

附件3

《河流水生态环境质量监测与评价技术
指南（征求意见稿）》
编制说明

《河流水生态环境质量监测与评价技术指南》

标准编制组

二〇二〇年九月

项目名称：河流水生态环境质量监测与评价技术指南

项目统一编号：2020-L-5

承担单位：中国环境监测总站，生态环境部长江流域生态环境监督管理局生态环境监测与科学研究中心，辽宁省生态环境监测中心，黑龙江省生态环境监测中心，哈尔滨师范大学，南京农业大学

编制组主要成员：金小伟，阴琨，王英才，王业耀，姜永伟，李中宇，许人骥，袁懋，张哲海，王备新，范亚文，马莉娟

标准所技术管理负责人：曹宇，余若帧

生态环境监测司项目负责人：楚宝临

目 录

1 项目背景.....	1
1.1 任务来源.....	1
1.2 工作过程.....	1
2 标准制订的必要性分析.....	2
2.1 水生态监测的重要意义.....	2
2.2 相关环保标准和环保工作的需要.....	3
2.3 现行技术规范的实施情况和存在问题.....	3
3 国内外相关标准方法研究.....	4
3.1 国外相关标准及技术现状.....	4
3.2 国内相关标准及技术现状.....	10
3.3 本标准与国内外相关标准的关系.....	14
4 标准制订的基本原则和技术路线.....	14
4.1 指导思想.....	14
4.2 基本原则.....	15
4.3 技术路线.....	15
5 标准研究报告.....	15
5.1 适用范围.....	15
5.2 规范性引用文件.....	16
5.3 术语和定义.....	16
5.4 监测要素.....	16
5.5 水环境质量状况调查.....	21
5.6 生境调查.....	21
5.7 大型底栖无脊椎动物监测方法.....	23
5.8 着生藻类监测方法.....	24
5.9 质量保证与质量控制.....	25
5.10 河流水生态环境质量评价.....	28
6 标准实施建议.....	46
7 参考文献.....	46

《河流水生态环境质量监测与评价技术指南（征求意见稿）》

编制说明

1 项目背景

1.1 任务来源

随着 2005 年松花江污染事件、2007 年太湖水华事件等重大环境事件的发生，如何监测评价水生态环境质量成为一个亟待解决的重大问题。国家 863 计划、“水体污染控制与治理科技重大专项”在“十一五”和“十二五”期间均安排了不少相关的研究工作。2011 年，环保部开展松花江流域水生生物试点监测工作，开始尝试进行流域水生态环境质量监测与评价。2013 年，中国环境监测总站、中国环境科学研究院、辽宁省环境监测实验中心、江苏省环境监测中心及黑龙江省生态环境监测中心站等单位联合开展了“十二五”水专项课题“流域水生态环境质量监测与评价研究”工作。为了满足国内日益增长的流域水生态环境监测评价需求，以已有水生态监测评价研究成果为基础，中国环境监测总站组织相关单位共同编写了《流域水生态环境质量监测与评价技术指南》（以下简称“指南”）。

2019 年 7 月，生态环境部科技与财务司将《流域水生态环境质量监测与评价技术指南》作为水专项第二批拟通过绿色通道发布的标准规范转送生态环境监测司。

2020 年 4 月 14 日，生态环境部正式下发《关于开展〈河流水生态环境质量监测与评价技术指南〉等 28 项标准规范制修订工作的通知》的文件（监测函〔2020〕4 号），通过《河流水生态环境质量监测与评价技术指南》（项目统一编号 2020-L-5）作为 2020 年第一批绿色通道立项标准制修订项目。

1.2 工作过程

我国幅员辽阔，河流众多，流域生态环境空间差异显著，借鉴水专项提出“一河一策”“一湖一策”的指导思想，指南提出流域水生态环境质量评价也要“因河制宜”“因湖制宜”，即我们的流域水生态环境质量监测与评价作为一个开放的体系，应将适用于我国流域的监测与评价方法都纳入进来，各地在水生态监测实践当中，可以按照指南建议的模式，从中筛选出适合本地流域特点的监测与评价方法，并在长期监测中不断摸索，修正完善，使之更适合本地区水生态质量监测与评价的需要。指南的编制经历了如下过程：

（1）2014 年，完成了《流域水生态环境监测与评价技术指南（试行）》，以总站文件形式下发（总站水字〔2014〕124 号）各地监测站参照执行。《流域水生态环境监测与评价技术指南（试行）》依托十二五水专项课题先后在辽河流域、太湖流域、松花江流域开展了业务化示范，取得良好效果。

（2）2015 年 11 月 3 日，由环境保护部环境监测司主持，在北京召开了“流域（河流、湖库）水生态环境质量监测/评价技术规范（试行）”评审会。评审专家听取了技术规范编写组的汇报，审阅了相关资料，经质询和认真讨论，形成以下论证意见：“流域（河流、湖库）水生态环境质量监测/评价技术规范（试行）”针对目前环境监测工作中生物监测的迫切需求，

在水专项和试点监测等工作的基础上，针对河流和湖库的不同特点，建立了综合有效且具有可操作性的流域水生态环境监测和评价技术方法，符合我国现阶段水生态环境监测的实际情况和技术体系发展需求。评审专家一致同意该技术规范（试行）通过评审建议尽快报环境保护部主管部门审批并在监测业务运行实践中组织试行。

（3）2018年12月，编制组根据《流域水生态环境监测与评价技术指南（试行）》在全国应用示范效果及意见反馈，开展指南修订工作。主要针对不同河流类型，细化点位设置、生境调查、生物（着生藻类和底栖动物）现场采样技术内容，针对可涉水溪流和不可涉水河流的特点分别制定技术要求；更新和完善生物评价方法，补充水生态环境质量评价技术路线及生物评价方法选择技术路线。修订后的指南将更有力的规范并促进我国河流水生态环境质量监测和评估工作。

（4）2019年12月20日，由生态环境部生态环境监测司主持，在北京召开了《河流水生态环境质量监测与评价技术指南》（征求意见稿）和《湖库水生态环境质量监测与评价技术指南》（征求意见稿）绿色通道立项评审会。评审专家听取了技术规范编写组的汇报，审阅了相关资料，经质询和认真讨论，形成以下论证意见：①规范文本和编制说明的表述；②尽快报生态环境部主管部门，推进本标准通过绿色通道立项，并尽快公开征求意见。经修改完善的文本与编制说明，于2019年12月23日报送监测司立项。

（5）2020年4月14日，生态环境部正式下发“关于开展《河流水生态环境质量监测与评价技术指南》等28项标准规范修订工作的通知”的文件（监测函[2020]4号），本标准正式通过绿色通道立项。标准编制组立即组织专家函审和讨论会，根据专家组意见对本标准进行了修改和完善，编制完成《河流水生态环境质量监测与评价技术指南》征求意见稿及编制说明。

（6）2020年8月25日，由生态环境部生态环境监测司主持，在北京召开了《河流水生态环境质量监测与评价技术指南》（征求意见稿）技术审查会。评审专家听取了技术规范编写组的汇报，审阅了相关资料，经质询和认真讨论，形成以下论证意见：①建议酌情精简和规范指南中相关术语；②建议在指南中进一步优化点位布设的普适性要求；③按照《环境保护标准编制出版技术指南》（HJ 565-2010）对标准文本和编制说明进行编辑性修改。编制组根据专家组意见对本标准进行了修改和完善。

2 标准制订的必要性分析

2.1 水生态监测的重要意义

2015年国务院发布的《水污染防治行动计划》（简称“水十条”）中明确提出“到2020年区域水生态环境状况好转”和“到2030年力争全国水环境质量总体改善，水生态系统功能初步恢复，到本世纪中叶，生态环境质量全面改善，生态系统实现良性循环”的工作目标。并指出要提升水生生物监测支撑能力、提高环境监管能力。《生态环境监测规划纲要（2020—2035年）》中提出“地表水监测要逐步实现水质监测向水生态监测的系统转变，建立以流域为单元的水生态监测指标体系和评价体系”。水生生物监测与评价是通过监测水生生物来评价水体的综合质量。生物监测不是理化监测的补充，而是不同视角的深化监测，是一项综

合性监测，有助于水环境管理目标从“污染防治”向“水生态系统保护”的转变。与传统的理化监测方法相比，生物监测的指示作用具有综合性和快速性的特点，其利用水环境中特征生物的群落结构、功能和生理生化指标来描述生态系统的健康状态和完整性，具有更灵敏、直观、客观、准确等特点。

从 20 世纪 80 年代开始，国外水资源政策开始强调生态保护，重视流域水环境的生态质量，美国、欧盟、澳大利亚、南非等发达国家和地区先后开展了河流水生生物监测与评价研究计划。如：美国环保局(USEPA)于 1990 年启动环境监测与评价研究计划(EMAP)，目的在于监测和评价美国河流和湖泊的生态环境质量状况和变化趋势；欧盟成员国于 2000 年开始实施《水框架法令》(WFD)，其主要目标是到 2015 年，使各种水环境(河流、湖泊、地下水和近岸海域)处于良好状态，《水框架法令》要求各成员国评价水体的生态环境质量。进入 21 世纪，韩国、巴西等一些国家也开始强调和重视水生生物监测和评价，并逐渐形成国家监测网络。如韩国于 2003—2006 年启动完成了“国家水生态监测工程”(NAEMP)，目的是采用生物和生境指标来评价河流和流域的生态质量。近年来，我国水环境管理不断加强，水污染治理投入逐年增加，流域水环境质量开始改善，生态系统逐渐得到恢复。常规的理化监测指标(如 COD、氨氮、重金属等)很难准确反映复杂的水环境健康变化趋势，不能满足日益提高的水环境管理评价需求；而且我国当前流域监测网络整体仍不完善，流域污染源监测体系仍不健全，流域水生态监测工作起步又较晚。因此，亟需制定包含物理生境、水质理化及水生生物三要素的水生态监测与评价技术指南，规范水生态监测和评价工作，满足准确评估流域水生态环境质量变化的迫切需求。

2.2 相关环保标准和环保工作的需要

“水十条”中明确提出“到 2020 年区域水生态环境状况好转”和“到 2030 年力争全国水环境质量总体改善，水生态系统功能初步恢复，到本世纪中叶，生态环境质量全面改善，生态系统实现良性循环”的工作目标。《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)正在修订，修订的一个重要改变是重点考虑将水生态指标纳入环境质量标准。同时，《国务院办公厅关于加强长江水生生物保护工作的意见》(国办发〔2018〕95 号)第二十二条规定：“健全生态环境监测技术装备体系、标准规范体系和运行保障体系，提升水环境监测、水生生物监测及环境风险防控技术支撑能力。到 2020 年，建成覆盖长江重要栖息地的物种及生境监测网络，建立监测公报发布制度。”全国人大环资委组织召开的长江保护法立法座谈会上提交的《长江保护法》(建议稿)也将水生态保护纳入其中。《生态环境监测规划纲要(2020—2035 年)》中提出“地表水监测要逐步实现水质监测向水生态监测的系统转变，建立以流域为单元的水生态监测指标体系和评价体系”。以上国家层面的法规和任务都说明了开展水生态监测的急迫性和必要性，本指南的制定将有力支撑以上监测任务的开展。

2.3 现行技术规范的实施情况和存在问题

目前国家层面没有相关现行技术规范。

2014 年中国环境监测总站编制了《河流水生态环境质量监测/评价技术指南(试行)》等 4 个技术文件，并下发至各地方监测部门进行试用。目前已经在松花江、辽河、淮河等流域进行了应用。本指南基于以上技术文件，根据反馈的试用情况，对技术细节进行完善和修

改。重点是补充完善了不同的水体类型，针对溪流（可涉水河流）和深水（不可涉水）河流不同的水体类型对关键技术指标如点位设置、采样和生境调查与评价进行了补充，进一步完善了评价内容，包括纳入完整性评价案例。

3 国内外相关标准方法研究

国外开展河流水生态系统环境质量监测和评价较早，形成了较为成熟的方法。国内相关工作起步晚，目前可参考的相关文件有限。为了全面评价河流生态结构、服务功能和压力状况的变化，国外开展的监测评价主要涉及水质理化环境、生物状况及水文物理特征等方面。国内在流域生态系统健康评价中涉及水文水资源因素及社会服务功能等要素。为全面反映河流生态环境质量变化，根据不同的评价目的，选择相应的方法体系，从而开展综合监测与评价。

3.1 国外相关标准及技术现状

3.1.1 国外相关标准研究

河流水生态环境质量评价是发达国家流域管理的重要技术支撑手段，不仅可以对河流水生态系统的现状及存在问题进行诊断评价，还可以对河流水生态修复的进程进行监测，为河流健康的适应性管理提供信息支撑，是河流生态系统管理的重要内容。

为加强水生态环境的保护，发达国家相继颁布了水生态环境质量评价指南。欧洲《水框架法令》（Water Framework Directive）^[1]制定了流域管理计划，规定了各成员国应保护、加强和恢复所有地表水体，其目的是在同一法律框架内协调欧盟各国共同行动，通过流域综合管理，防止水生态状态进一步恶化，保护并改善其状况，促进水资源的可持续利用。欧洲《水框架法令》的近期目标是最迟在 2015 年前地表水达到“良好的生态状态”。欧洲《水框架法令》中用“生态状态”代表“与地表水体有关的水生生态系统结构和功能质量”，水体健康评价应选择与具体的压力胁迫最相关的指标；根据流域规模、已有监测方法和监测数据以及外界重大压力胁迫，可将监测指标分为水体物理—化学质量要素、生物质量要素以及水文形态学质量要素三大类，见表 1。

表1 欧洲《水框架法令》中河流健康指标体系

分项	河流
水体物理-化学质量要素	总体状况：热状况、氧化状况、盐度、酸化、营养状态
	特征污染物：重点物质造成的污染、大量排入水体的其他物质造成的污染
生物质量要素	浮游植物组成与数量
	大型底栖无脊椎动物组成与数量
	鱼类的组成、数量与年龄结构
水文形态学质量要素	水文状况：水量及动力学特征、与地下水体的联系
	河流连续性
	形态情况：河流深度与宽度变化、河床结构与底质、河岸带结构

欧洲《水框架法令》建议其成员国将透明度、水温、溶解氧、盐度、TP、PO₄³⁻、TN、

NO_3^- 、 NO_2^- 、 NH_4^+ 、 SiO_3^{2-} 和叶绿素a（除特定污染物除外）作为其国家监测方案的一部分。

在欧洲利用生物评估河流有机污染的影响有着悠久的历史，虽然其方法和细节可能因国家而异，但评估目的一致。目前，大型底栖无脊椎动物是欧洲河流生物监测中最常用的生物指标。大型底栖无脊椎动物的敏感性使之成为评估河流质量非常有用的工具。由于在深河取样困难，它们在深河中的使用受到限制。此外，一些成员国使用水生植物监测评价河流质量和小型河流富营养化的变化。与大型底栖动物一样，水生植物在大型、深河系统或流量变化较大的较浅河流中应用较少。着生藻类在欧洲国家河流监测中使用有限，但在特殊情况下很有价值，特别是在描述水体富营养化方面。除此之外，浮游植物的种类和丰度也是河流富营养化的重要指标，但仅限于流动缓慢的大河流。在欧洲，使用鱼类作为河流生态系统监测指标的情况相对较少。虽然研究人员清楚地认识到鱼类是河流生态系统健康的重要指标，但由于鱼类取样困难，再加上其在河流中的游动以及受渔业和放养等因素的影响，使得结果很难解释。

美国对河流健康的关注最早可追溯到1972年，当年颁布的《清洁水法》（Clean Water Act）^[2]，明确提出立法的目标是恢复和维护美国水域化学、物理和生物的完整性，其实质是生态完整性。在《清洁水法》的框架内，通过水体目标用途的设定为水生生物恢复和保护建立法律地位，类似化学水质标准，根据所设定的水生生物用途设定相应的生物标准，使其生物完整性与物理、化学完整性在法律上有同等地位。

20世纪80年代末期以来，美国环保局及各州环保局针对河流健康评价中存在的技术问题进行了大量研究。美国环保局（EPA）流域评价与保护分部于1989年提出了旨在为全国水质管理提供基础水生生物数据的快速生物监测规程（Rapid Bioassessment Protocols, RBPs）。经过近10年的发展和完善，EPA于1999年推出新版的RBPs^[3]，给出新的快速生物监测规程，该规程提出了河流中着生藻类、大型无脊椎动物，以及鱼类的监测及评价方法和标准。着生藻类作为可涉水河流的生物评价指标，尤其是硅藻属，由于它们在多数水生生态系统中都会大量出现，是有效的生态评价指示生物。美国研究人员开发并检验了着生藻类的生物完整性指数，用群落组成的变化来诊断影响生态健康的环境胁迫因子，并评价其生物完整性。着生藻类评价可以单独使用，在结合一个或多个其他的类群使用时更为有效，尤其应结合生境评价和大型底栖动物评价。另外，自1989年以来，采用大型底栖动物进行快速生物评价已经成为最受美国各州立水资源机构欢迎的标准方法。随后，由于大型溪流的自然结构和功能与小型的可涉水溪流系统有着显著差异，导致许多可涉水溪流的技术标准对大型河流系统不适用，这些复杂的情况使得许多河流评价项目忽略了可将可涉水方法简单应用于大型河流的可涉水区域进行大型河流的生物评价，导致大型河流系统评估不够全面、科学。因此，EPA于2006年提出了《深水型（不可涉水）河流生物评价概念及方法》^[4]，规范了大型河流中7个常见的物理生境特性，包括河道尺度、河道梯度、河道底质大小和类型、生境复杂性和覆盖率、河岸植被的覆盖及结构、人类变更和河道—河岸的交互作用。

在生物监测方面，大型河流可能仅仅在沿岸区域适合着生生物生长，一些河流中可能只有很少底质适合采样，这可能限制了着生藻类在生态评价中的应用。因此，《深水型（不可涉水）河流生物评价系统》推荐浮游藻类作为指示生物，浮游藻类对大型河流的营养结构同样很重要，可在一个河段中的多个位置进行复合采样；而藻类对外界干扰敏感，这些干扰包

括流量调节、生境变更、物种入侵以及由营养盐、金属和除草剂等引起的污染。

大型底栖动物尽管在溪流的生物评价中应用广泛，但很少应用于大型河流。一般认为，在大型河流中大型底栖动物缺乏多变性，耐受力却更强，且在大型河流中采集大型底栖无脊椎动物比较困难。《深水型（不可涉水）河流生物评价系统》将USEPA-EMAP^[5]、USEPA-RBP和USGS-NAWQA^[6]几种采样方案混合成LR-BP法。LR-BP是半定量的多生境采样方法（应用于一个系统的随机方式）的联合，通过对该方法的特性和可变性进行研究，并在标准化、定量化和使用者的喜好方面进行了优化设计，合并了成比例的多生境采样，能够准确地反映点位状况。LR-BP使断面采样应用于一个系统的、无偏差的生物评价中。该方法对梯度干扰的响应敏感，能用于多种大型河流的监测评价。

