspectives. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 2023, **22**(2): 349-395.

[12] Dolédec S, Statzner B. Responses of freshwater biota to human disturbances: contribution of J-NABS to developments in ecological integrity assessments. *Journal of the North American Benthological Society*, 2010, **29**(1): 286-311.

[13] Jackson S, Davis W. Meeting the goal of biological integrity in water-resource programs in the US Environmental Protection Agency. *Journal of the North*

American Benthological Society, 1994, **13**(4): 592-597.
[14] Karr JR, Chu EW. Biological monitoring: essential foundation for ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 1997, **3**(6): 993-1004.
[15] Karr JR. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 1981, **6**(6): 21-27.
[16] Feio MJ, Hughes RM, Callisto M *et al.* The biological assessment and rehabilitation of the world's rivers: an overview. *Water*, 2021, **13**(3): 371.
[17] Kaufmann PR, Levine P, Peck DV *et al.* Quantifying physical habitat in wadeable streams: Environmental Monitoring and Assessment Program, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency; 1999.
[18] Poff NL, Allan JD, Bain MB *et al.* The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience*, 1997: 769-784.
[19] Bundi U, Peter A, Frutiger A *et al.* Scientific base and modular concept for comprehensive assessment of streams in Switzerland. *Hydrobiologia*, 2000, **422**: 477-487.
[20] Ladson AR, White LJ, Doolan JA *et al.* Development and testing of an index of stream condition for waterway management in Australia. *Freshwater Biology*, 1999, **41**(2): 453-468.
[21] Chovanec A, Jäger P, Jungwirth M *et al.* The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to the EU Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, 2000, **422**: 445-452.
[22] Barbour MT, Swietlik WF, Jackson SK *et al.* Measuring the attainment of biological integrity in the USA: a critical element of ecological integrity. *Hydrobiologia*, 2000, **422**: 453-464.
[23] Karr JR. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, 1991, **1**(1): 66-84.
[24] Norris RH, Morris KR. The need for biological assessment of water quality: Australian perspective. *Australian Journal of Ecology*, 1995, **20**(1): 1-6.
[25] Kristensen P, Whalley C, Zal FNN *et al.* European Waters: Assessment of Status and Pressures 2018. Luxembourg; 2018.
[26] Directive WF. Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC). *Guidance document*, 2003, **7**.
[27] Paulsen SG, Peck DV, Kaufmann PR *et al.* Rivers and streams: upgrading monitoring of the nation's freshwater resources-meeting the spirit of the clean water act. Water Quality-Science, Assessments and Policy: IntechOpen; 2020.
[28] Sickle JV, Paulsen SG. Assessing the attributable risks, relative risks, and regional extents of aquatic stressors. *Journal of the North American Benthological Society*, 2008, **27**(4): 920-931.
[29] Pont D, Hugueny B, Beier U *et al.* Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology*, 2006, **43**(1): 70-80.
[30] Hering D, Carvalho L, Argillier C *et al.* Managing aquatic ecosystems and water resources under multiple stress - an introduction to the MARS project. *Science of the Total Environment*, 2015, **503–504**(0): 10-21.
[31] Zhang D. Establishing a nation-wide eco-environment monitoring network for sustainable governance. *Environmental Science and Ecotechnology*, 2025, **26**: 100585.
[32] Pawlowski J, Kelly-Quinn M, Altermatt F *et al.* The future of biotic indices in the ecogenomic era: integrating (e) DNA metabarcoding in biological assessment of aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 2018, **637**: 1295-1310.
[33] Pont D, Valentini A, Rocle M *et al.* The future of fish-based ecological assessment of European rivers: from traditional EU Water Framework Directive compliant methods to eDNA metabarcoding-based approaches. *Journal of Fish Biology*, 2021, **98**(2): 354-366.
[34] Milošević D, Milosavljević A, Predić B *et al.* Application of deep learning in aquatic bioassessment: towards automated identification of non-biting midges. *Science of the Total Environment*, 2020, **711**: 135160.