美国环保局（EPA）于2018年和2019年颁布的《National Rivers and Streams Assessment, Field Operations Manual (Non-) Wadeable》（EPA-841-B-17-003a and EPA-841-B-17-003b^[7-8]），概述了可涉水和不可涉水河流野外现场数据测量和采样方法，并要求数据的采集需要包括现场测量指标（pH、溶解氧、水温及电导率）；水体理化指标（TP、TN、NH₃-N、NO₃-NO₂、NO₃、基本的阴阳离子、二氧化硅及碱度等）；叶绿素 a、藻类毒素、大型底栖动物、鱼类、固着生物、物理栖境及粪便指标（肠球菌）等。

3.1.2 国外现状和进展

美国、澳大利亚、英国和南非在评价河流生态质量方面开展了大量工作，其中具有代表性的评价方法有基于生物完整性指数（Biological Integrity Indices IBI）的美国快速生物评价规程（Rapid Bio-assessment Protocols, RBPs）、欧盟水框架法令（EU Water Framework Directive, WFD）、多指标评价方法（Multimetric Indices, MMIs）、澳大利亚溪流状况指数（Index of Stream Condition, ISC）、澳大利亚河流评价计划（Australian River Assessment Scheme, Aus Riv AS）、英国河流无脊椎动物预测、分类系统（River Invertebrate Prediction and Classification System, RIVPACS）和南非河流健康计划（River Health Planning, RHP）等。

河流生态健康评价的进展主要集中在评价指标、评价方法以及尺度范围三个方面。评价指标从最早的水质物理化学指标，简单的生物指数指标，逐步拓展到涵盖物理生境、水质理化、生物、水文等多指标体系；评价方法从最初的生物指数法、指示生物法发展到预测模型法^[9,10]、生物完整性指数（F-IBI, D-IBI, B-IBI）^[11-14]、多要素综合评价等评价方法；研究水体的空间尺度也在逐步扩大，从局部河段^[15]，支流或单条河流^[16]到整个流域范围^[17,18]甚至整个国家尺度^[19]。

在20世纪70—80年代，欧洲和北美开始监测评价河流生态质量状况的研究活动。1977年英国有学者开展利用大型底栖动物监测河流生物质量和用理化指标预测生物种群的研究，在大量积累数据和经验的基础上，英国建立起RIVPACS预测模型评价方法^[20]。随后，澳大利亚在RIVPACS基础上发展出Aus Riv AS方法。1994—1997年间英国和爱尔兰开展了河流生境状况的调查研究，南非于1994年实施了“河流健康计划”，开展了河流健康监测的相关技术研究^[21]，在这些早期的研究中，他们积累了大量的经验和生物、生境、水文等数据，并开发形成了一些技术方法，为后期WFD的推行奠定了技术基础。随着水生态质量调查研究的进行，用水、水污染和水资源退化所引发的分歧和争议成为欧盟各成员国关注的重点，

最终促使欧盟颁布了 WFD 法令。美国 Karr^[22]于 1981 年研究提出了基于河流鱼类完整性指数 (F-IBI) 的评价方法, 并相继发展出底栖生物完整性指数 (B-IBI)^[23]及藻类完整性指数 (D-IBI)^[24]。基于 IBI 方法的发展, 美国 EPA 在 1999 年推出 RBP 评价方法, IBI 作为河流生态状况监测的基础得到广泛应用。目前, IBI 已经发展出多类群生物组合, 如浮游动物和浮游植物^[25]、大型底栖无脊椎动物、鱼类和藻类^[26]等。

3.1.2.1 欧盟水框架指令

欧盟水框架法令 (EU Water Framework Directive, WFD) 中提出了以流域综合管理为核心, 以维持生态系统良好状态、实现水资源可持续利用为目标的多要素综合评价方法, 并以生态监测结果作为水资源管理策略是否有效的评价标准。WFD 对生态质量状况评价的特点在于体现了多要素综合评价的意义, 强调了流域尺度综合管理, 遵循多要素最低评价原则。这种评价体系以一种更为严格的方式处理了理化评价结果和生物评价结果的关系。WFD 在支持流域综合管理和发展多要素综合评价方面都非常有意义。

在 WFD 发布后, 欧盟国家根据框架的要求, 开展各自的方法研究。诸多学者在研究中发现了多要素综合评价的优势和缺陷; 同时, 也有学者开展了新方法的研究, 推进了 WFD 的应用。首先, 多要素评价方法可以帮助发现水生态系统中究竟是哪个要素受到了干扰, 并影响了水体生态质量; 其评价结果可以有效支持后期的水资源管理和水生态修复。多个国家已有应用研究证实多要素评价在这方面的应用价值。丹麦的研究发现, Odense 流域大多数河流生物要素基本达到良好状态, 水质清洁, 但由于部分河流的物理生境条件不足, 直接影响了河流生态状况。研究表明物理生境可能对生物质量形成潜在威胁, 为下一步对 Odense 流域管理和修复提出了方向。瑞典^[27]在 Stensån 河的研究中也发现在某些生物指标和化学指标相对良好的水域, 由于水文质量较差, 直接影响了流域的生态质量。其研究结果为管理部门对 Stensån 河的水文修复和治理提供了重要数据。物理因素有时会影响 WFD 方法的应用结果, 以最低评价原则来评价, 瑞典大量的湖泊和水体都未达到优的状态; 某些生物指标显示出优良状态的区域, 由于水文条件的影响使得其生态状况无法实现优的目标。芬兰^[27,28]通过多要素评价发现河流水文和地貌要素的变化程度比生物和水质要素更为严重, 因此, 决定加强水文地貌管理并采取必要的修复措施来改善目前国内的河流生态质量。德国^[27,29]利用多要素综合评价, 根据评价结果将水体划分为不同的受损类型 (如河流形态退化、生物退化、生物状况良好等), 确定不同类型受干扰水体的修复目标和治理措施。虽然德国已经开展了三要素评价体系的应用, 但目前开展的 WFD 评价方法仍然处于试验性应用阶段^[27]。以上研究表明, 一方面多要素评价为流域生态质量管理和修复提供了非常有价值的信息; 另一方面, WFD 方法也存在一些缺陷, 其评价的准确性受基础数据量和参照条件的影响。如芬兰^[27]在河流生态质量状况的评价中, 采用专家判定的方法来确定参照位点, 结果发现, 专家确定生物参照位点存在不合适的情况, 对河流实际生态质量状况产生了过高的评价, 影响了评价的准确性。WFD 提出的这种方法虽然已被证实在参考样点缺乏的区域有效, 但存在主观性强和缺乏定量判定依据等缺点^[30]。德国^[27]相关研究指出, 由于生物监测数据的缺乏, 无法完全采用多要素评价方法来准确评价河流的生态状况。丹麦学者的研究也发现, 由于缺乏参照位点的数据信息、缺乏水质分级和生物指标数据, 导致在欧洲和北美广泛应用的大型植物或

鱼类完整性指数无法在丹麦使用^[31]，只能采用单要素和两要素评价^[32, 33]。除了以上两方面的研究，有学者还开展了“相互校准”方法的研究^[34]，这种方法旨在将不同的生物质量要素评价分类系统统一成可互相比较的方法体系，将相互校准后的结果应用在流域管理规划中，可以帮助各国相互比较和校准评估结果，更好的实现流域管理和评价^[30]。

WFD 整套技术体系中的关键内容如下：

标准方法立法和标准化是欧盟实现其环境保护目标所采取的两大手段。在欧盟水框架指令下，配套有完善的标准体系，此标准体系主要为欧洲标准化委员会（CEN）和国际标准化组织（ISO）颁布的系列标准：①大型底栖无脊椎动物取样标准；②大型植物取样标准；③鱼类取样标准；④硅藻属取样标准；⑤物理化学参数监测标准；⑥水形态参数监测标准；⑦生物调查数据的整理分析标准等。

监测周期和频次：WFD 的流域管理以 6 年为一个周期，每隔 6 年评估一次水体，若某水体不能达到环境要求等级，则需查明原因并采取措施改善其环境状况。生物要素的监测频次根据不同生物类群的生长周期定为 6 个月至 3 年监测一次。

监测计划 水框架根据不同的目的提出了三种类型的监测计划：①监督监测（Surveillance），评估所有水体的环境状况，相当于普遍意义上的常规监测；②运行监测（Operational），针对可能无法达到环境目标或存在环境风险的水体，确定其水体状况；③调查监测（Investigative），根据某一特定需求而开展，如确定污染源、污染程度及影响等。

3.1.2.2 美国快速生物评价方案和国家监测评价项目

美国 RBPs^[3]河流生物快速评价规程是基于生物完整性指数 IBI 来进行监测和评价的，IBI 指数指标体系涵盖了着生藻类、底栖动物和鱼类三个生物类群。RBPs 整个调查内容包括：①11 项生境指标；②45 项候选生物指标；③多项化学指标。IBI 的优势在于，具有较高的稳定性^[35]，弥补了单一生物指标评价可变性高的缺点；同时，采用多类群组合，IBI 可以提供不同压力综合影响的结果。其限制因素是评价的准确度依赖参照状态确定^[36]。

美国从推出 EPA 技术文件实施国家监测和评价项目（Environmental Monitoring and Assessment Program, EMAP）至今，其水生态监测工作已开展了 20 余年。随着 IBI 研究的深入，在评价体系方面，IBI 由最初鱼类完整性指数发展到不同生物类群的完整性指数，由单类群发展到多类群组合，如大型底栖动物、硅藻、大型底栖动物和鱼类、大型水生植物^[37]、浮游动物和浮游植物、大型底栖动物，鱼类和藻类等。在适用性研究方面，开展了 IBI 在可涉水河流、不可涉水河流及不同尺度范围的适用性研究。美国学者在国家可涉水河流评估行动中^[38]，成功应用大型无脊椎动物完整性指数（Macroinvertebrate Index of Biotic Integrity, M-IBI）对国内总长约 108 万 km 的可涉水河流进行了评价；证明了 M-IBI 在可涉水河流中的适用性，研究结果为评价清洁水法案目标的完成情况和判定其他国家政策的有效性提供了重要的数据和信息。巴西学者利用大型底栖动物完整性指数（Benthic macroinvertebrate Index of Biotic Integrity, B-IBI）对森林覆盖区的溪流进行了生物评价，在 Guapimirim, Macaé 和 Grande 三个流域内的研究结果表明，B-IBI 对于溪流类河流的生物质量评价是有效的，方法有效区分出不同程度的干扰位点^[39]，为后期河流的管理和修复提供了生态受损位点及程度等重要信息。比利时学者 Jan Breine 等在对溪流上游河段进行研究时，采用鱼类完整性指数

(Fish-Based Index of Biotic Integrity, F-IBI) 分析了生境质量与生物指数间的相关性, 验证了评价体系的有效性, 表明 F-IBI 可以有效区分优良位点及不同程度的受损位点, 表明 IBI 评价方法是生态评价的一个重要的补充方法, 不仅适用于溪流下游河段, 也同样适用于溪流上游区域^[40]。针对不可涉水河流的评价, Brand M. Weigel^[41]在美国威斯康辛州的研究证明了 M-IBI 评价方法在不可涉水河流生态质量监测评价中的有效性和适用性。该研究为 IBI 方法在大型河流监测计划中的应用提供了非常重要的参考, 同时也为大型河流环境管理和成效评估提供了重要的方法。除了在河流尺度方面的研究, 韩国有学者开展了国家尺度河流健康监测评价研究, 涉及韩国范围多个水系 388 条溪流。研究在敏感性和有效性方面成功验证了 M-IBI 在国家范围溪流评价中的适用性, 表明 M-IBI 是一个非常有效的评价方法, 适用于国家范围的长期监测计划, 其方法也计划在更多河流中开展更广泛的应用^[42]。

在 IBI 适用性研究中, 很多学者也分析了阻碍 IBI 发展和应用的一些因素: ①缺少标准来定义和确定参照状态; ②缺少对流域中各个参数敏感性和冗余度的信息资料和统计分析; ③缺乏对参照条件自然变化的评估分析; ④生物采样的方法缺乏标准化和规范化; ⑤基于 IBI 多指标的研究很多是根据研究区域的特点采用了各自的指标参数用于评价, 不同的指标体系使得在全球范围内很难对评价结果做比较分析^[43,44]。以上这些因素都阻碍和制约着多指标评价方法在河流生物监测和生物评价中的发展和应用。

EPA 整套技术体系中的关键内容如下:

标准方法 EPA 出台的配套标准和技术指南, 主要包括《溪流及浅河快速生物评价规范: 着生藻类、大型底栖动物及鱼类》、《可涉水溪流及深水河流快速生物评价规范: 着生藻类、大型底栖动物及鱼类》、美国国家湖泊监测和评估技术方法系列、美国国家大型河流和可涉水体监测和评估技术方法系列、美国国家湿地监测和评估技术方法系列及国家海岸状况监测和评价方法系列。以上标准和指南中包含了位点的评估、生物类群现场采集方法、实验室操作方法、完整性评价方法及质量控制计划等多项内容。

监测周期和频次: 美国国家监测和评价项目 EMAP 项目以 5 年为一个周期, 周期内逐一对各个水体开展监测, 每隔 5 年完成一次全部水体的监测评估工作。

3.1.2.3 预测模型评价方法

英国 RIVPACS 与澳大利亚 Aus Riv AS 是预测模型评价方法的两个代表。RIVPACS 是由英国淡水生态研究所提出和建立的, Aus Riv AS 是在 RIVPACS 基础上发展起来的, 更适应澳大利亚的河流特点。预测模型评价方法在澳大利亚和英国得到了广泛的应用, 但仍具有一定的局限性。模型利用单一物种(底栖无脊椎动物)对河流健康状况进行评价, 如果这类生物对河流的变化没有敏感的反应时, 这类方法就无法反映河流的真实状况, 这是评价预测模型法的主要缺陷。

RIVPACS 和 Aus Riv AS 方法已经越来越多的被应用到生物监测计划中, 英国、澳大利亚及美国一些州都开展了应用^[45], 涉及的变量也各不相同^[46,47], 使得方法更适用于各自的河流特点。在可涉水河流的研究中, 一些学者基于大量的生物数据和大量的位点资料开发了预测模型方法, 远不是单次的调查数据。他们调查分析了来自 925 个监测位点, 9 年间的积累数据^[48]。为确保模型的准确性, 研究还采集了大量数据用于模型的校准、模型的验证、及

对参考位点 O/E 值变化的检查。研究表明，方法在空间和时间上都可以准确的检测到干扰和压力的影响；方法可以在较广阔和生态多样性较高的区域进行有效评估，这项研究证明了该模型方法的有效性和适用的广泛性。澳大利亚威廉姆斯河及阿莱恩河的评价研究也显示，Aus Riv AS 法是一种非常有效的河流健康定量评价方法，在监测河流干扰影响及制定河流管理目标中非常有用。虽然一些学者研究证实了预测模型方法在河流生态质量评价及河流管理中的重要作用，但也有一些学者研究发现了该方法的一些缺陷。如有学者在对维多利亚境内河流的研究时发现，预测模型的建立受到空间尺度和环境梯度的影响，所以一个预测模型仅适用于特定的空间区域，不能外推到不同空间尺度^[49]，而且预测模型方法非常依赖环境类型和大型无脊椎动物组成间的关系^[50]，这就意味着不同类型的环境区域需要建立不同的模型，在流域和国家尺度范围用同样的方法进行河流监测会存在适用性的问题。其次，模型建立需要连续多年的数据资料积累才能实现方法评价的敏感性和准确性，如果缺乏足够的环境数据和生物数据，如只有一年监测数据或单次监测数据，则模型预测方法不能准确判定干扰范围，评价的敏感性也不足^[51]。葡萄牙学者在研究中也发现了类似的问题，在蒙德古河（Mondego）流域开展的研究发现，由于缺乏参照位点的数据，模型在流域下游地区的评价效果不佳，没有很好的判别出干扰位点^[52]。

预测模型方法可以对一个特定环境类型进行准确评价，也可以用于长期的监测评价，但是需要长期全面的生物监测数据做基础^[51]。在缺少数据基础和背景信息的区域，以及流域和国家尺度范围开展河流监测评价仍存在一定的缺陷。

3.2 国内相关标准及技术现状

3.2.1 国内相关标准研究

为贯彻落实党中央和国务院让江河湖泊休养生息的要求，加强流域生态环境保护，维护流域生态系统健康，环境保护部自然生态保护司于 2012 年 10 月下发了《关于开展流域生态健康评估试点工作的通知》（环办函〔2012〕1163 号），编制了《流域生态健康评估技术指南》^[53]，调查内容包括水域生态系统和陆域生态系统两部分。水域生态健康评估指标主要包括生境结构、水生生物和生态压力三类（权重 0.4）；陆域生态健康评估指标主要包括生态格局、生态功能和生态压力三类（权重 0.6）。指南中规范了河流健康的评估指标体系和赋分标准（表 2）。

表 2 流域生态健康评估指标体系

评估对象	指标类型	评估指标	指标权重
水域	生境结构(0.4)	水质状况指数（%）	0.4
		枯水期径流量占同期年均径流量比例（%）	0.3
		河道连通性	0.3
	水生生物(0.3)	大型底栖动物多样性综合指数	0.4
		鱼类物种多样性综合指数	0.4
		特有性或指示性物种保持率（%）	0.2
	生态压力(0.3)	水资源开发利用强度（%）	0.5
		水生生境干扰指数	0.5

水生态环境质量是流域生态健康与否的重要表征指标,水质的优劣直接影响水生生物的生存和人体自身健康。流域水环境状况调查主要是针对水环境的各类理化指标进行,反映流域水质状况和受污染程度。该指南对于水环境质量的调查依据地表水环境质量标准(GB 3838—2002)^[54]规定的 24 个项目进行(表 3)。

表 3 地表水环境质量标准基本项目标准限值

单位: mg/L

序号	分类		I类	II类	III类	IV类	V类
	标准值						
	项目						
1	水温/°C		人为造成的环境水温度变化应限制在: 周平均最大温升≤1 周平均最大温降≤2				
2	pH(无量纲)		6~9				
3	溶解氧	≥	饱和率 90%(或 7.5)	6	5	3	2
4	高锰酸盐指数	≤	2	4	6	10	15
5	化学需氧量(COD)	≤	15	15	20	30	40
6	五日生化需氧量 (BOD ₅)	≤	3	3	4	6	10
7	氨氮(NH ₃ -N)	≤	0.15	0.5	1.0	1.5	2.0
8	总磷(以 P 计)	≤	0.02	0.1	0.2	0.3	0.4
9	总氮(湖、库以 N 计)	≤	0.2	0.5	1.0	1.5	2.0
10	铜	≤	0.01	1.0	1.0	1.0	1.0
11	锌	≤	0.05	1.0	1.0	2.0	2.0
12	氟化物(以 F-计)	≤	1.0	1.0	1.0	1.5	1.5
13	硒	≤	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02
14	砷	≤	0.05	0.05	0.05	0.1	0.1
15	汞	≤	0.00005	0.00005	0.0001	0.001	0.001
16	镉	≤	0.001	0.005	0.005	0.005	0.01
17	铬(六价)	≤	0.01	0.05	0.05	0.05	0.1
18	铅	≤	0.01	0.01	0.05	0.05	0.1
19	氰化物	≤	0.005	0.05	0.02	0.2	0.2
20	挥发酚	≤	0.002	0.002	0.005	0.01	0.1
21	石油类	≤	0.05	0.05	0.05	0.5	1.0
22	阴离子表面活性剂	≤	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3
23	硫化物	≤	0.05	0.1	0.2	0.5	1.0
24	粪大肠菌群(个/L)	≤	200	2000	10000	20000	40000

为了促进河湖水生态健康管理及保护工作,水利部编写了《河湖健康评估技术导则》^[55],该导则适用于河流(不包括入海河口)、湖泊及水库的健康评估,其中规范了河流健康评估

的指标、标准与方法，具体指标见表 4。

表 4 河流健康评估指标取样调查位置或范围

目标层	准则层	河流指标	调查范围或取样监测位置
河流健康	水文水资源	水资源开发利用	河流所在流域
		流量过程变异程度	监测河流
		生态流量满足程度	监测河流
	物理结构	河岸带稳定性指标	监测断面左右岸样方区
		河岸带植被覆盖度指标	监测断面左右岸样方区
		河岸带人工干扰程度	监测断面左右岸样方区
		河流纵向连通性指数	评价河段所属河流
		天然湿地保留率	河流所在流域
	水质	水质优劣程度	监测点位
		底泥污染状况	监测点位
		水功能区达标率	监测点位
	生物	大型无脊椎动物生物完整性指数	监测断面水生生物取样区
		鱼类保有指数	监测断面水生生物取样区
	社会服务功能	公众满意度指标	监测河流
		防洪指标	监测河流
		供水指标	监测河流
航运指标		监测河流	

《河湖健康评估技术导则》根据各评估指标综合赋分，采用百分制，将河湖健康评估标准分为 5 级：非常健康、健康、亚健康、不健康和病态，见表 5。

表 5 河湖健康评估分级

评估分级	赋分范围 (HI)
非常健康	$80 \leq HI \leq 100$
健康	$60 \leq HI \leq 80$
亚健康	$40 \leq HI \leq 60$
不健康	$20 \leq HI \leq 40$
病态	$0 \leq HI \leq 20$

目前，我国河流水生态环境质量综合评估，主要通过河流健康评估指标综合评估，通过指标的加权求和，构建综合评估指数来进行。

综上所述，国内针对河流水生态环境质量监测的方法多样，除传统的水质理化指标监测，还增加了多种要素（生境要素、生物要素）综合监测，尤其是根据水生生物的特点进行水环境的特定监测，最终得到全面的水生态环境质量。

3.2.2 国内现状和进展

国内从河流健康角度评价河流生态系统的研究近年才逐渐开展起来，主要在河流生态健

康的基础理论、河流生态健康评价体系的建立及评价方法的应用三个方面开展了工作。自2003—2006年间，国内研究集中在总结和探讨国外有关河流生态健康和河流生态完整性概念的提出和发展，以及对河流健康内涵的多种定义和理解等方面^[56-59]。研究汇总了现有研究对河流生态健康的不同理解，但对其内涵还是定义为：生物完整性和可持续性^[60]，与未受人为干扰河流的相似度，以及生态中的生物完整性、生境状况和化学参数质量状况，也明确提出了河流健康的概念及内涵，对促进我国河流生态健康研究、指导河流保护具有重要的现实意义。其次，在河流生态健康评价体系的构建方面，吴阿娜、耿雷华、冯彦^[61-63]等多位学者对河流生态系统健康评价方法进行了探讨，研究内容包含河流健康的评估原则、主要的表征因子和评价指标的选取、评价方法和评价标准的确定，以及整个评价指标体系的建立等。其中，冯彦分析了近40年国内外相关研究中评价体系指标的使用率，从中筛选出使用率较高的8个指标作为河流健康的评价指标（河岸植被覆盖率、河流连通性、水质达标率及鱼类生物完整性指数等）^[63]，为我国建立评价体系提供了参考。刘晓燕研究建立了黄河健康评价框架和指标体系，理论研究中兼顾了河源、上游、中游、下游及河口段的不同指示指标，但研究中没有利用黄河数据对评价框架的有效性进行应用分析，其体系的适用性和准确性都需要在长期的应用中进行验证。

基于前两个研究阶段的发展，近年我国河流生态健康的研究集中在评价方法在具体研究区域的实践应用与探索。在国内漓江、辽河流域、袁河、嘉陵江、珠江流域、长江^[10,12,15,16,18,64-67]等多条河流开展了现场生物群落调查，涉及生物完整性指数（IBI）、RIVPACS预测模型、生境质量指数（HQI）、多指标综合评价等多种评价方法的应用，探讨了不同方法对我国河流生态健康监测的适用性。在IBI方法的应用研究中，有学者在东江^[20]和辽河流域^[68]建立了F-IBI和硅藻完整性指数（Diatom Index of Biotic Integrity, D-IBI）并开展了适用性研究，表明IBI方法可以准确测量河流状态，是监测河流状态的有效的评价方法。虽然目前这些方法只在特定的研究区得到应用和验证，但是仍然对相似类型河流的评价和河流的管理有重要的指导意义。除了IBI方法的应用，国内很多学者探索了多指标综合评价方法在我国的适用性，研究涉及不同类型的河流和不同尺度的评价，采用的评价方法也不尽相同^[16,19,22,66,67,69]。虽然目前综合评价方法的案例应用仍处于早期的探索阶段，评价系统的有效性还需要长时间连续监测数据的验证，但初步的评价结果仍可为后期河流生态环境的恢复提供重要建议。有学者对河口区域水体进行了评价研究，发现长江河口生态系统目前处在亚健康状态，提出河流的修复需要更多、更长时间的人工干预。部分学者在城市水源地上游河流开展了综合评价的研究，探讨了基于模糊概率法的多指标综合评价方法在河流评价中的优点，为综合评价方法的研究提供了一个尝试性的研究。也有学者利用加权综合评价、灰色关联度综合评价等不同的方法在辽河流域、嘉陵江、鄱阳湖水系等开展了方法的开发和应用研究，以上这些研究的目的是探索不同的综合方法在我国河流生态质量评价中的准确性和适用性，及对人类开发活动影响的评估。基于这样的目的，从研究中也发现综合评价方法存在一些问题：首先，综合评价法多指标的选择中，一些指标对干扰响应的敏感性及其稳定性尚需验证；其次，由于河流不同区段水生生物群落结构存在较大差异，难以采用同一套评价指标和标准；第三，参数的参照值筛选和确定是研究中的难点。评价方法的准确性和适用范围等问题，在目前的研究中还没有得到解决，仍然需要在后续的研究中通过更多的研究数据来完善，但多指标综合

评价仍是国内外河流生态系统健康评价的发展趋势。除了对 IBI 和多指标综合评价方法的研究,还有学者探讨了预测模型评价方法的应用效果。漓江流域^[10]的案例表明 RIVPACS 预测模型也适用于我国河流的评价,但是需要根据我国具体河流类型来选择特定的参数。对于国家范围的评价,目前我国还无法避免预测模型在不同环境中应用的缺陷。

我国水生生物监测发展历程可以划分为 4 个阶段:20 世纪 80 年代中期~90 年代初期为第一次快速发展期;20 世纪 90 年代中期~90 年代末期为衰退期;2000~2010 年为恢复期;2010 年至今为第二次快速发展期。第二次的快速发展期主要依赖部里生物试点工作的实施及“十一五”至“十四五”国家水专项等课题开展的推动。

3.3 本标准与国内外相关标准的关系

本标准是针对我国河流水生态环境质量监测与评价的规范,我国河流水生态环境复杂而脆弱,随着河流水资源利用和污染的加大,多数河流都出现了不同程度的污染,出现河流水生物多样性降低和水生生物栖息地退化等问题,监测和评价河流水生态质量已经成为我国环境保护工作的重要内容。2014 年启动该技术指南的修订工作,本标准借鉴国外的相关标准,结合我国河流水生态监测状况、生物地理区系和历史监测数据的实际情况规定了河流水生态质量监测中着生藻类、大型底栖动物的野外采样方法、保存方式、实验室内鉴定方法,生境调查方法,参照状态的确定以及监测中质量保证和质量控制要求,为我国河流水生态环境保护和可持续发展提供相关技术支撑。本次修订的目标是形成一部相对成熟、覆盖全面、指向明确、适用性强、具有总体指导性的河流水生态监测与评价技术规范。

在本标准制定中,编制组有所侧重地参照国外的相关性技术文件,充分考虑我国河流水生态监测与评价的实际开展情况和业务发展需求,以生物要素监测为主体和核心,涵盖生境和水质监测和评价,根据可涉水和不可涉水河流的特点分别细化采样方法、明确评价等级,确保切实规范生物监测过程各监测步骤的要点和质量控制与质量保证要求,有效的支撑河流水生态环境监测工作。

4 标准制订的基本原则和技术路线

4.1 指导思想

本标准编制和规定的技术内容,本着服务于《水污染防治行动计划》(“水十条”),服务于国家层面河流水生态监测管理。实现“水十条”中“到 2020 年区域水生态环境状况好转”和“到 2030 年力争全国水环境质量总体改善,水生态系统功能初步恢复,到本世纪中叶,生态环境质量全面改善,生态系统实现良性循环”的工作目标。实现水环境管理目标从“污染防治”向“水生态健康”转变。达到《国务院办公厅关于加强长江水生生物保护工作的意见》(国办发〔2018〕95 号)第二十二条规定:“健全生态环境监测技术装备体系、标准规范体系和运行保障体系,提升水环境监测、水生生物监测及环境风险防控技术支撑能力。到 2020 年,建成覆盖长江重要栖息地的物种及生境监测网络,建立监测公报发布制度。”以及《生态环境监测规划纲要(2020—2035 年)》中提出的“地表水监测要逐步实现水质监测向水生态监测的系统转变,建立以流域为单元的水生态监测指标体系和评价体系”的要求。

在以上国家相关管理和监测任务的要求下，开展了本标准技术内容的编制。

4.2 基本原则

4.2.1 科学实用原则

结合河流生态环境实际情况，注重水生生物栖息地的选择，遵循水生生物生存规律，确保水生生物监测结论客观反映水质状况，为水环境综合评价提供科学依据。

4.2.2 因地制宜原则

各地可根据当地的自然、地理特征，充分考虑自身的水文、气候特征，选择采样工具、方法、基质和采样量，也可根据工作目的选择监测频次、方法和监测项目。

4.2.3 循序渐进原则

指南遵从难易兼并的原则，既可以指导基础薄弱的人员开展水生态监测工作，也可以指导有一定生物经验的监测人员根据不同的评价目的开展完整性评价和长期跟踪监测。

4.3 技术路线

本标准的制定是在中国环境监测总站承担的水专项“流域水生态环境质量监测与评价研究”课题（2013ZX07502001）研究成果和流域示范应用基础上开展的。该课题是以建立综合有效的流域水生态环境监测与评价技术体系为目标，针对河流不同类型特点，基于国际（美国、欧盟为主）和国内相关部门国家层面现有的监测导则、规范等技术资料，重点研究具有共性和可操作性的关键技术，从而建立了一套涵盖物理生境、水生生物、水体理化等指标的河流水生态环境质量监测与评价技术体系，编制形成了4项技术文件。该技术文件由中国环境监测总站于2014年印发监测系统试行，经过5年多在辽河、松花江、淮河等几大流域的应用后，积累了很多经验和反馈，根据反馈的应用技术问题，有针对性的对以上技术文件进行了完善和补充，从而编制形成了本标准文本。

在本次制定中，编制组有所侧重地参照国外的相关技术文件，也充分考虑我国河流水生态监测与评价的实际开展情况和业务发展需求，形成以生物要素监测为核心，涵盖生境和水质的监测和评价的技术方法，细化采样方法、丰富监测生物类群、明确评价等级，确保切实规范生物监测过程各监测步骤的要点和质量控制与质量保证要求，有效地支撑和开展河流水生态环境的监测工作。

5 标准研究报告

5.1 适用范围

本指南规定了河流水生态环境质量监测中监测要素、水环境质量监测、生境调查、水生生物监测、质量保证与质量控制、河流水生态环境质量评价的相关指数和计算方法，以及河流水生态环境质量状况的评价等级。适用于淡水水体中可涉水溪流和不可涉水河流的水生态环境质量监测和评价。

5.2 规范性引用文件

GB 3838 地表水环境质量标准
GB/T 12990 水质-微型生物群落监测 PFU 法
HJ 493 水质采样 样品的保存和管理技术规定
HJ 494 水质 采样技术指导
HJ 495 水质 采样方案设计技术规定
HJ/T 52 水质 河流采样技术指导
HJ/T 91 地表水和污水监测技术规范

5.3 术语和定义

下列术语和定义适用于本指南。

(1) 河流 River

由一定区域内地表水和地下水补给，经常或间歇地沿着狭长凹地流动的水流。

(2) 生物监测 Biological Monitoring

利用生物个体、种群、群落等不同层次的状况和变化，阐明环境质量状况，从生物学角度为环境质量的监测和评价提供依据。

(3) 水生态环境质量 Water Eco-environment Quality

以生态学理论为基础，在特定的时间和空间范围内，水体不同尺度生态系统的组成要素总的性质及变化状态。

(4) 生境 Habitat

又称栖息地，指生物的个体、种群或群落生活地域的环境，包括必需的生存条件和其他对生物起作用的生态因素。

(5) 参照点位 Reference Site

能够代表监测和评价的水域内，未受人为干扰（或所受人为干扰较小）的具有最优的生物及生境状态的点位。

(6) 生物指数 Biotic Index (BI)

基于特定类群的相对丰度、功能类群和其敏感性或耐受性而形成的单一指数或记分值。

(7) 生物完整性 Biological Integrity

是指在一个地区的天然栖息地中的群落所具有的种类组成、多样性和功能结构特征，以及该群落所具有的维持自身平衡、保持结构完整和适应环境变化的能力。

(8) 生物完整性指数 Index of Biological Integrity (IBI)

将一组与周围环境关系密切、受干扰后反应敏感、可代表目标生物群落的各种结构和功能属性的生物参数整合成单一记分值的指数，可以对水体进行生物完整性健康评价。

5.4 监测要素

本标准在监测要素部分，包含了监测频次和时间（包括频次和时间的一般要求、监测频次及监测时间 3 部分），点位设置（包括设置的原则要求、前期的调查内容及布设方法），参照状态的确定（包括确定的原则及确定方法）三项内容。

这部分编制主要参考 EPA-RBPs/LRBP《溪流及浅河/深水型河流快速生物评价导则》及

水利部《河湖健康评估技术导则（征求意见稿）》相关的技术内容要求。着重参考水利部《河湖健康评估技术导则（征求意见稿）》有关监测河段设置、监测点设置的相关规定以及 EPA《溪流及浅河/深水型河流快速生物评价导则》对于参照状态确定原则性要求。在此基础上结合目前标准编制组在我国松花江、辽河、淮河等地区开展水生态监测中，基于我国河流实际流域水体水环境、生境等压力的变化情况、水体整体所处的快速变化状态，以及生境现状，考虑本阶段水生态监测工作的实际基础和技术实施可行性，提出了对监测频次和时间、点位设置、参照位点的确定等监测要素的技术要求。

5.4.1 监测频次与时间

监测频次和时间根据现有水环境监测技术规范《地表水和污水监测技术规范》（HJ/T 91-2002）中地表水采样的原则确定为，依据不同的水体功能、水文要素和污染源、污染物排放等实际情况，力求以最低的采样频次，取得最有时间代表性的样品，既要满足能反映水质状况的要求，又要切实可行。根据水体功能和重要性，水质理化监测频次基本为 6 次/年～1 次/月，其中，对流域的监测频次要求为，常规污染物监测为每月 1 次，具体实施时间可根据流域情况协商确定。生物监测的目的是反映环境污染压力的影响，监测的频次和时间要考虑污染物变化并结合生物类群的自身特点制定。EPA-RBPs/LRBP 中简单提及样点监测频次为 3 次/采样间隔（季度、年、月等），没有明确要求，监测部分可根据水体具体情况确定。欧盟水框架指令给出的最低满足的监测频次为浮游植物 2 次/年，底栖动物、鱼类、水生植物为 1 次/3 年，各个国家需要制定严于框架指令的频次要求。水利部《河湖健康评估技术导则（征求意见稿）》建议，浮游生物、底栖动物评估期内监测次数不小于 2 次/年，鱼类不少于 1 次/年。对于物理生境的监测频次，各国技术文件基本根据指标变化情况，为 1 次/年～1 次/3 年。

其次，根据各生物类群的特性分析，着生藻类是在各种天然或人工基质上附着生活的藻类，其繁殖效率高且生命周期短，分布受光、营养物质、水的运动、基质、植食性生物的掠食作用以及季节等的影响，属于短期影响指标，建议每月 1 次。底栖动物不仅活动范围小，而且多半生活周期长，例如一年一个世代或 2～3 个世代，有的种类个体生存史持续数年。常年的调查结果证明有较明显的季节变化，底栖动物群落组成在年度内有着一定程度的优势种类的更替现象，数据也有变动，建议根据水期（丰水期、平水期、枯水期）或季度开展监测。总体要求，生物至少每年监测 2 次。

综上所述，本标准对于监测频次和时间内容规定如下：

5.4.1.1 一般原则

充分考虑水域环境条件、生物类群的时空分布特点、监测目的及人力、费用投入，确定监测频次和监测时间。

（1）生物监测应依据生物的生命周期、生活史特征（如羽化期或繁殖期）、季节变化特征、调查目的等因素确定监测频次，避开雨水集中时期，选择合适的采样时间；针对污染性事故的监测频率必须同时考虑污染物影响的严重程度、持续时间，以及各生物类群的生命周期及恢复能力。