[35] Orenstein EC, Ayata S-D, Maps F *et al.* Machine learning techniques to characterize functional traits of plankton from image data. *Limnology and Oceanography*, 2022, **67**(8): 1647-1669.
[36] Apothéloz-Perret-Gentil L, Cordonier A, Straub F *et al.* Taxonomy-free molecular diatom index for high-throughput eDNA biomonitoring. *Molecular Ecology Resources*, 2017, **17**(6): 1231-1242.
[37] Dafforn KA, Johnston EL, Ferguson A *et al.* Big data opportunities and challenges for assessing multiple stressors across scales in aquatic ecosystems. *Marine and Freshwater Research*, 2016, **67**(4): 393-413.
[38] Hering D, Johnson RK, Kramm S *et al.* Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology*, 2006, **51**(9): 1757-1785.
[39] Carlisle DM, Hawkins CP, Meador MR *et al.* Biological assessments of Appalachian streams based on predictive models for fish, macroinvertebrate, and diatom assemblages. *Journal of the North American Benthological Society*, 2008, **27**(1): 16-37.
[40] Birk S, Bonne W, Borja A *et al.* Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 2012, **18**: 31-41.
[41] López-López E, Sedeño-Díaz JE. Biological indicators of water quality: the role of fish and macroinvertebrates as indicators of water quality. In: Armon RH, Hänninen O, editors. Environmental Indicators. Dordrecht: Springer Netherlands; 2015. p. 643-661.
[42] Poikane S, Salas Herrero F, Kelly MG *et al.* European aquatic ecological assessment methods: a critical review of their sensitivity to key pressures. *Science of the Total Environment*, 2020, **740**: 140075.
[43] Masouras A, Karaouzas I, Dimitriou E *et al.* Benthic diatoms in river biomonitoring-present and future perspectives within the Water Framework Directive. *Water*, 2021, **13**(4): 478.
[44] Wright JF, Sutcliffe DW, Furse MT. Assessing the Biological Quality of Fresh Waters: RIVPACS and Other Techniques. UK: Ambleside; 2000.
[45] Wright JF. Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. *Australian Journal of Ecology*, 1995, **20**(1): 181-197.
[46] Smith MJ, Kay WR, Edward DHD *et al.* AusRivAS: using macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia. *Freshwater Biology*, 1999, **41**(2): 269-282.
[47] Almeida SFP, Feio MJ. DIATMOD: diatom predictive model for quality assessment of Portuguese running waters. *Hydrobiologia*, 2012, **695**(1): 185-197.
[48] Wu X, Liu X, Liu C *et al.* Eco-morphological traits inform responses of diatom assemblages to urbanization in rivers in China. *Hydrobiologia*, 2025, **852**: 593-608.
[49] Chen K, Rajper AR, Hughes RM *et al.* Incorporating functional traits to enhance multimetric index performance and assess land use gradients. *Science of the Total Environment*, 2019, **691**: 1005-1015.
[50] Culp JM, Armanini DG, Dunbar MJ *et al.* Incorporating traits in aquatic biomonitoring to enhance causal diagnosis and prediction. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2011, **7**(2): 187-197.
[51] Directive WF. Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential. *Water Framework Directive Common Implementation Strategy Working Group*, 2003, **2**: 28.
[52] Sánchez-Montoya MM, Vidal-Abarca MR, Suárez ML. Comparing the sensitivity of diverse macroinvertebrate metrics to a multiple stressor gradient in Mediterranean streams and its influence on the assessment of ecological status. *Ecological Indicators*, 2010, **10**(4): 896-904.
[53] Stoddard JL, Herlihy AT, Peck DV *et al.* A process for creating multimetric indices for large-scale aquatic surveys. *Journal of the North American Benthological Society*, 2008, **27**(4): 878-891.
[54] Poikane S, Birk S, Böhmer J *et al.* A hitchhiker's guide to European lake ecological assessment and intercalibration. *Ecological Indicators*, 2015, **52**: 533-544.
[55] Tang T, Stevenson RJ, Infante DM. Accounting for regional variation in both natural environment and human disturbance to improve performance of multimetric indices of lotic benthic diatoms. *Science of the Total Environment*, 2016, **568**: 1124–1134.