（2）4.1.1.2 确保监测结果在时间上的统一性，应同一时期内开展监测，尽量缩短不同

监测位点的时间跨度。

5.4.1.2 监测频次

生物至少每年监测 2 次。大型底栖无脊椎动物（简称底栖动物）生命周期长，属于中长期影响指标，建议根据水期或季度开展监测。着生藻类生命周期短，季节演替明显，建议按月开展监测。

生境原则上每年调查 1 次；河岸带植被随季节变化显著的建议每次监测时同步开展调查；当发现生境受到人为干扰或特殊自然环境变化影响时要及时跟踪调查。

水质理化监测可与生物采样同时进行，也可在生物采样时间附近单独进行。水质理化监测的时间频次要求按照 HJ/T 91 相关要求执行。

5.4.1.3 监测时间

按年度监测，一般选择两个不同水期（丰水期、平水期、枯水期）进行，避开雨水集中的时间；按季节监测，分别在春、夏、秋、冬季进行；按月度监测，每月 1 次。

注：①若进行季度或月度监测，各季或各月监测的时间间隔应尽量一致；②季节温度变化不明显的河流水体可根据历史数据变化情况，减少监测频次，但每年不少于 2 次；③若监测时间无法满足实际采样需求，如丰水期水量过大或枯水期断流难以采样，可根据河流水文气候条件进行调整；④监测频次和时间应根据人为干扰或特殊自然环境变化的影响程度和时间进行调整。⑤除各类群监测内容有单独注明监测时间，按照本节内容确定监测时间。

5.4.2 点位设置

本标准点位设置部分，包括了三项内容：设置原则，规范了点位设置中应遵循的四点主要原则；前期调查，提出了确定点位需开展的前期初步勘察和调查内容要求；设置方法，分别针对溪流（可涉水河流）和大型河流（不可涉水河流）规定设置方法。

EPA-RBPs/LRBP 中对于点位布设提到，评价及监测位点的布设方案可以是“目标性的”，即，针对可能问题的特定研究，也可以是“概率性的”，为流域、水域或区域的整体状态或情况提供信息。概率性或随机性采样，各个位点的溪流特征可能极为不同，与目标性方案相比，这种方案可以对整个区域进行更为精确的生物状态评价，随机地选择位点，可以在单个位点或单条溪流以上的尺度，对水体环境进行没有偏颇的评价。为确定环境问题及敏感水体而开展的绝大多数研究，均采用目标性采样方案。目标性采样方案中，如果评价的目的是估计化学退化的影响，那么，就应当在所有站点选择具有可比性的物理生境进行采样，否则很难将生境退化造成的生物学差异与化学水质退化造成的生物学差异区分开来。所以需要经过前期初步调查勘测，在每个采样位点确定适宜生境的可获得性，但监测会受到生境可获得性的限制。本标准采纳了 EPA-RBPs/LRBP 点位布设的基本要求。本标准的制定的目的主要是为监测评价流域、水域或区域的整体水生态状态，故以随机布点为主要布点方法。其次，针对特殊目的的监测，在点位代表性原则处也提出了相应的点位调整和设置要求，即“如果监测目的是针对性的评估人为活动（挖沙、筑坝、建设水电站等）或者污染事故的影响，则需在受影响及可能受影响区域设置点位。”

区域流域尺度的评价，是指定位点评价以及梯度研究，基于点位对河段空间尺度上的变

化分析。以生物监测为核心的水生态监测，现场监测和评价的核心为河段，评价河段基于监测河段的情况进行，代表河段生物特征的单位为监测点位和采样断面，因此，在监测点布设中，监测的具体河段长度范围及监测点的数量及生物采样断面设计是最重要的技术要求。其次，由于河流类型的不同，可涉水溪流或不可涉水河流，河段的尺度和点位设置等技术内容都有不同的针对性要求。故本标准在具体布设方法中分为溪流（可涉水河流）和大型河流（不可涉水河流）分别作出规定。

河段的确定，EPA-RBPs 对于可涉水河流监测河段一般采用两种方式确定采样河段，一种是以固定长度方法，以 100 m 河段作为采样区域设置断面；另一种是以河宽比确定，以 40 倍河宽作为采样区域设置断面。EPA-LRBP 对于深水型河流一般采用 500m 河段内设置 6 个监测断面的方法进行设置，美国其他监测方案如 EPA-EMAP、USGSNAWQA 则以 100 倍/40 倍河宽,或者 500 ~1000 m 设定监测河段长度，间隔设置 11 个断面的方法进行设置。水利部《河湖健康评估技术导则（征求意见稿）》中规定，应根据河流水文特征、河床及河滨带形态、水质状况、水生生物特征以及流域经济社会发展特征的相同性和差异性，将评估河流（段）分为若干评估河段。每个评估河流设置的评估河段数量宜不低于 3 段，评估河段长度不宜大于 50 km。长度低于 50 km、且河流上下游差异性不明显的河流（段），可只设置 1 个评估河段。可根据河流地貌形态差异性，流域水文分区，水文及水利变异点，土地利用状况进行确定。监测河段的确定同样是参考了 EPA-RBPs 和 EPA-LRBP 的方法，根据固定长度或者河宽倍数方法确定，较浅的河流采用 40 倍河宽确定，较深的河流以 1000 m 固定长度确定。每个评估河段内可根据评估指标特点设置 1 个或多个监测点位，同时，较浅的河流以 4 倍河宽为间隔在监测河段范围设置 11 个监测断面，较深河流按照 50 m 等宽将监测点位上游监测河段等分为 10 个单元，作为监测断面。

本标准参考并采纳了 EPA-RBPs/LRBP 的点位布设基本要求，及水利部《河湖健康评估技术导则（征求意见稿）》中详细技术规定；在此基础上考虑了监测中的实际情况，如我国长江、黄河、珠江等大江大河采样的可实施性，提出应在河流监测评价时开展初期调查，不同类型的河流应根据初期调查的监测结果再对长期评估河段进行有针对性的确定。总体点位设置内容规定如下。

5.4.2.1 设置原则

监测点位的设置取决于河流水文特征、河流生境状况、水环境质量以及生物群落特征，以满足监测及评价目的为宗旨，需遵从以下原则：

①连续性原则：尽可能沿用历史观测点位，保持监测数据的连续性和可比性。

②一致性原则：生物监测点位尽可能与水文测量、水质监测、生境调查点位相一致，尽可能获取足够信息，用于解释观测到的生态效应。

③代表性原则：监测点位的样品应具有足够的代表性；如果监测的目的是大范围、全面的流域水生态质量监测，点位需覆盖整个流域范围；如果监测目的是评估人为活动（挖沙、筑坝、建设水电站等）或者污染事故的影响，则需在受影响及可能受影响区域设置点位。

④可行性原则：在确保完成监测目的、确保必要的采样精度和样本量前提下，要兼顾调查采样的可实施性，以期用最少的断面和人力、物力、时间的投入获得最有效的数据。

5.4.2.2 前期调查

选择监测点位前，需要对研究区域进行前期调查，全面了解研究区域河流水文特征、河流生境状况、水环境质量及生物群落特征等相关信息。

①调查水文、气候、地质（包括沉积类型）、地貌资料，如水位、水量、流速及流向的变化，降水量、蒸发量及历史水情。

②调查水体城市和人口分布、工业布局、污染源及其排污情况、城市给排水情况、农业灌溉排水情况和农药、化肥的使用种类、数量和使用时间，掌握污染物的时空分布，以便选择适当的采样时间，采样区域范围和界限。

③调查水利工程的概况，如水电站、闸坝等分布情况和规模。）

④调查水体沿岸土地利用和水资源（包括森林、矿产、土壤、耕地、水资源）现状，特别是植被破坏和水土流失情况。

⑤调查水体功能区情况，各类用水功能区的分布，特别是饮用水源地分布和重点水源保护区。

⑥实地调查采样点的河宽、水深、河床结构、河滨带形态、交通状况和可到达性等。

5.4.2.3 设置方法

（1）溪流（可涉水河流）点位设置方法

根据调查结果，将研究区域内河流水文特征、河流生境状况、水环境质量、生物群落特征差异明显的区域分为不同的河段（河段的确定应根据初期调查的结果进行确定，初期调查河段长度建议小于 10 km）。按照设置原则，在每个河段设置 2~5 个监测点位。以监测点位为中心的上下游各 50 m（监测河段总长 100 m）的区域为采样区域。

（2）大型河流（不可涉水河流）点位设置方法

根据调查结果，将研究区域内河流水文特征、河流生境状况、水环境质量、生物群落特征差异明显的区域分为不同的河段（河段的确定应根据初期调查的结果进行确定，初期调查河段长度应小于 50 km，大江大河干流可根据河段差异情况适当放宽）。按照设置原则，在每个河段设置 2~5 个监测点位。以监测点位为中心的上下游各 500m（监测河段总长 1 km）或上下游 20 倍河宽（监测河段总长为 40 倍河宽）区域为采样区域。

注 1：根据监测目的设置点位，针对大型河流建议采样区域内可等间隔设置 6~11 个生物采样断面，在每个断面左右 5 m 区域进行生物样品采集。

注 2：长期评估河段的确定应根据初期调查的结果进行放宽调整。

注 3：生物采样避开桥梁下、闸坝下方和渡口等采样区域。

5.4.3 参照状态的确定

参照状态是代表水域内未受人为压力干扰的最优生物状态。国外对于参照状态的确定方法多是基于原则性的规定，同时结合监测水体的实际情况来制定。参照状态有以下几种类型：历史环境表现为在人类干扰之前存在的生物环境或生物完整性的参照状态；最小干扰环境出现在受人类干扰最小或不受干扰的河流中；最佳可达环境为将所有可用的最佳管理策略都应用上的理想条件；最少干扰环境引用最佳可用的现有条件。根据我国目前河流水体的现状，

很难找到历史最小干扰环境，而大部分河流已经受到水体污染压力及人为活动干扰，发生了较大的改变。所以本指南主要提出以确定最少干扰环境来确定参照状态的原则和方法。这些方法是在我国各大流域水系的生物监测中常用的，如辽河、松花江、东江、漓江等，其科学性和可行性已被证实。具体内容规定如下。

5.4.3.1 确定原则

- ①所选参照状态能反映未受干扰或干扰极小的生物群落、栖息地和水化学特征。
- ②所测定的人为产生污染物浓度应处于较低水平。
- ③所测定的非人为产生污染物浓度应保持在背景值水平范围之内。
- ④难以满足（1）至（3）的要求，经人为改变较大的系统中，通常找不到合适的参照状态。在这些情况下，可借助历史数据确立参照状态。

5.4.3.2 确定方法

采用参照位点法，在河流水体自然环境调查基础上综合生境、水质和生物三要素定性和定量指标确定参照点和参照状态。具体指标如下：

- ①生境要素：调查区域上游无点源污染；农田和城镇覆盖率低；调查点周边区域无明显人类活动干扰迹象。
- ②水质要素：水体清澈，透明度高，无异味。
- ③生物要素：生物优势种以清洁指示种或敏感种为主。

5.5 水环境质量状况调查

水生态监测三要素中，水环境要素的监测和调查，生态环境监测部门已经制定了成熟的规范和规定，如《水质 采样方案设计技术规定》（HJ 495-2009），《地表水和污水监测技术规范》（HJ/T 91-2002）等，本指南采纳相应颁布的技术规范和标准方法进行。

5.5.1 监测指标

按照 GB 3838 中常规监测项目及对河流水环境质量有指示意义的其他特征指标。

5.5.2 监测方法

河流水质样品采集、保存和运输等均按照 HJ/T 91、HJ 493、HJ 494、HJ 495、HJ/T 52 进行，分析方法均采用国家标准方法。

5.6 生境调查

5.6.1 有关技术内容和条文的说明

生境评价是根据河流生境的内涵和影响因素，对河岸生境和河道生境的物理结构以及人类活动干扰等进行评价，历史上这方面研究较少，20 世纪 80 年代欧美发达国家开始重视河流生态环境的研究，生境评价方法逐渐形成和完善，但各国均没有统一的评价方法，大致可分为模型模拟法和多指标综合评价法。由于研究目标不同以及研究区域的差异，河流生境评价方法多种多样。我国科研人员近年来也开展了这方面的研究，取得了可喜的成果。目前环

境监测标准方法中尚无统一的生境评价方法。

本标准生境评价在参考 EPA-RBPs/LRBP, 美国河岸带、河道和环境调查 RCE 和澳大利亚溪流状态指数 ISC 中河流生境评价内容基础上, 依托“流域水生态环境质量监测与评价研究”“松花江流域水生生物试点监测”中流域生境调查工作的经验和成果, 同时有针对性的借鉴了浙江省的相关工作经验及我国在淮河、北京凉水河、辽河、浑河、苏州河、图们江、东河、挠力河、三峡库区支流东溪河、黄金河、汝溪河等水域开展的相关研究成果, 遵循方法科学有依据, 参数明确易获取, 评价简单可操作, 分类细致易推广的原则, 将河流分为不可涉水河流与可涉水河流分别进行生境评价, 对评价的指标参数进行了相应的调整、修改, 提出了本标准推荐的评分方法。

5.6.2 评价河段、监测河段

规定了生境评价中评价河段和监测河段的河长。

评价河段河长: 初期调查一般不可涉水河流不超过 50 km, 可涉水河流不超过 10 km, 依调查目的规定评价河段起始位置并测量河段长度。

监测河段河长: 初期调查一般不可涉水河流监测断面上、下游各 500 m 范围内为监测河段河长; 可涉水河流监测断面上、下游各 50 m 范围内为监测河段河长。

长期评估河段的确定, 需要根据初期调查的生物监测结果进行放宽调整。

本标准生境评价属于“河段”尺度, 为“中小尺度”评价, 明确评价河段长度和监测河段长度有利于数据的采集、计算和评价。

5.6.3 指标参数的选择依据及评价方法

河流的形态多样性是维持生物多样性的基础, 是生境评价指标的选择依据。河流作为水生生态系统, 水—陆两项和水—气两项的紧密关系, 形成了较为开放的生境条件; 上、中、下游生境的异质性成就了丰富的流域生境多样化条件; 河流纵向的蜿蜒性形成了急流和缓流相间; 河流横断面形状多样性, 表现为深潭和浅滩交错; 河床材料的透水性和多孔性为生物提供了栖息场所。河流形态的多样性形成了流速、流量、水深、水温、水质、水文周期、河床材料构成等多种生态因子的异质性, 造就了丰富的生境多样性, 形成了生物群落的多样性。

自然界和人类活动对生态系统造成的不利影响, 生态学中称为“胁迫”。人类活动对河流生态系统的胁迫主要有: 工农业及生活污染物质对河流造成污染; 超量引水造成的河流水量的减少, 无法满足最低生态用水需求; 水利工程降低河流生境的多样性; 采砂、采石、疏浚河道等改变河床结构和材质, 栖息地的结构改变、多样性降低, 以上各种因素都可导致生物多样性水平的降低。

本标准以上述理论为依据, 选择评价参数, 不同河流均由 10 个指标构成, 可涉水河流包括底质、栖息地复杂性、流速-深度结合特性、河岸稳定性、河道变化、河水水量状况、河岸带植被多样性、水质状况、人类活动强度、河岸土地利用类型; 不可涉水河流包括底质、栖息地复杂性、大型木质残体分布、河岸稳定性、河道护岸变化、河水水量状况、河岸带植被覆盖率、水质状况、河道内人类活动强度、河岸土地利用类型。根据河流的深度确定调查指标参数(可涉水河流与不可涉水河流指标参数不同), 记录调查结果, 选择打分表, 评分范围为 0~20(最高值), 评价人根据指标参数的满足程度赋分。将分数累加, 得到最终的

生境评价结果，确定评价结论及生境等级。

5.6.4 指标参数的分级确定

5.6.4.1 可涉水河流的指标参数

基本参照美国环保署（EPA）开发的快速河流生境评价系统的指标。

5.6.4.2 不可涉水河流的指标参数

根据不可涉水河流的特点，对评价指标进行了部分调整和修改，参考了近年来我国学者在不可涉水河流如浑河流域、淮河流域、三峡水库等的研究成果，对参数进行细化处理。

（1）底质

根据大河生境的特点，依据可涉水河流分级标准适当调整了底质评价等级的确定内容，特别是优质底质碎石、卵石的占比。

（2）大型木质残体分布

大型木质残体在国外不可涉水河流中采用率较高，属于高频生境指标，对于大型河流的生境具有重要意义，相对可涉水河流，在此增加大型木质残体分布参数。

（3）河道护岸变化

分自然土坡护岸、斜坡式生态护岸、亲水式护岸、台阶式护岸、直立式护岸等形式，采纳国内学者在淮河流域以及三峡水库河流生境方面的研究成果，明确了分级的比例。

（4）河道内人类活动强度

明确了人类活动干扰的范围是“河道内”，将“干扰”细化举例，如采砂、筑坝、桥梁、港口建设、河道疏浚、河床硬化等人工活动，有利于指标参数的分级。

（5）河岸土地利用类型

增加了建设用地类型，以城市的规模纳入指标参数。

本标准提出的生境评价方法已在松花江流域试点监测中采用，取得了满意的效果，编制本标准期间也对试用过程中发现的问题进行了相应的修改，形成文本中生境调查内容。

5.7 大型底栖无脊椎动物监测方法

5.7.1 有关技术内容和条文的说明

大型底栖无脊椎动物因其对水质反应敏感、易于辨认和采集、生活周期长、场所固定等特点，因此，被广泛应用于国内外水生态健康评价中，是当前水质生物评价中应用最多的类群之一。本章节参照 ISO、EPA 及国内相关标准和指南对溪流（可涉水）和大型河流（不可涉水）中大型底栖无脊椎动物监测所需的设备及耗材、试剂、样品采集、样品挑拣、鉴定和计数、样品保存和结果填报等各环节做了详细规定，以期在同类型河流中采用统一规范的监测方法，确保监测数据的合理性和可比性。