[56] Stoddard JL, Larsen DP, Hawkins CP *et al.* Setting expectations for the ecological condition of running waters: the concept of reference condition. *Ecological Applications*, 2006, **16**(4): 1267-1276.
[57] Van Sickle J. Correlated metrics yield multimetric indices with inferior performance. *Transactions of the American Fisheries Society*, 2010, **139**(6): 1802-1817.

[58] Cao Y, Hawkins CP, Olson J *et al.* Modeling natural environmental gradients improves the accuracy and precision of diatom-based indicators. *Journal of the North American Benthological Society*, 2007, **26**(3): 566-585.
[59] Hawkins CP, Cao Y, Roper B. Method of predicting reference condition biota affects the performance and interpretation of ecological indices. *Freshwater Biology*, 2010, **55**(5): 1066-1085.
[60] Vander Laan JJ, Hawkins CP. Enhancing the performance and interpretation of freshwater biological indices: an application in arid zone streams. *Ecological Indicators*, 2014, **36**: 470-482.
[61] Tang T, Stevenson RJ. Striving for consistent bioassessment across diverse landscapes: using land use matters for classifying reference and disturbed sites for index development. *Science of the Total Environment*, 2023, **900**: 165849.
[62] Solimini AG, Gulia P, Monfrinotti M *et al.* Performance of different biotic indices and sampling methods in assessing water quality in the lowland stretch of the Tiber River. *Hydrobiologia*, 2000, **422**(0): 197-208.
[63] Tang T, Stevenson RJ, Grace JB. The importance of natural versus human factors for ecological conditions of streams and rivers. *Science of the Total Environment*, 2020, **704**: 135268.
[64] Schoolmaster DR, Grace JB, Schweiger EW *et al.* A causal examination of the effects of confounding factors on multimetric indices. *Ecological Indicators*, 2013, **29**: 411-419.
[65] Paulsen S, Stoddard J, Holdsworth, S, Mayio, A,, Tarquinio E. Wadeable streams assessment: acollaborative survey of the Nation's streams. EPA/841/B-06/002. US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.; 2006.
[66] Wallin M, Wiederholm T, Johnson R. Guidance on Establishing Reference Conditions and Ecological Status Class Boundaries for Inland Surface Waters. 2003.
[67] Moog O, Schmidt-Kloiber A, Ofenböck T *et al.* Does the ecoregion approach support the typological demands of the EU 'Water Framework Directive'? *Hydrobiologia*, 2004, **516**: 21-33.
[68] Magee TK, Blocksom KA, Fennessy MS. A national-scale vegetation multimetric index (VMMI) as an indicator of wetland condition across the conterminous United States. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2019, **191**(1): 1-28.
[69] Mazor RD, Rehn AC, Ode PR *et al.* Bioassessment in complex environments: designing an index for consistent meaning in different settings. *Freshwater Science*, 2016, **35**(1): 249-271.
[70] Poikane S, Zampoukas N, Borja A *et al.* Intercalibration of aquatic ecological assessment methods in the European Union: lessons learned and way forward. *Environmental Science & Policy*, 2014, **44**: 237-246.
[71] Charles DF, Kelly MG, Stevenson RJ *et al.* Benthic algae assessments in the EU and the US: striving for consistency in the face of great ecological diversity. *Ecological Indicators*, 2021: 107082.
[72] USEPA (US Environmental Protection Agency). National Wetland Condition Assessment: The second collaborative survey of wetlands in the United States. EPA 841-R-23-001. Washington, DC, USA: USEPA, Office of Water and Office of Research and Development; 2024.
[73] USEPA (US Environmental Protection Agency). National Rivers and Streams Assessment: The third collaborative survey. EPA 841-R-22-004. Washington, DC, USA: USEPA, Office of Water and Office of Research and Development; 2024.
[74] USEPA (US Environmental Protection Agency). National Lakes Assessment: The fourth collaborative survey of lakes in the United States. EPA 841-R-24-006. Washington, DC, USA: USEPA, Office of Water and Office of Research and Development; 2024.