5.7.2 主要编制内容

5.7.2.1 溪流及可涉水河流

在采样工具的选择中，ISO 10870《水质—淡水底栖大型无脊椎动物采样方法和设备选

择指南》^[68]中溪流及可涉水河流定性和定量采样分别使用 D 形网和索伯网；EPA 841-B-07-009 《国家河流和溪流评估 现场操作手册》^[69]和 EPA-822-R-02-019 《湿地状况评价方法 湿地大型底栖动物 IBI 指数应用》^[70]均采用 D 形网采集大型底栖无脊椎动物；《欧盟水框架指令》中溪流及可涉水河流使用踢网^[30]和 D 形网结合法采集样品；HJ710.8-2014 《生物多样性观测技术导则 淡水底栖大型无脊椎动物》^[71] 中溪流及可涉水河流定性和定量采样分别使用 D 形网和索伯网。《河流水生态环境质量监测技术指南》（中国环境监测总站，2014）^[72]中溪流及可涉水河流使用 D 形网和踢网采集样品。根据以上标准的研究比较，结合辽河流域、松花江流域、太湖流域等各流域水专项课题研究及示范，本标准确定了定性采样工具为 D 形网和踢网；考虑到深度大于 50 cm 的可涉水河流定量采样时无法使用索伯网，应选用 D 形网、抓斗采泥器、篮式采样器或十字采样器进行定量采集，因此，本标准中定量采样工具确定为 D 形网、索伯网、抓斗采泥器、篮式采样器和十字采样器。

以上国内外标准对大型底栖无脊椎动物采样方法、样品挑拣方法、鉴定和计数方法及样品保存方法的规定一致，本标准予以采纳。

5.7.2.2 不可涉水河流

由于底栖生物生活在河流水体底部，与底质的形态（如砂、淤泥等）关系很大，在不可涉水河流的底栖样品采集中，必须要考虑底栖动物的分布特点。根据底质类型，水深等河流环境条件选择合适的采样方法，准备相应的采样设备，较可涉水河流的样品采集方式，不可涉水河流多采用彼得逊采泥器和三角拖网来采集底栖生物样品，依赖于船舶采样。若河流存在浅水点位，则参考可涉水河流的监测方法采集样品，此外，在定性样品的采集中应尽可能在各种生境采样。本部分不可涉水河流底栖动物的样品采集编制依据包括：《生物多样性观测技术导则淡水底栖大型无脊椎动物》（HJ710.8-2014）及《水和废水监测分析方法》（中国环境科学出版社，2002.12 第四版）^[73]。

5.8 着生藻类监测方法

5.8.1 有关技术内容和条文的说明

着生藻类对水环境变化敏感，是监测河流生态系统健康状况极佳的生物类群。本章节编制所涉及的主要技术内容涵盖了溪流（可涉水）和大型河流（不可涉水）中关于着生藻类监测设备器材试剂选用、野外采样程序及实验室分析三部分内容。在第四版的基础上，补充扩展了相关内容。前一版中，对于着生藻类的采集，主要使用吸管、牙刷及镊子等工具设备进行野外作业；本次编制对相关采集步骤、周期及采样点设置，进行进一步规范和细化，可望提高生物监测工作的科学性与高效性。由于着生藻类种类繁多，对种类鉴定要求高，鉴于此，对着生藻类的实验室处理技术和鉴定资料进行及时更新，可为河流水生态环境质量监测与评价提供技术支持。

5.8.2 主要编制修改内容

（1）本章节编制中，考虑到在大型河流中，对着生藻类采集的需要，根据实际作业经验并参考 USEPA 《Great River Ecosystems Field Operations Manual》等资料，补充了如：GPS

定位功能的采样船、手持 GPS、冰箱、带冰块的冷藏箱、测距仪等设备（见文本 7.2.1.1）。细化了在大型河流中关于 GPS 等仪器设备的使用，对于河流监测的准确性及时效性是十分必要的。

(2) 在大型河流采样点设置章节中（见文本 7.2.2.1），参考 USEPA 《National Rivers and Streams Assessment Field Operations Manual》和 USEPA 《Great River Ecosystems Field Operations Manual》等资料，对采样点设置方法、采集周期及定量样品采集的方案进行整理与补充。在我国诸多流域内关于着生藻类的分类及生态学研究中，所采用的相关样点设置及着生藻类采集方法与本章节表述内容一致，已广泛使用^[74,75]，特别是关于大型河流的着生藻类采集方案适用性高，具有标准化、规范化的推广价值与使用意义。

(3) 在关于着生藻类计数的章节中（见文本 7.2.3.2.3），根据相关研究报道^[76]，物种多样性随纬度格局变化，呈现一定差异性。我国河流分布跨度大，从温带到亚热带均有分布，因此将硅藻壳面计数的内容修改为鉴定硅藻壳面个数为 400-600 个更为严谨和规范。同时，考虑到破损硅藻对定性定量分析的干扰，本章节中，参考并规范了硅藻细胞严重损坏（损坏超过 3/4）、上下壳面完全分离以及细胞空无纹饰的情况不计数。

(4) 在监测采样及处理过程中，由于着生藻类样品所包含的人工基质及自然基质复杂多样，通常在处理着生藻类样品时，硅质处理效果不好，影响鉴定结果。本次编写中，在关于硅藻封片的制作中详细表述了：①三酸法；②盐酸一硝酸法；③双氧水法（见文本 7.2.3.1.2）。经实践，以上三种处理方案均已广泛应用于国际硅藻分类学及生态学研究过程中^[77]。在实际操作中可行性高，在技术上成熟可靠。因此，本章节中予以使用，并建议按照表述内容标准化执行。

(5) 在对着生藻类进行定性分析的过程中，对于某些在光学显微镜下难以准确鉴定的种类，需要进行扫描电子显微镜拍摄，以准确鉴定。在本章的编制中添加介绍了关于硅藻扫描电子显微镜观察标本的制备方法。

(6) 关于大型河流着生藻类的定量分析中，国外 USEPA 《National Rivers and Streams Assessment Field Operations Manual》^[69]等资料中通常以天然基质为研究样本，选取一定表面积进行计数分析。本指南将人工基质（如：硅藻计）也纳入分析方法中。监测分析人员，可根据现场情况进行判断，选取最适方案。

(7) 着生藻类多样性高，种类繁多，特别是随着分子生物学的进展，系统发育位置复杂多变。关于不同种类的生态指示意义也不尽相同。因此，本章节编辑中，在藻类鉴定参考文献中，补充添加了一些最近参考著作，如：九寨沟常见藻类图集等，通过适时补充最新的参考资料，提高监测的准确性及效率。

本章节参考《河流水生态环境质量监测技术指南（2014 版）》^[72]、USEPA 《National Rivers and Streams Assessment Field Operations Manual》^[69]和 USEPA 《Great River Ecosystems Field Operations Manual》^[78]等资料，关于着生藻类样品采集、定性定量分析、样品处理和保存方法与国内外标准一致，本指南予以采纳。

5.9 质量保证与质量控制

质量控制与保证是开展监测非常重要的环节，本指南对该环节进行了详细的规定和细

化，包括野外和实验室两个部分。

5.9.1 野外质量保证与控制

采样人员经过标准化培训，切实掌握采样技术为现场采样质量控制奠定了基础，本标准参照美国 EPA-RBPs 对野外操作提出了具体要求，规范了样本的采集、保存、运输和采样记录等。样品采集时为确保采样的精确度，需要制定 10%的样点采集重复样品，一般至少采集 1 个重复样。根据生境类型的不同，大型底栖动物和着生藻类的采集可分为单一生境采样法和复合生境采样法；底栖动物样品加入 5% 甲醛或 70% 以上乙醇进行保存，在标签上注明样品信息。着生藻类样品中加入鲁哥氏（IKI）液、“M3”固定液、4%缓冲福尔马林、2% 戊二醛或其他防腐剂保存，将一张永久性标签贴于样品瓶外侧，附以样品信息。把样品放入加冰的保温箱冷藏，带回实验室并保存于低温黑暗处，直至处理。大型底栖动物和着生藻类野外数据表参照 EPA《Rapid Bioassessment Protcols》附录 A-3 表 1 和 A-2 表 1，形成野外质量保证和控制具体要求。

5.9.1.1 样品的采集

①制定合理的采样计划，用符合质量要求的统一设备采样，采样地点以 GPS 定位为准，保证采集样品的代表性和可比性。

②采集现场要设负责人，对采样点位、采样实施、采集效果进行评估。

③野外设备应处于良好状态，野外监测、记录数据必须完整、规范、清晰。

④合理安排现场监测与样品采集顺序，一般顺序为物理生境记录、水样采集、着生藻类采集、底栖动物采集，尽量避免生物类群在采集前受到较大扰动。定量采样应在定性采样前进行。

⑤生物样品采集过程中，要由指定人员检查样品采集过程是否符合采集要求，保存方法是否符合规范。

⑥生境调查至少应有 2 人同时完成记录和评价；不同时间周期下同一湖库的生境调查建议由同批人员完成。

⑦同一批次应选取 10%的点位重复采样，采集 1 个重复样品，用以评估采样过程方法的精确度。

⑧正确填写现场采样记录表及样品标签，包括样品编号、日期、水体名称、采样位置、采样量以及采样人姓名等。如果某个点位某个项目的样品瓶超过一个，还应当标明样品的总瓶数及编号。样品记录表包含的信息必须与样品瓶标签一致。

⑨及时清洗所有接触过样品的采样设备，并仔细检查，防止采样污染。

5.9.1.2 样品的保存

及时在现场处理及保存样品。水质样品按相关标准及规定保存，不同的生物样品需要按照本标准各类群生物保存要求进行，单独分装，按规定冷藏或固定，同时按规定时间完成后续操作。

5.9.1.3 样品的运输

- ①运输前根据采样记录或登记表核对清点样品，以免有误或丢失。
- ②样品运输中贮存温度不超过采样时的温度，必要时准备冷藏设备。
- ③运输中应仔细保管样品，应避免强光照射及强烈震动，确保样品无破损、无污染。

5.9.1.4 采样记录

详细记录采样时间、地点、水温、气温、水文、植被等相关信息，确保现场数据的完整性。

现场样品运输交接过程中需仔细核对实际样品信息和记录信息的一致性，防止丢失、混淆等。

5.9.2 实验室质量保证与控制

关于实验室质量保证与控制，实验室所有人员应接受使用设备和程序及生物数据鉴定方面的培训。参照美国 EPA《National Rivers and Streams Assessment-Laboratory Operations Manual》^[79]运送人必须将保存在福尔马林中的样品归类为“危险货物”，并根据危险材料运输要求进行处理。在实验室，只有经认证处理危险物质的人员才能接受危险样品；实验室人员在收到样品 24 小时内进行记录。

水样化学分析参照美国 EPA《National Rivers and Streams Assessment-Laboratory Operations Manual》^[79]及我国的《地表水和污水监测技术规范》^[80]，严格依照国家标准分析方法，尚无“标准”和“统一”分析方法时，可采用 ISO 或美国 EPA 方法体系等其他等效方法；生物数据和水样化学分析实验室数据表格分别参照 EPA-RBPs（附录 A-2 和 A-3）和《National Rivers and Streams Assessment-Laboratory Operations Manual》^[79]（附录 13）。根据以上相关技术文件要求，形成实验室质量保证与控制内容如下：

5.9.2.1 样品的交接与记录

①样品交接时，应办理正式交接手续，检查采样记录表信息与样品是否一致，由接收样品的工作人员记录其状态，检查是否异常或是否与相应检验方法中标准状态有所偏离。同一任务的样品应保存在相对独立、集中的区域，并放置明显的标识。

- ②实验室应建立送检样品的唯一识别系统，以保证样品不会发生混淆。

5.9.2.2 物种鉴定和计数

①样品鉴定应基于统一的分类资料进行，命名需要与环境监测部门发布的物种名录或物种多样性数据库名称相吻合，必要时应请专家对命名进行核定。

- ②优势种和有疑问不确定的物种，需要请分类学专家对物种进行确认。

③新种、新记录种必须留出典型、完好的样品制作标本，永久保存，并请分类学专家进行确认。

④抽取一定比例的样品（如 10%），分别由 2 名工作人员重复计数，以评估分类和计数的精确性及偏差。

⑤定期聘请相关专业人员对样品进行抽检，抽检比例为 10%，以评估该实验室分类鉴定和计数结果的准确性，并记录偏差情况。

⑥有条件的监测机构可建立物种数据库，利用人工智能图像比对辅助鉴定样品，定期请专业分类学者对物种库予以检查，更正错误。

5.9.2.3 数据记录

详细记录样品信息（名称、属性、固定剂情况等）、方法依据及关键技术参数（包括样品体积、浓缩或稀释情况、取样体积、镜检范围等）、物种名录（中文名和拉丁名）、数量和生物量以及结果计算方法等信息，同时对抽检、比对情况以及存疑的物种分类结果予以标记。另外，数据记录表须有记录人、校对签字。

5.9.2.4 样品的保存及处置

按照要求保存样品，每隔几周定期检查固定液，必要时进行添加。现场分析剩余样品不保存；实验室分析剩余的生物样品至少保留 4 个月以上，有条件的实验室可长期保存。新种、新记录、典型物种等珍贵标本要长期保存，准确记录、标记完整。

5.9.2.5 鉴定资料

根据标准推荐和鉴定需求配置参考书籍，参考生态环境监测部门发布的水生生物名录或水生生物数据库资料，必要时定期聘请专家核准鉴定结果。

5.9.3 人员资质

国家及省级生态环境部门应定期开展水生态环境质量监测与评价培训、考核及发证工作，所有从事该项工作的专业技术人员均应接受相关培训，取得培训证书后可开展相关工作。

5.10 河流水生态环境质量评价

5.10.1 水质评价

水质评价根据现有水环境质量评价办法（环办〔2011〕22 号）中河流断面水质评价方法进行，并对各等级进行赋分。具体内容规定如下：

参照《地表水环境质量标准》（GB 3838），根据不同功能分区水质类别的标准限值，进行单因子评价（其中水温和 pH 不作为评价指标）。水质类别等级的划分参照《地表水环境质量评价办法》（环办〔2011〕22 号）中河流断面水质评价方法，最后根据水质类别等级进行赋分，赋分标准参见表 6。

表 6 水质理化指标评价等级及赋分

水质类别	I~II类	III类	IV类	V类	劣V类
水质状况	优	良好	轻度污染	中度污染	重度污染
赋分	5	4	3	2	1

5.10.2 生境评价

生境评价主要是参考了 EPA-RBPs 和澳大利亚 ISC 河道评价指数的评分方法，然后根据总分分值划分评价等级并进行赋分。

监测河流断面生境的评价，按照生境调查方法获得生境监测数据，可涉水及不可涉水河流需按照各自“栖息地生境评价数据表”对 10 项参数分别进行评分。每项参数分值范围为 0~20，划分为五个评价等级。每个监测断面生境总分由 10 项参数分值累加计算，分级评价标准见表 7。

表 7 河流栖息地生境质量的分级评价标准

生境等级	无干扰	轻微干扰	轻度干扰	中度干扰	重度干扰
评价标准	$H > 150$	$120 < H \leq 150$	$90 < H \leq 120$	$60 < H \leq 90$	$H \leq 60$
赋分	5	4	3	2	1

5.10.3 生物评价

生物评价中，依据成熟通用、简便操作性强、可业务化等几项原则，基于可满足从不同角度和尺度开展生物评价的监测需求，本指南选定了生物监测评价中比较典型的多项指数。主要包括从多样性角度、指示类群分布特征角度、完整性角度、污染耐受性等，可以满足对单个监测位点的评价、对水系河段的评价及对完整流域多尺度评价的需求。

指南在生物评价方法中完整的列出了各评价指数的适应性及适应的生物类群，供各单位依据监测目的灵活选择适合的评价方法。

针对大型底栖动物类群的评价方法有：**BMWP** 指数、**Hilsenhoff** 指数（**BI** 生物指数）、生物学污染指数（**BPI**）；针对藻类的评价方法有：**硅藻指数（CDI）**；可适用于底栖和藻类两个类群的评价方法有 **Shannon-Wiener** 多样性指数和生物完整性指数（**IBI**）。

主要的评价方法和指数如下：

（1）**BMWP** 指数

①定义。

利用不同大型底栖动物对不同有机污染的敏感性/耐受性差异，按照各个类群的耐受程度给予分值，来评价水环境质量的一种生物指数。

②评价原理。

BMWP 记分系统以大型底栖动物为指示生物。**BMWP** 评价原理是基于不同的大型底栖动物对有机污染存在不同的敏感性/耐受性，按照各个类群的耐受程度给予分值。按照分值分布范围，对监测位点水体质量状况进行评价。**BMWP** 分值越大表明水体质量越好。

③评价方法。

BMWP 记分系统以科为单位，每个样品各科记分值（见表 8）之和，即为 **BMWP** 分值，样品中只有 1~2 个个体的科不参加记分。按照表 9 评价标准对监测位点的水环境污染状况进行评价。

表 8 大型底栖动物类群记分值表

类群	科	记分值	
蜉蝣目 Ephemeroptera	蜉蝣科 Ephemeridae, 河花蜉科 Potamanthidae, 细裳蜉科 Leptophlebiidae, 扁蜉科 Heptageniidae, 短丝蜉科 Siphonuridae, 拟短丝蜉科 Siphuriscidae, 长跗蜉科 Metretopodidae, 褶缘蜉科 Palingeniidae, 多脉蜉科 Polymitarcyidae, 鲨蜉科 Prosopistomatidae, 寡脉蜉科 Oligoneuriidae, 等蜉科 Isonychiidae, 越南蜉科 Vietnamellidae, 晚蜉科 Teloganodidae	10	
襁翅目 Plecoptera	襁科 Perlidae, 大襁科 Pteronarcyidae, 绿襁科 Chloroperlidae, 卷襁科 Leuctridae, 网襁科 Perlodidae, 黑襁科 Capniidae, 扁襁科 Peltoperlidae, 刺襁科 Styloperlidae, 带襁科 Taeniopterygidae		
半翅目 Hemiptera	盖蝽科 Aphelocheiridae		
毛翅目 Trichoptera	原石蛾科 Rhyacophilidae, 石蛾科 Phryganeidae, 瘤石蛾科 Goeridae, 长角石蛾科 Leptoceridae, 沼石蛾科 Limnephilidae, 舌石蛾科 Glossosomatidae, 鳞石蛾科 Lepidostomatidae, 细翅石蛾科 Molannidae, 拟石蛾科 Phryganopsychidae, 毛石蛾科 Sericostomatidae, 剑石蛾科 Xiphocentronidae, 齿角石蛾科 Odontoceridae, 乌石蛾科 Uenoidae, 准石蛾科 Limnocentropodidae, 钩翅石蛾科 Helicopsychidae, 短石蛾科 Brachycentridae, 贝石蛾科 Beraeidae, 螯石蛾科 Hydrobiosidae		
双翅目 Diptera	幽蚊科 Chaoboridae		
鞘翅目 Coleoptera	扁泥甲科 Psephenidae		
脉翅目 Neuroptera	水蛉科 Sisyridae		
帘蛤目 Veneroida	球蚬科 Sphaeriidae		
蜉蝣目 Ephemeroptera	小蜉科 Ephemerellidae		8
襁翅目 Plecoptera	叉襁科 Nemouridae		
毛翅目 Trichoptera	角石蛾科 Stenopsychidae, 等翅石蛾科 Philopotamidae, 畸距石蛾科 Dipseudopsidae, 弓石蛾科 Arctopsychidae, 枝石蛾科 Calamoceratidae		
双翅目 Diptera	大蚊科 Tipulidae		
鞘翅目 Coleoptera	溪泥甲科 Elmidae, 泥甲科 Dryopidae, 沼甲科 Scirtidae, 毛泥甲科 Ptilodactylidae		
广翅目 Megaloptera	齿蛉科 Corydalidae		
鳞翅目 Lepidoptera	螟蛾科 Pyralidae		
蜻蜓目 Odonata	色蟳科 Calopterygidae, 丝蟳科 Lestidae, 丽蟳科 Amphipterygidae, 溪蟳科 Euphaeidae, 综蟳科 Synlestidae, 蜓科 Aeshnidae, 春蜓科 Gomphidae, 大蜓科 Cordulegastridae, 伪蜻科 Corduliidae, 大蜻科 Macromiidae, 蜻科 Libellulidae		

十足目 Decapoda	溪蟹科 Potamidae	7
中腹足目 Mesogastropoda	肋蝾科 Pleuroceridae	
贻贝目 Mytiloida	贻贝科 Mytilidae	
蜉蝣目 Ephemeroptera	细蜉科 Caenidae, 四节蜉科 Baetidae, 新蜉科 Neoephemeridae	
毛翅目 Trichoptera	小石蛾科 Hydroptilidae, 径石蛾科 Ecnomidae, 多距石蛾科 Polycentropodidae, 蝶石蛾科 Psychomyiidae	
双翅目 Diptera	拟网蚊科 Deuterophlebiidae	
蜻蜓目 Odonata	隼螳科 Chlorocyphidae, 原螳科 Protoneuridae, 扁螳科 Platystictidae, 山螳科 Megapodagrionidae	
蜚蠊目 Blattaria	蜚蠊科 Blattidae	
等足目 Isopoda	花尾水虱科 Anthuridae, 浪漂水虱科 Cirolanidae, 团水虱科 Sphaeromidae	
端足目 Amphipoda	钩虾科 Gammaridae	
游走目 Errantia	沙蚕科 Nereidae	6
中腹足目 Mesogastropoda	瓶螺科 Aillpullaridae, 豆螺科 Bithyniidae, 田螺科 Viviparidae, 狭口螺科 Stenothyridae	
基眼目 Basommatophora	盘蝾科 Ancyliidae	
蚌目 Unionoida	蚌科 Unionidae	
帘蛤目 Veneroida	蚬科 Corbiculidae, 截蛭科 Solecurtidae	
毛翅目 Trichoptera	纹石蛾科 Hydropsychidae	
双翅目 Diptera	细蚊科 Dixidae	
鞘翅目 Coleoptera	小粒龙虱科 Noteridae, 长泥甲科 Heteroceridae, 萤科 Lampyridae	
广翅目 Megaloptera	泥蛉科 Sialidae	
蜻蜓目 Odonata	螳科 Coenagrionidae, 扇螳科 Platycnemididae	
端足目 Amphipoda	螺赢蜚科 Corophiidae,	5
十足目 Decapoda	螯虾科 Cambaridae, 方蟹科 Grapsidae	
涡虫类 Turbellaria	涡虫纲 Turbellaria	
双翅目 Diptera	网蚊科 Blepharoceridae, 蚋科 Simuliidae, 虻科 Tabanidae	
鞘翅目 Coleoptera	龙虱科 Dytiscidae, 沼梭甲科 Haliplidae, 水甲科 Hygrobiidae, 牙甲科 Hydrophilidae, 象甲科 Curculionidae, 叶甲科 Chrysomelidae, 平唇水龟虫科 Hydraenidae, 豉甲科 Gyrinidae, 拟步甲科 Tenebrionidae	
半翅目 Hemiptera	水龟科 Gerridae, 水蝽科 Mesovelidae, 跳蝽科 Saldidae, 潜蝽科 Naucoridae, 蝽科 Nepidae, 划蝽科 Corixidae, 尺蝽科 Hydrometridae, 仰蝽科 Notonectidae, 固蝽科 Pleidae	
等足目 Isopoda	栉水虱科 Asellidae, 潮虫科 Oniscidae, 鼠妇科 Porcellionidae	

蛭纲 Hirudinea	鱼蛭科 Pisicolidae	4
中腹足目 Mesogastropoda	盘螺科 Valvatidae	
双翅目 Diptera	水虻科 Stratiomyidae	
半翅目 Hemiptera	负子蝽科 Belostomatidae	
蛭纲 Hirudinea	舌蛭科 Glossiphoniidae, 医蛭科 Hirudinidae, 石蛭科 Herpodellidae	3
中腹足目 Mesogastropoda	觿螺科 Hydrobiidae	
基眼目 Basommatophora	椎实螺科 Lymnaeidae, 扁卷螺科 Planorbidae, 膀胱螺科 Physidae	
双翅目 Diptera	摇蚊科 Chironomidae, 长足虻科 Dolichopodidae, 舞虻科 Empididae	
蛭纲 Hirudinea	沙蛭科 Salifidae	2
双翅目 Diptera	伪鹬虻科 Athericidae, 鹬虻科 Rhagionidae	
寡毛纲 Oligochaeta	寡毛纲 Oligochaeta	1
双翅目 Diptera	食蚜蝇科 Syrphidae, 水蝇科 Ephydriidae, 毛蠓科 Psychodidae, 蠓科 Ceratopogonidae, 蝇科 Muscidae	

注：BMWP 中各科的记分值，可参考当地研究区物种对污染物耐受性的研究文献进行调整。

④评价标准。

BMWP 的评价标准参考南京农业大学王备新等研究成果，详见表 9。

表 9 BMWP 指数分值评价标准

BMWP 指数 (不可涉水河流)	BMWP 指数 (可涉水溪流)	等级	说明
>42	>180	优秀	未受污染
32~42	136~180	良好	轻微污染
22~31	91~135	中等	中度污染
11~21	45~90	较差	污染
0~10	0~44	很差	重度污染

⑤适用性。

BMWP 利用对大型底栖动物的定性监测数据进行记分评价，不需定量监测数据；且只需将物种鉴定到科，工作量少、鉴定引入的误差少。

(2) Hilsenhoff 指数 (HBI) 或 BI 生物指数

①定义。

利用不同的水生大型底栖无脊椎动物对有机污染有不同的敏感性/耐受性与不同类群出现的丰度信息对监测位点水环境质量状况进行评价的一种生物指数。

②评价原理。

利用不同的大型底栖动物对有机污染有不同的敏感性/耐受性与不同类群出现的丰度信

息对监测位点水体质量状况进行评价。HBI 分值越大表明水体质量越差。

③计算公式。

$$HBI(BI) = \sum_{i=1}^n n_i t_i / N$$

式中： n_i —第 i 个分类单元（通常为属级或种级）的个体数；

N —样本个体总数；

t_i —第 i 个分类单元的耐污值。（无法鉴定到属以下时，可采用科级耐污值计算）

④评价标准。

$BI \leq 3.9$ 为优秀； $3.9 < BI \leq 5.4$ 为良好； $5.4 < BI \leq 7.0$ 为中等； $7.0 < BI \leq 8.5$ 为较差； $8.5 < BI$ 为很差。

⑤适用性。

利用大型底栖的定量监测数据和各分类单元耐污值数据进行评价，对鉴定的要求较高。

大型底栖动物耐污值（PTV）参考南京农业大学王备新等研究成果，详见附表。 $PTV \leq 3$ ，为敏感类群； $3 < PTV \leq 7$ ，为中间类群； $PTV > 7$ ，为耐污类群。

（3）生物学污染指数（BPI）

①定义。

利用不同指示类群的大型底栖无脊椎动物的分布特征对水环境质量状况进行评价的一种生物指数。

②评价原理。

利用不同类群的大型底栖动物对污染的敏感性/耐受性不同与不同类群分布特征信息对水体质量状况进行评价。BPI 分值越大表明水体质量越差。

③计算公式。

$$BPI = \lg(N1 + 2) / (\lg(N2 + 2) + \lg(N3 + 2))$$

式中： $N1$ —寡毛类、蛭类和摇蚊幼虫个体数；

$N2$ —多毛类、甲壳类、除摇蚊幼虫以外的其他水生昆虫的个体；

$N3$ —软体类个体数。

④评价标准。

BPI 指数的评价标准参考表 10。

表 10 BPI 指数评价标准

BPI 指数值	评价结果
$BPI < 0.1$	优秀
$0.1 \leq BPI < 0.5$	良好
$0.5 \leq BPI < 1.5$	中等
$1.5 \leq BPI < 5$	较差
$BPI \geq 5$	很差

⑤适用性。

利用大型底栖动物的定量监测数据进行评价；只需将物种鉴定到类群，工作量少、鉴定引入的误差少。

（4）Shannon-Wiener 多样性指数：

①定义。

利用生物群落结构的复杂程度来指示水环境质量状况的一种生物指数。

②评价原理。

Shannon-Wiener 多样性指数反映了生物群落结构的复杂程度。通常多样性指数越大，表示群落结构越复杂，群落稳定性越大，生态环境状况越好；而当水体受到污染时，某些种类会消亡，多样性指数减小，群落结构趋于简单，指示水质出现下降。

③计算公式。

$$H = - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{n} \right) \log_2 \left(\frac{n_i}{n} \right)$$

式中： H —多样性指数；

n —大型底栖动物（藻类）总个体数；

S —大型底栖动物（藻类）种类数；

n_i —第 i 种大型底栖动物（藻类）个体数。

④评价标准。

$H \geq 3.0$ 为优秀， $2.0 \leq H < 3.0$ 为良好， $1.0 \leq H < 2.0$ 为中等， $0 < H < 1.0$ 为较差， $H=0$ 为很差。

⑤适用性。

利用藻类或大型底栖动物的定量监测数据进行评价。多样性指数更适用于同一溪流或河流上下游监测点位之间群落结构差异的评价，不适用于反映群落中敏感和耐污物种组成差异信息的评价。

（5）硅藻指数（CDI）

①定义。

利用不同的硅藻种类对污染有不同的敏感性/耐受性与不同类群出现的相对丰度信息对水环境质量状况进行评价的一种生物指数。

②评价原理。

利用不同的硅藻种类对污染物的敏感性/耐受性差异与不同类群出现的相对丰度信息对水环境质量状况进行评价。IDP 分值越大表明水体质量越差。

③计算公式。

$$CDI = (WMS \times 25) - 25$$

$$WMS = \frac{\sum a_k s_k v_k}{\sum a_k s_k}$$

式中： CDI ——硅藻指数；

WMS ——硅藻基于环境因子的加权平均值（1-5）；

a_k ——硅藻物种 k 的相对丰度；

s_k ——硅藻物种 k 对环境的敏感值（1-4）；

v_k ——硅藻物种 k 对环境的指示值（1-5）。

着生硅藻对环境的指示值（ v ）和敏感值（ s ）参照上海师范大学王全喜等研究成果，详

见附表。

④评价标准。

CDI \leq 30 为优秀；30 $<$ CDI \leq 50 为良好；50 $<$ CDI \leq 65 为中等；65 $<$ CDI \leq 80 为较差；CDI $>$ 80 为很差。

⑤适用性。

利用硅藻的定量监测数据和各个硅藻种类对环境的指示值及污染指示值数据对水体质量进行评价，对硅藻种类鉴定结果的准确性要求较高。

(6) 生物完整性指数 (IBI)

IBI 评价在初次建立评价指标体系的步骤比较复杂，但在各个流域已经开展过非常广泛的应用。在漓江的 IBI 研究中用到了总分类单元数、EPT 分类单元数、优势单元数量比例% 等核心指标；在辽河流域研究中用到了总分类单元数、EPT 分类单元数、敏感类群物种数、耐污类群物种数% 等指标；在淮河流域 IBI 研究中筛选了总分类单元数、EPT 分类单元数、敏感类群比例% 等指标；在韩国开展的研究采用了总分类单元数、耐受性物种丰度、敏感性物种种类数等；在美国威斯康辛州可涉水河流的评价中采用了总分类单元数、EPT 相对丰度、HBI 指数、Shannon 指数等。可见，不同学者在不同水域的完整性评价研究中，经过筛选后高频率被保留下来的核心指数通常都包括了总物种数信息、指示性类群（耐污或敏感）的分类单元数信息和丰度信息、以及一些生物指数。本指南基于多位学者在多个流域和水系评价研究中建立的 IBI 方法，给出 IBI 建立的一般方法步骤。

同时根据编制组在流域开展 IBI 评价的实际经验，在编制说明中提供在流域尺度开展 IBI 评价的完整案例（以松花江流域为例），供给有基础的应用单位作为建立 IBI 评价指标的示例参考。

①定义：参见本指南 3.13。

②适用性：IBI 评价方法适用于大型底栖动物、藻类或多类群生物从生物完整性角度在流域、水系尺度开展水生态环境质量的评价。

③评价步骤：

IBI 评价的主要步骤如下：

A. 参照状态确定

根据指南 4.3 中的原则确定参照状态。

B. 候选生物参数

用于评价的生物参数必须符合以下条件：1) 与研究的生物类群或生物群落以及指定的项目目标具有生态相关性；2) 对环境压力敏感，其响应能够与自然变化区分开来。

可以选择以下 6 大类代表性参数：1) 代表生物类群多样性或多样化的丰富度参数；2) 代表同一性及优势度的物种组成参数；3) 代表干扰敏感性和耐受性参数；4) 生物多样性参数；5) 代表取食策略及功能团的食性或习性参数；6) 生物量参数。表 1 所示为分别适用于河流的着生藻类、大型底栖动物候选参数。

C. 核心参数筛选

1) 参数值分布范围分析。

检查候选参数的数值范围，筛除以下两类参数：a. 随干扰增强参数变化幅度减小的参数，

这类参数不易准确区分受不同干扰程度的水体，不适宜用于生物评价；同理，随干扰增加参数变化幅度过大的指标，也不适宜用于生物评价；b.在参照位点范围内自身变化性较大的参数无法有效区分不同环境条件下的位点。

每个候选参数必须有足够大的信息量，以及特定范围的变异性，可以在位点类型和生物状态之间进行区分。部分适用的候选参数见表 11。

表 11 一些适用于河流大型底栖动物和着生藻类的候选参数

	丰富度参数	物种组成参数	耐受性参数	食性/习性参数
着生藻类	分类单元总数 常见硅藻分类单元总数 硅藻分类单元总数	%群落相似性 %活体硅藻 硅藻（香农）多样性指数	%耐受性种类 %敏感性种类 %畸变硅藻 %耐酸性种类 %耐碱性种类 %嗜中性种类	%运动型种类 叶绿素 a %耐污种类 %富营养化种类
大型底栖动物	分类单元总数 EPT 分类单元数 蜉蝣目分类单元数 襀翅目分类单元数 毛翅目分类单元数	%EPT %蜉蝣目 %摇蚊科	敏感性种类数量 %耐受性种类 Hilsenhoff 生物指数 (HBI) %优势种	黏附性分类单位数量 %黏附性 %滤食者 %刮食者

注：表 10 中参数仅为部分适用候选参数，可以根据研究区特点和监测能力增加或删除。

2) 识别能力分析。

采用箱线图及 IQ 值记分法（图 5-1），判断哪些生物参数能够最佳区分参照位点和人为干扰位点；绘制参数值与各类环境压力之间的关系图，或采用多变量排序模型，阐明候选生物参数与环境之间的响应关系。选择具有最强识别力的生物参数，为评价未知位点的生物状态提供最优置信度。

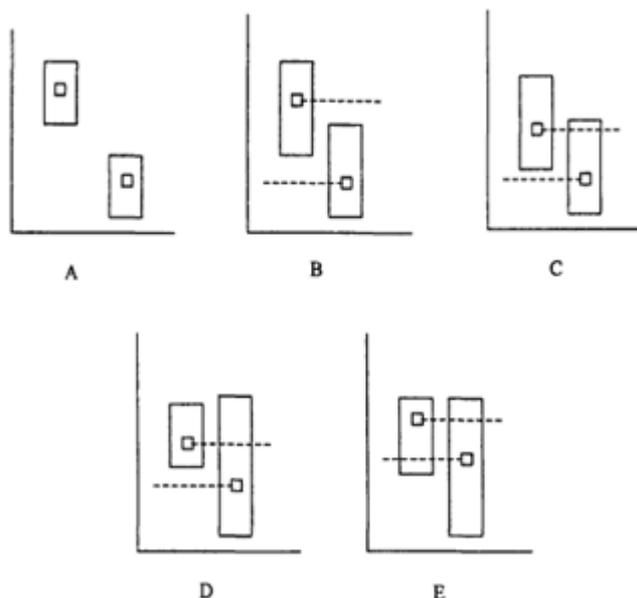


图 1 参数 IQ 值记分法

注：箱体表示 25%至 75%分位数分布范围，箱体内方块表示中位数， $IQ \geq 2$ 的参数方可通过筛选。A： $IQ=3$ 分，箱体无任何重叠；B： $IQ=2$ 分，箱体有小部分重叠，但中位数都在对方箱体之外；C： $IQ=1$ 分，箱体大部分重叠，但至少有一方的中位数处于对方箱体范围外；D 和 E： $IQ=0$ 分，一方箱体在另一方箱体范围内，或双方的中位数都在对方箱体范围内。

3) 冗余度分析

采用相关分析，检验各项参数反映信息的独立性，根据相关系数的大小确定生物指数所反映的信息的重叠度，使最后构成指标体系的每个参数都至少提供一个新的信息，而不是重复信息。

D.生物完整性指数构建

1) 记分基准确定。

对生物指标进行记分的目的是统一评价量纲，目前常用 0~10 赋分法。

0~10 连续赋分法的赋分原则是：正向参数， $V_i' = 10V_i/V_{95\%R}$ ；反向参数， $V_i' = 10(1 - V_i/V_{95\%I})$ 。其中， V_i' 为标准化后的参数， V_i 为参数值， $V_{95\%R}$ 为参照点的 95%分位数， $V_{95\%I}$ 为受损点的 95%分位数。