[75] USEPA (US Environmental Protection Agency). National Coastal Condition Assessment: A Collaborative Survey of the Nation's Estuaries and Nearshore Great Lakes. EPA 841-R-21-001. Washington, DC, USA: USEPA, Office of Water and Office of Research and Development; 2021.
[76] Miller S, Eldred P, Muldoon A *et al.* A large-scale, multiagency approach to defining a reference network for Pacific northwest streams. *Environmental Management*, 2016, **58**(6): 1091-1104.
[77] Ode PR, Rehn AC, Mazor RD *et al.* Evaluating the adequacy of a reference-site pool for ecological assessments in environmentally complex regions. *Freshwater Science*, 2016, **35**(1): 237-248.
[78] Esmaeili Ofogh AR, Ebrahimi Dorche E, Birk S *et al.* Improving the performance of macroinvertebrate based multi-metric indices by incorporating functional traits and an index performance-driven approach. *Science of the Total Environment*, 2024, **931**: 172850.
[79] Mouillot D, Graham NAJ, Villéger S *et al.* A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, 2013, **28**(3): 167-177.
[80] Leboucher T, Mignien L, Wach M *et al.* Consideration of mass effect processes in bioindication allows more accurate bioassessment of water quality. *Ecological Indicators*, 2021, **127**: 107791.
[81] Vilmi A, Karjalainen SM, Hellsten S *et al.* Bioassessment in a metacommunity context: are diatom communities structured solely by species sorting? *Ecological Indicators*, 2016, **62**: 86-94.
[82] Leboucher T, Tison-Rosebery J, Budnick WR *et al.* A metacommunity approach for detecting species influenced by mass effect. *Journal of Applied Ecology*, 2020, **57**(10): 2031-2040.
[83] Pollard P, Huxham M. The European Water Framework Directive: a new era in the management of aquatic ecosystem health? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 1998, **8**(6): 773-792.
[84] Hawkins CP, Olson JR, Hill RA. The reference condition: predicting benchmarks for ecological and water-quality assessments. *Journal of the North American Benthological Society*, 2010, **29**(1): 312-343.
[85] Herlihy AT, Paulsen SG, Sickle JV *et al.* Striving for consistency in a national assessment: the challenges of applying a reference-condition approach at a continental scale. *Journal of the North American Benthological Society*, 2008, **27**(4): 860-877.
[86] Pardo I, Gómez-Rodríguez C, Wasson J-G *et al.* The European reference condition concept: a scientific and technical approach to identify minimally-impacted river ecosystems. *Science of the Total Environment*, 2012, **420**: 33-42.
[87] Yates AG, Bailey RC. Selecting objectively defined reference sites for stream bioassessment programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2010, **170**(1): 129-140.
[88] Cooter WS. Clean Water Act assessment processes in relation to changing U.S. environmental protection agency management strategies. *Environmental Science & Technology*, 2004, **38**(20): 5265-5273.
[89] Carvalho L, Mackay EB, Cardoso AC *et al.* Protecting and restoring Europe's waters: an analysis of the future development needs of the Water Framework Directive. *Science of the Total Environment*, 2019, **658**: 1228-1238.
[90] Feld CK, Saeedghalati M, Hering D. A framework to diagnose the causes of river ecosystem deterioration using biological symptoms. *Journal of Applied Ecology*, 2020, **57**(11): 2271-2284.
[91] Norris R, Webb J, Nichols S *et al.* Analyzing cause and effect in environmental assessments: using weighted evidence from the literature. *Freshwater Science*, 2012, **31**(1): 5-21.
[92] Webb JA, Nichols SJ, Norris RH *et al.* Ecological responses to flow alteration: assessing causal relationships with Eco Evidence. *Wetlands*, 2012, **32**(2): 203-213.
[93] Tang T, Cai QH, Liu JK. River ecosystem health and its assessment. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, **13**(9): 1191-1194. [唐涛, 蔡庆华, 刘建康. 河流生态系统健康及其评价. *应用生态学报*, 2002, **13**(9): 1191-1194.]