2) 指数集成。

各个核心参数记分值的总和，即为生物完整性指数值。

3) 指数检验。

建立参照位点和受损位点 IBI 分值的箱线图，检验评价方法可否对两类位点进行有效区分。如果 IQ 值 ≥ 2 ，则可认为该生物完整性指数有效。

E.评价标准

生物完整性指数的评价标准，可以采用以下方法：

a.参照位点指数值分布的 25%分位数法——如果位点的指数值大于 25%分位数，则表示该位点受到的干扰很小，小于 25%分位数的分布范围，根据需要 4 等分，分别代表不同的环境状态；

b.所有位点指数值分布的 95%分位数法——以 95%分位数为最佳值，低于该值的分布范围进行 5 等分，靠近 95%分位数值的一等分代表位点所受干扰较小。

c.一般 IBI 常用评价标准划分等级为 5 级，由高到低分别定义为：优秀、良好、中等、较差、很差。

最终指南对各项水生生物指评价结果进行了赋分要求，具体见表 12。

表 12 水生生物指标评价等级及赋分

BMWP 记分值 (不可涉水河流)	BMWP 记分值 (可涉水溪流)	Hilsenhoff 指数 (BI 生物指数)	生物学污染指数	Shannon-Wiener 指数	硅藻指数 (CDI)	IBI 指数	水质状况	赋分
$43 \leq$ BMWP	$181 \leq$ BMWP	$BI < 3.9$	$BPI < 0.1$	$H \geq 3.0$	$CDI \leq 30$	优秀	优秀	5
$32 \leq$ BMWP	$136 \leq$	$3.9 \leq BI < 5.4$	$0.1 \leq BPI <$	$2.0 \leq H <$	$30 < CDI \leq$	良	良好	4

<43	BMWP<180		0.5	3.0	50	好		
22≤ BMWP<32	91≤ BMWP<135	5.4≤BI<7.0	0.5≤BPI<1.5	1.0≤H<2.0	50<CDI≤60	中等	中等	3
11≤ BMWP<22	45≤ BMWP<90	7.0≤BI<8.5	1.5≤BPI<5	0<H<1.0	60<CDI≤60	较差	较差	2
BMWP≤10	BMWP≤44	BI≥8.5	BPI≥5	H=0	CDI>70	很差	很差	1

5.10.4 松花江流域生物完整性指数（IBI）评价案例

5.10.4.1 评价要点

生物完整性指数（IBI）评价法涵盖的信息相对于单个生物指数评价法更全面、丰富，可以得到更科学、更有针对性的评价结果。适用于在流域尺度从完整性角度对水生态环境质量开展评价。IBI 方法的重点在于确定参照位点和选择候选生物参数。

参照条件在满足本指南原则性要求的基础上，可采用已有文献方法，也可根据研究区情况具体确定；主要是依据土地使用方式、生境质量和水质理化指标、指示性生物指标等确定参照状态。

候选生物参数必须符合以下条件：①与研究的生物类群或生物群落以及指定的项目目标具有生态相关性；②对环境压力具有敏感性，其响应能够与自然变化区分开来。根据本指南中提供的参数选择方法，一般选择以下 6 大类代表性参数：①代表生物类群多样性或多样化的丰富度参数；②代表优势度的物种组成参数；③代表敏感性和耐受性参数；④生物多样性参数；⑤代表取食策略及功能团的食性或习性参数；⑥生物量参数。在得到的候选参数基础上严格按照敏感性、相关性等筛选参数的方法进行，即可得到用于流域评价的核心参数，建立起针对各流域有专一性的 IBI 评价体系。

5.10.4.2 IBI 评价案例

（1）研究区域概况

案例以松花江流域为研究区域，研究的河流包括黑龙江、松花江干流、牡丹江、嫩江、梧桐河和第二松花江，涵盖了流域主要的支流、水系。松花江流域跨黑龙江省、吉林省、内蒙古自治区三省区，流域面积为 53.33 万 km²。底质多以泥沙、碎石和卵石为主，水质轻微浑浊。

（2）生物样品的采集

2012 年 6~7 月，对松花江流域研究区 30 个采样点进行了底栖动物和着生藻类的采样调查。底栖动物和着生藻类的采样和分析依据本标准相关内容进行。获取各位点监测类群的定性定量数据。

表 13 候选生物参数

生物类群	丰富度	物种组成	耐受性/敏感性
底栖动物	总分类单元数 (M1)	优势种比例 (M3)	Hilsenhoff 生物指数 (HBI) (M17)
	密度 (M2)	敏感种分类单元比例 (M8)	生物学污染指数 (BPI) (M18)
	EPT 分类单元数 (M4)	敏感种数量比例 (M10)	BMWP 记分系统 (M25)
	EPT 密度 (M5)	耐污种分类单元比例 (M12)	Palmer 指数 (M24)
	摇蚊分类单元数 (M6)	耐污种数量比例 (M14)	
	敏感种分类单元数 (M7)	Shannon-Wiener 多样性指数 (M15)	
	敏感种数量 (M9)	Margalef 丰富度指数 (M16)	
	耐污种分类单元数 (M11)		
着生藻类	耐污种数量 (M13)		
	着生藻类分类单元数 (M19)	Shannon-Wiener 多样性指数 (M22)	优势种的污染指数值 (M21)
	着生藻类密度 (M20)	Pielou 均匀度指数 (M23)	

注：EPT 指底栖动物中的蜉蝣目 (E) + 襁翅目 (P) + 毛翅目 (T) 三个目的总合。

①采用箱线图 (box-plot) 及 IQ 值记分法, 对参照位点和监测位点的候选参数进行敏感性分析。选择 $IQ \geq 2$ 的参数进行相关性分析。

②对候选指数进行 Pearson 相关性分析, 参照 Butcher 等的方法, 参数间的相关系数 $|r| > 0.75$ 时, 则选择其中一个; $|r| < 0.75$ 的参数, 可直接保留。

③采用 0-10 赋分法对筛选出的核心参数进行记分, 统一量纲。

④将各个核心参数记分值加合计算 IBI 的值。

⑤IBI 的评价标准, 采用所有位点指数值分布的 95% 分位数法: 以 95% 分位数为最佳值, 低于该值的分布范围进行 5 等分, 评价等级按照指数分值由高到低分别定义为: 优、良好、一般、较差、很差。

生物各参数间的 Pearson 相关分析在 SPSS 15.0 中完成。

(5) IBI 的建立

①识别能力分析 (指数敏感性分析)。

根据参照位点的确定方法, 从 30 个采样点中筛选出 10 个点位作为参照位点, 为 S1~S10; S11~S30 共 20 个位点存在一定程度的受损情况, 作为监测位点。通过 IBI 建立的参数筛选方法, 对底栖动物总分类单元数 (M1)、密度 (M2)、优势种比例 (M3)、EPT 分类单元数 (M4)、EPT 密度 (M5)、摇蚊分类单元数 (M6)、敏感种分类单元数 (M7)、敏感种分类单元比例 (M8)、敏感种数量 (M9)、敏感种数量比例 (M10)、耐污种分类单元数 (M11)、耐污种分类单元比例 (M12)、耐污种数量 (M13)、耐污种数量比例 (M14)、Shannon-Wiener 多样性指数 (M15)、Margalef 丰富度指数 (M16)、Hilsenhoff 生物指数 (HBI) (M17)、生物学污染指数 (BPI) (M18)、着生藻类总分类单元数 (M19)、密度 (M20)、优势种的污染指数值 (M21)、Shannon-Wiener 多样性指数 (M22)、Pielou

均匀度指数 (M23)、Palmer 指数 (M24)、BMWP 记分系统 (M25) 共 25 个候选参数进行敏感性分析, 得出 M1、M4、M5、M7、M8、M9、M10、M17、M25 9 个参数的敏感性比较好 (见图 3), 可以区分干扰位点和未干扰位点的生物质量状况, 将 9 个参数进行下一步相关性分析。

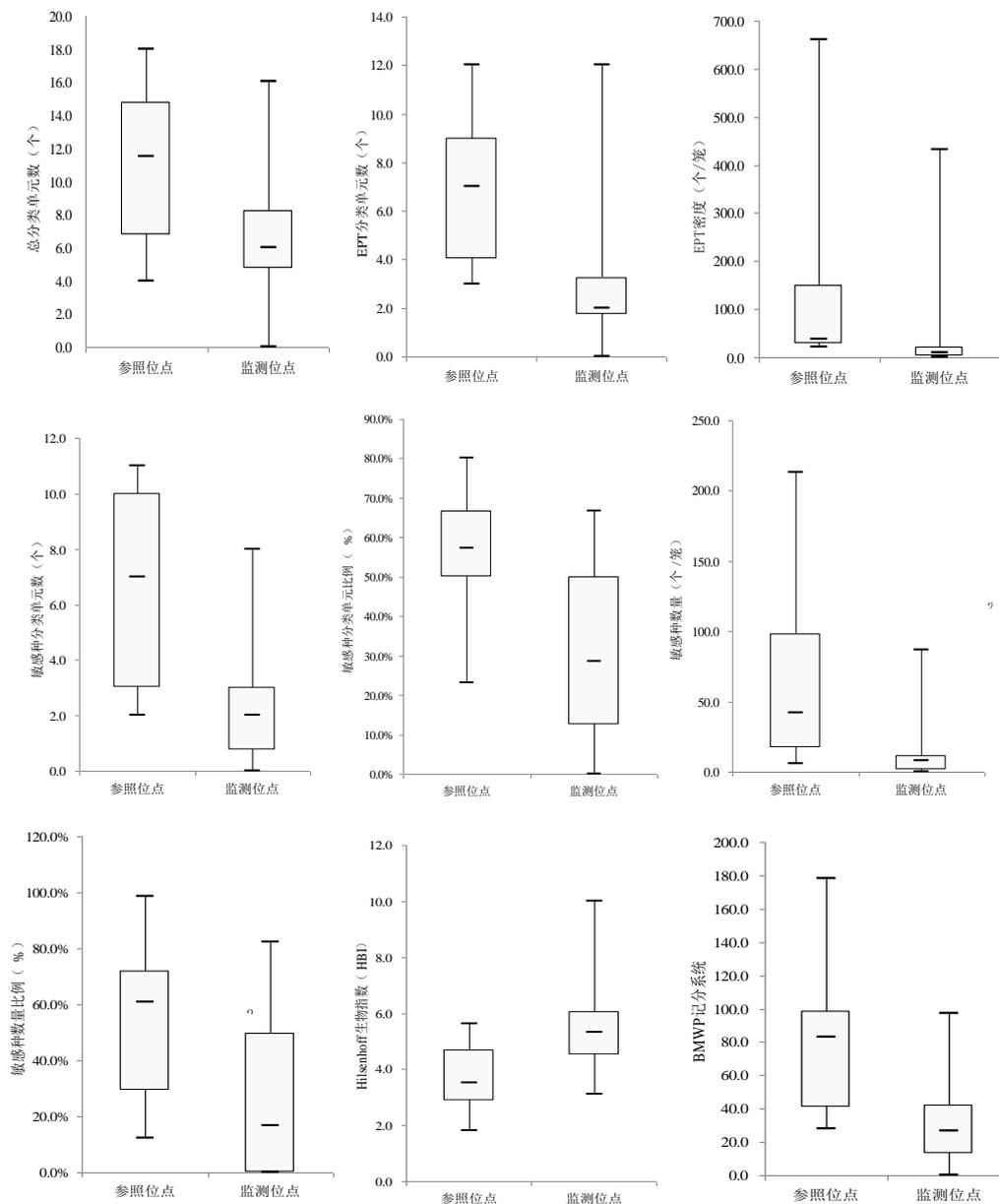


图 3 9 个参数的箱线图分析结果

②指数冗余度分析。

对以上敏感度较好的 9 个参数进行 Pearson 相关性分析, 结果如表 14 所示, M5、M9 的 $|r| < 0.75$, 可以直接保留参与评价; 另有 4 组参数的 $|r| > 0.75$, 需要从这四组中筛选去除重复信息的参数: M1 与 M4、M7、M25; M4 与 M7、M25; M7 与 M8、M25; M10 与 M17。M1 携带的信息量大, 保留 M1; M4 反映了敏感种的信息, 保留 M4; 上一组舍去了 M7 和 M25, 此组保留 M8; M17 反映了物种耐污程度的信息, 保留 M17。所以, 最后筛

选出 M1、M4、M5、M8、M9、M17 作为核心参数构成松花江 IBI 评价的指标。

表 14 9 个参数的 Pearson 相关性分析结果

参数	M1	M4	M5	M7	M8	M9	M10	M17	M25
M1	1								
M4	.871**	1							
M5	.500**	.662**	1						
M7	.863**	.939**	.533**	1					
M8	.511**	.700**	.327	.778**	1				
M9	.460*	.560**	.570**	.520**	.410*	1			
M10	.320	.391*	.023	.487**	.675**	.577**	1		
M17	-.332	-.409*	-.113	-.444*	-.565**	-.480**	-.820**	1	
M25	.748**	.795**	.342	.802**	.596**	.416*	.317	-.365*	1

注：**表示在0.01 水平（双侧）上显著相关；*表示在 0.05 水平（双侧）上显著相关

这 6 项核心指标包含了物种种类、敏感物种丰度、敏感物种种类和比例、及物种耐污程度等几方面的信息。其中总分类单元数、EPT 分类单元数、敏感种丰度等这些指标也是在辽河、漓江等其他水体常用到的 IBI 评价指标。

③核心指数记分基准确定（统一量纲）。

采用 0~10 赋分法将筛选出的 6 个核心参数统一量纲，进行归一化处理，统计结果见表 15，将统一量纲后的参数值加合即可计算各位点的 IBI 总分。

0~10 连续赋分法的赋分原则是：正向参数， $V_i' = 10V_i/V95\%R$ ；反向参数， $V_i' = 10(1 - V_i/V95\%I)$ 。其中， V_i' 为标准化后的参数， V_i 为参数值， $V95\%R$ 为参照点的 95% 分位数， $V95\%I$ 为受损点的 95% 分位数。

表 15 核心参数归一化的统计结果

编号	参数	M1		M4		M5		M8		M9		M17	
		O	S	O	S	O	S	O	S	O	S	O	S
S1	松花江口上	17	9.7	12	10.4	177.0	3.8	59%	7.4	115.0	6.8	3.5	6.4
S2	东港	15	8.5	11	9.5	660.0	14.4	67%	8.4	82.0	4.9	5.6	4.2
S3	江南屯	14	8.0	9	7.8	68.5	1.5	79%	9.9	60.5	3.6	4	5.8
S4	呼兰河口下	13	7.4	4	3.5	45.5	1.0	23%	2.9	13.5	0.8	5.2	4.6
S5	梧桐河口内	18	10.3	9	7.8	27.0	0.6	56%	7.0	103.0	6.1	2.7	7.2
S6	小二沟	9	5.1	7	6.1	28.0	0.6	67%	8.4	16.0	0.9	3.4	6.5
S7	宝山	10	5.7	7	6.1	29.0	0.6	80%	10.1	24.0	1.4	2.6	7.3
S8	博霍头	4	2.3	3	2.6	22.0	0.5	50%	6.3	6.0	0.4	4.9	4.9
S9	瀑布下	4	2.3	3	2.6	215.0	4.7	50%	6.3	213.0	12.6	1.8	8.1
S10	江桥	6	3.4	4	3.5	31.0	0.7	50%	6.3	21.0	1.2	3.5	6.4
S11	佳木斯上	6	3.4	3	2.6	6.0	0.1	67%	8.4	7.0	0.4	5.3	4.5
S12	佳木斯下	9	5.1	4	3.5	10.0	0.2	56%	7.0	11.0	0.7	4.5	5.3

S13	同江	16	9.1	12	10.4	432.0	9.4	50%	6.3	87.0	5.2	5.2	4.6
S14	阿什河口下	9	5.1	2	1.7	14.0	0.3	22%	2.8	6.5	0.4	5.3	4.5
S15	大顶子山	7	4.0	3	2.6	55.0	1.2	29%	3.6	11.0	0.7	5.1	4.7
S16	柴河	3	1.7	0	0.0	0.0	0.0	0%	0.0	0.0	0.0	5.6	4.2
S17	巴林	10	5.7	3	2.6	3.0	0.1	20%	2.5	2.0	0.1	6.5	3.2
S18	成吉思汗	6	3.4	5	4.3	8.0	0.2	50%	6.3	6.0	0.4	3.4	6.5
S19	拉哈	5	2.8	3	2.6	43.0	0.9	60%	7.6	37.0	2.2	3.1	6.8
S20	浏园	6	3.4	4	3.5	30.0	0.7	50%	6.3	8.0	0.5	5	4.8
S21	富上	5	2.8	2	1.7	11.0	0.2	40%	5.1	13.0	0.8	3.3	6.6
S22	溪浪口	8	4.6	1	0.9	1.0	0.0	25%	3.2	12.0	0.7	4.5	5.3
S23	宝龙桥	0	0.0	0	0.0	0.0	0.0	0%	0.0	0.0	0.0	10	-0.4
S24	刘珍屯	1	0.6	0	0.0	0.0	0.0	0%	0.0	0.0	0.0	5.5	4.3
S25	靠山南楼	7	4.0	2	1.7	8.0	0.2	29%	3.6	8.0	0.5	9.4	0.2
S26	松花江村	2	1.1	0	0.0	0.0	0.0	0%	0.0	0.0	0.0	5.9	3.9
S27	松林	6	3.4	2	1.7	14.5	0.3	17%	2.1	11.0	0.7	9.6	0.0
S28	朱顺屯	6	3.4	2	1.7	17.5	0.4	0%	0.0	0.0	0.0	5.8	4.0
S29	大山	4	2.3	2	1.7	2.0	0.0	50%	6.3	2.0	0.1	7.6	2.1
S30	肇源	12	6.8	5	4.3	73.0	1.6	42%	5.3	59.0	3.5	3.9	5.9

注：“O”表示原参数值，“S”表示归一化后的参数值。

④计算 IBI 值。

生物完整性指数的评价标准，可以采用以下两种方法：

a：参照位点指数值分布的 25%分位数法——如果位点的指数值大于 25%分位数，则表示该位点受到的干扰很小，小于 25%分位数的分布范围，根据需要 4 等分，分别代表不同的环境状态；

b：所有位点指数值分布的 95%分位数法——以 95%分位数为最佳值，低于该值的分布范围进行 5 等分，靠近 95%分位数值的一等分代表位点所受干扰较小。

c：一般 IBI 常用评价标准划分等级为 5 级，由高到低分别定义为：优、良好、中等、较差、很差。

本方法将表 2 中各核心参数统一量纲后的值加合计算各位点的 IBI 总分（见表 16）。采用所有位点指数值分布的 95%分位数法，划分 IBI 的评价等级，评价等级按照指数分值由高到低分别定义为：优、良好、一般、较差、很差（见表 17）。