[94] Wang BX, Yang LF, Liu ZW. Index of biological integrity and its application in health assessment of aquatic ecosystem, *Chinese Journal of Ecology*, 2006, (06): 707-710. [王备新, 杨莲芳, 刘正文. 生物完整性指数与水生态系统健康评价. *生态学杂志*, 2006, (6): 707-710.]
[95] Tang T, Cai Q, Liu J. Using epilithic diatom communities to assess ecological condition of Xiangxi River system. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2006, **112**(1-3): 347.
[96] Zhang XX, Han M,Ni J *et al*. Progress and prospect of research on river ecological health assessment based on bibliometric and visual analysis. *Journal of Xi'an University of Technology*, 2024, 40(1):1-14. [张向徐,韩美,倪娟等. 基于文献计量和可视化分析的河流生态健康评价研究进展与展望. 西安理工大学学报, 2024, 40(1):1-14.]
[97] Zhang P, Gao LN, Sun C *et al*. Integrated evaluation on aquatic ecosystems of main rivers and lakes in China. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2016,

47(01): 94-100. [张萍, 高丽娜, 孙翀等. 中国主要河湖水生态综合评价. *水利学报*, 2016, **47**(01): 94-100.]
[98] Jin XW, Zhao XF, Qu XD *et al.* Research progress of aquatic ecological monitoring and assessment in watersheds and development recommendations in China. *Journal of Lake Science*, 2023,**35**(3):755-765. [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. *湖泊科学*, 2023, **35**(3): 755-765.]
[99] Liu SS, Shang GX, Gao X et al. Water ecological health assessment based on the biological integrity of macroinvertebrate: a case from Liaohe River Basin. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2023,13(2):559-566. [刘思思,尚光霞,高欣等. 基于大型底栖动物生物完整性的流域水生态健康评价-以辽河流域为例. 环境工程技术学报, 2023,13(2):559-566.]
[100] Han LX, Wang YC, Bao YF *et al*. Assessment of ecosystem health of the Yangtze River basin based on the pressure-state-response model. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2025, 45(5):503-514. [韩灵新,王雨春,包宇飞等. 基于 PSR 模型的长江流域生态系统健康评价. 环境科学学报, 2025, 45(5):503-514.]
[101] Ye QQ, Gan Y, Zhao XY et al. Research on the aquatic ecological health assessment of the Qinhuai River based on the index of biological integrity. Acta Scientiae Circumstantiae, 2023, **43**(10): 407-418. [叶奇青, 甘燕, 赵鑫莹等. 基于生物完整性指数的秦淮河水生态健康评估研究. *环境科学学报*, 2023, **43**(10): 407-418.]
[102] Hu JC, Guo SH, Tang T et al. Using Benthic Diatom-Based Multi-metric Indices to Assess Ecological Conditions of the Chishui River. Environmental Monitoring in China, 2020, **36**(03): 94-104. [胡建成, 郭姝含, 唐涛等. 基于着生硅藻多参数指标评价赤水河生态状况. *中国环境监测*, 2020, **36**(03): 94-104.]
[103] Mao S, Guo S, Deng H *et al.* Recognition of patterns of benthic diatom assemblages within a river system to aid bioassessment. *Water*, 2018, **10**(11): 1559.
[104] Tan X, Zhang Q, Burford MA *et al.* Benthic diatom based indices for water quality assessment in two subtropical streams. *Frontiers in Microbiology*, 2017, **8**: 601.
[105] Lee BX, Kjaerulf F, Turner S *et al.* Transforming our world: implementing the 2030 agenda through sustainable development goal indicators. *Journal of Public Health Policy*, 2016, **37**(1): 13-31.
[106] Simaika JP, Stribling J, Lento J *et al.* Towards harmonized standards for freshwater biodiversity monitoring and biological assessment using benthic macroinvertebrates. *Science of the Total Environment*, 2024, **918**: 170360.
[107] Stephens T. The Kunming–Montreal global biodiversity framework. *International legal materials*, 2023, **62**(5): 868-887.