表 16 IBI 值和评价结果

采样点编号	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
IBI值	44.5	49.9	36.6	20.2	39.0	27.6	31.2	16.9
IBI评价结果	优	优	优	一般	优	良好	良好	较差
采样点编号	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16
IBI值	36.6	21.5	19.5	21.8	45.0	14.9	16.7	5.9
IBI评价结果	优	一般	一般	一般	优	较差	较差	很差

采样点编号	S17	S18	S19	S20	S21	S22	S23	S24
IBI值	14.3	21.1	22.9	19.1	17.2	14.6	0.0	4.9
IBI评价结果	较差	一般	一般	一般	较差	较差	很差	很差
采样点编号	S25	S26	S27	S28	S29	S30		
IBI值	10.2	5.0	8.2	9.5	12.6	27.5		
IBI评价结果	较差	很差	很差	较差	较差	良好		

表 17 IBI 评价等级划分标准

评价等级	优	良好	一般	较差	很差
IBI 值	>35.84	26.88~35.84	17.92~26.88	8.96~17.92	<8.96

⑤IBI 有效性验证。

对建立的 IBI 评价体系进行有效性的验证分析，确保构建的 IBI 的科学性和有效性。从参照位点和监测位点 IBI 的箱线图比较结果（见图 4）可以看出，两个箱体没有重叠区域，说明建立的 IBI 评价指标可以有效区分未显著受干扰位点（参照位点）与受干扰位点（监测位点）的状态，评价指标适用于松花江流域的水生态环境质量评价。

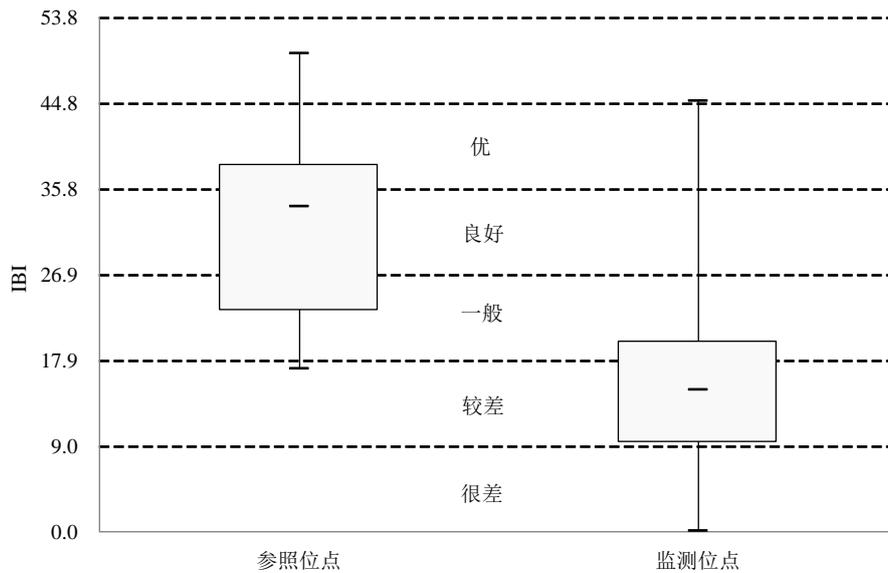


图 4 参照位点和监测位点的箱线图分析结果

(6) 评价结果

根据表 5-12 中 IBI 评价等级划分标准，对 30 个位点的水生态环境质量进行了评价，评价结果如表 5-11 所示。目前松花江流域各位点 30.0%水生态质量状况为优和良好，23.3%为一般；46.7%为较差和很差，说明流域内近一半区域的水生态质量存在不同程度的受损。

5.10.5 水生态环境质量综合评价

综合评价部分是综合三要素的监测评价结果，进行水生态环境质量综合评估。目前 EPA 通常是采用以生物表征水生态的方式进行评价，欧盟以三要素最低评价结果进行评价，由于

各国管理的目标不同，这些综合评价方法并不适合完全采纳。在我国生态环境部印发的《流域生态健康评估技术指南（试行）》中采用了操作方便的加权赋分的方法对多要素进行综合打分，水利部《河湖健康评估技术导则（征求意见稿）》中也采用了同样的方式进行，综合评价方式更易于操作，更符合当前管理的需求，所以本指南也采用加权赋分基本思路进行综合评价，通过构建河流水生态环境质量综合评估指数（Water eco-environment quality index, WEQI_{river}），以该指数表示各评估单元和水环境整体的质量状况，实现综合评价。具体技术内容规定如下：

5.10.5.1 综合评价方法

本技术指南利用综合指数法进行水生态环境质量综合评估，通过水化学指标和水生生物指标加权求和，构建河流水生态环境质量综合评价指数（Water eco-environment quality index, WEQI_{river}），以该指数表示各评估单元和水环境整体的质量状况。

$$WEQI_{river} = \sum_{i=1}^n x_i w_i$$

式中：WEQI_{river}——河流水生态环境质量综合评价指数；

x_i ——评价指标分值， w_i 指评价指标权重。

本技术指南在综合评价时暂时考虑水化学指标、大型底栖动物指标、着生藻类指标，其分值范围及建议权重见表18。

表 18 水生态环境质量综合评价公式说明表

指标	分值范围	建议权重
水化学指标	1~5	0.4
生境指标	1~5	0.2
水生生物指标 a	1~5	0.4

注：^a水生生物指标若单独用大型底栖动物或着生藻类评价，建议权重为 0.4；若同时使用大型底栖动物和着生藻类评价，建议采用最差评价结果代表水生生物评价结果。

5.10.5.2 标准与分级

根据水生态环境质量综合评价指数（WEQI_{river}）分值大小，将水生态环境质量状况等级分为五级，分别为优秀、良好、一般、较差和很差，具体指数分值和质量状况分级详见表19。

表 19 水生态环境质量状况分级标准

水生态环境质量状况	优秀	良好	中等	较差	很差
综合指数（WEQI _{river} ）	WEQI>4	4≥WEQI>3	3≥WEQI>2	2≥WEQI>1	WEQI≤1
表征颜色	蓝色	绿色	黄色	橙色	红色

5.10.5.3 生物评价方法的选择和校验

确定了监测评价计划后，根据研究区域尺度和具备的条件，参照图 5-6 选择适用的生物评价方法。

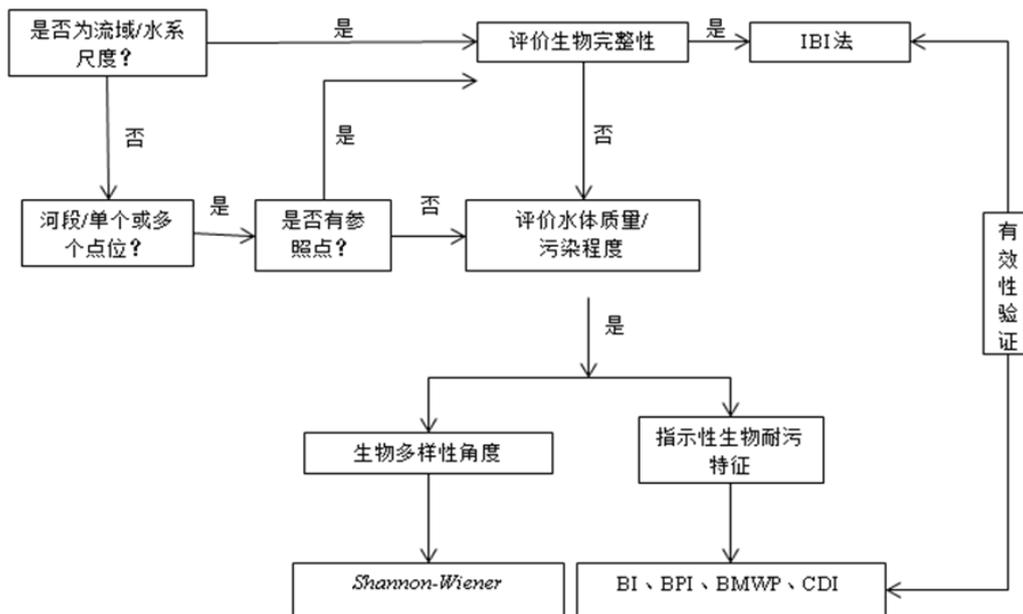


图 5 生物评价方法选择技术路线

注：生物指数在选择应用时，应对选择的评价方法的适用性进行有效性验证，IBI 评价方法按照本指南 9.3.2.8 IBI 评价方法相关验证内容进行；其他生物指数的验证方法参照如下方法，即对监测区域水质和生境相对较好的对照位点和其他相对较差位点的生物指数结果做箱线图分析，若 IQ 值 ≥ 2 ，则选择评价的方法有效，否则应尽可能选择其他满足条件的生物指数。

6 标准实施建议

本标准针对溪流（可涉水河流）和大型河流（不可涉水河流），规定了水生态监测的监测要素，包括监测频次与时间、点位设置、参照状态的确定；水环境质量状况调查，生境调查的内容；重点规定了大型底栖无脊椎动物、着生藻类的野外采样方法、保存方式、实验室内鉴定方法；质量保证和质量控制等内容。同时规定了河流水生态质量评价中使用的生物评价方法、生境评价方法、水质评价方法以及水生态环境质量综合评价方法及技术路线。本指南可支撑现有水生态监测管理，规范河流水生态环境质量的监测和评价。

7 参考文献

- [1] Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), 2002.
- [2] Clean Water Act, Federal government of the United States, 1972.
- [3] USEPA. Rapid bioassessment Protocols for use in Wadeable Streams and Rivers, 2nd Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. 1999.
- [4] Flotemersch, J.E., Stribling, J.B., Paul, M.J. Concepts and Approaches for the Bioassessment of Non-wadeable Streams and Rivers. EPA 600-R-06-127. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. 2006.
- [5] Lazorchak, J.M., B.H. Hill, D.K. Averill, D.V. Peck, and D.J. Klemm (editors). Environmental monitoring and assessment program—surface waters: field operations and methods for measuring for measuring the ecological

- condition of non-wadeable rivers and streams. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. 2000.
- [6] Moulton, S.R. II, J.G. Kennen, R.M. Goldstein, and J.A. Hambrook. Revised protocols for sampling algal, invertebrate, and fish communities as part of the national water-quality assessment program. USGS Open-File Report 02-150. US Geological Survey, Reston, Virginia. 2002.
- [7] USEPA. National Rivers and Streams Assessment 2018/19: Field Operations Manual Wadeable. EPA-841-B-17-003a. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC. 2018.
- [8] USEPA. National Rivers and Streams Assessment 2018/19: Field Operations Manual Non-Wadeable. EPA-841-B-17-003b. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC. 2019.
- [9] Hart B T, Davies P E, Humphrey C L, *et al.* Application of the Australian river bioassessment system (AUSRIVAS) in the Brantas River, East Java, Indonesia [J]. *Journal of Environmental Management*, 2001, 62: 93 - 100.
- [10] 张杰, 蔡德所, 曹艳霞, 等. 评价漓江健康的RIVPACS预测模型研究[J]. *湖泊科学*, 2011, 23(1): 73-79.
- [11] Barbour M T, Gerritsen J, Snyder B D, *et al.* Rapid bio-assessment protocols for use in streams and wadeable rivers: pe-riphyton, benthic macroinvertebrates and fish, second edition [M]. *Washington DC: EPA 841-B-99-002. U.S. Environment Protection Agency; Office of Water*, 1999: 1-10.
- [12] 张远, 赵瑞, 渠晓东, 等. 辽河流域河流健康综合评价方法研究[J]. *中国工程学报*, 2013, 15 (3): 11-18.
- [13] 张远, 徐成斌, 马溪平, 等. 辽河流域河流底栖动物完整性评价指标与标准[J]. *环境科学学报*, 2007, 27(6) : 919-927.
- [14] 刘明典, 陈大庆, 段辛斌, 等. 应用鱼类生物完整性指数评价长江中上游健康状况[J]. *长江科学院院报*, 2010, 27 (2) 1-6.
- [15]任丽萍. 嘉陵江四川段梯级开发的多尺度健康评价研究. 重庆大学, 2012.
- [16]Yintao Jia, Xiaoyun Sui , Yifeng Chen. Development of a fish-Based index of biotic integrity for wadeable streams in southern China [J]. *Environmental Management*, 2013, 52: 995–1008.
- [17]郑丙辉, 张远, 李英博. 辽河流域河流栖息地评价指标与评价方法研究[J]. *环境科学学报*, 2007, 27 (6): 928-936.
- [18]张楠, 孟伟, 张远, 郑丙辉, 等. 辽河流域河流生态系统健康的多指标评价方法[J]. *环境科学研究*, 2009, 22 (2) :162-170.
- [19]Yung-Chul Jun , Doo-Hee Won , Soo-Hyung Lee, *et al.* A multimetric benthic macroinvertebrate index for the assessment of stream biotic integrity in Korea [J]. *Int. J. Environ. Res. Public Health* , 2012, 9: 3599-3628.
- [20]Simpson JC, Norris R H, Wright J F, *et al.* Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques [M]. *Freshwater Biological Association Ambleside, UK*, 2000.
- [21] 吴阿娜. 河流健康评价: 理论、方法与实践. 华东师范大学, 2008.
- [22] Karr J P. Assessment of biotic integrity using fish communities [J]. *Fisheries*, 1981, 6 (6): 21-27.
- [23] Ligeiro, R., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., *et al.* Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness[J]. *Ecol. Ind.* 2013, 25: 45–57.
- [24]Lane, C.R., Brown, M.T.. Diatoms as indicators of isolated herbaceous wetland condition in Florida, USA [J]. *Ecol. Ind.* 2007, 7: 521–540.
- [25]Kane, D.D., Gordon, S.I., Munawar, M., *et al.* The planktonic index of biotic integrity (P-IBI): an approach for

- assessing lake ecosystem health [J]. *Ecol. Ind.* 2009, 9: 1234–1247.
- [26]Renata Ruaro, éder André Gubiania. A scientometric assessment of 30 years of the index of biotic integrity in aquatic ecosystems-applications and main flaws[J]. *Ecological Indicators*, 2013, 29: 105-110.
- [27]Bernet Catch. How to define, assess and monitor the ecological status of rivers, lakes and costal waters. Regional Implementation of the EU Water Framework Directive in the Baltic Sea Catchment[R]. BERNET CATCH Theme Report, Denmark, 2006.
- [28]Syke. Reporting according to the art. 5 of the water framework directive 3/2005 - guidance to the regional environment centres and the river basin districts[R]. Finnish Environment Institute, 2004.
- [29]Jochen Schaumburg, Christine Schranz, Julia Foerster, et al. Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive [J]. *Limnologica*, 2004, 34: 283–301.
- [30]Martin Griffiths, Reinder Torenbeek, Simon Spooner, 韩艳利编著（黄河流域水资源保护局翻译）.欧洲生态和生物监测方法及黄河实践.郑州：黄河水利出版社.
- [31]Fyn County. Odense Pilot River Basin. Provisional Article 5 report pursuant to the Water Framework Directive[R]. Fyn County, 2003.
- [32]National Environmental Research Institute (NERI)(2004b). Ecological monitoring in streams and onnear-stream areas under NOVANA 2004-2009[S]. Technical guidelines from NERI, no. 21, 128 pp. (In Danish).
- [33]Skriver, J., Friberg, F., Kirkegaard, J. Biological assessment of running waters in Denmark: introduction of the Danish Stream Fauna Index [J]. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 2000, 27: 1822-1830.
- [34]Martyn Kelly, Cathy Bennett, Michel Coste, et al. A comparison of national approaches to setting ecological status boundaries in phytobenthos assessment for the European Water Framework Directive: results of an intercalibration exercise. *Hydrobiologia*, 2009, 621(1): 169-182.
- [35]James R. Karr. Seven Foundations of Biological Monitoring and Assessment [J]. *Biologia Ambientale*, 2006, 20 (2): 7-18.
- [36]Karr, J.R., Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management [J]. *Ecol.* 1991, 1, 66–84.
- [37]Beck, M.W., Hatch, L.K., Vondracek, B., et al. Development of a macrophyte-based index of biotic integrity for Minnesota lakes [J]. *Ecol. Ind.* 2010, 10: 968–979.
- [38]J. M. Faustini, P. R. Kaufmann, A.T. Herlihy, et al. Assessing stream ecoosysem condition in the United States[J]. *ECS*, 2009, 90(36): 309-320.
- [39]Darcilio F. Baptista Daniel F. Buss, Mariana Egler Alexandre Giovanelli, Mariana P. Silveira Jorge L. Nessimian. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil[J]. *Hydrobiologia*, 2007, 575: 83-94.
- [40]Jan Breine, Ilse Simoens, Peter Goethals, et al. A fish-based index of biotic integrity for upstream brooks in Flanders (Belgium) [J]. *Hydrobiologia*, 2004, 522: 133–148.
- [41]Brian M. Weigel and Jeffrey J. Dimick. Development, validation, and application of a macroinvertebrate-based Index of Biotic Integrity for nonwadeable rivers of Wisconsin[J]. *J. N. Am. Benthol.*

- Soc., 2011, 30 (3): 665–679.
- [42]Lee, S.W., Hwang, S.J., Lee, J.K., et al. Overview and application of national aquatic ecological monitoring program (NAEMP) in Korea [J]. *Ann. Limnol. Int. J. Lim.* 2011, 47, S3-S14.
- [43]Moya, N., Hughes, R.M., Domínguez, E., et al. Macroinvertebrate-based multimetric predictive models for evaluating the human impact on biotic condition of Bolivian streams [J]. *Ecol. Ind.* 2011, 11: 840–847.
- [44]Pont, D., Hughes, R.M., Whittier, T.R., Schmutz, S.. A predictive index of biotic integrity model for aquatic-vertebrate assemblages of western U.S. streams.[J]. *Trans. Am. Fish. Soc.* 2009, 138: 292–305.
- [45]USEPA. Concepts and approaches for the bioassessment of non-wadeable streams and rivers (EPA/600/R-06/127) [S]. Washington DC: Office of Research and Development, 2006.
- [46]Simpson, J. C. and R. H. Norris. Biological assessment of river quality: development of AUSRIVAS models and outputs. 2000, 125-142 in J. F. Wright, D. W. Sutcliffe, and M. T. Furse (editors). *Assessing the biological quality of freshwaters: RIVPACS and other techniques*[M]. Freshwater Biological Association, Ambleside, Cumbria, UK, 2000.
- [47]Hawkins, C. P. and M. R. Vinson. Weak correspondence between landscape classifications and stream invertebrate assemblages: implications for bioassessment [J]. *Journal of the North American Benthological Society*, 2000, 19: 501-517.
- [48]Eric G. Hargett, Jeremy R. ZumBerge, and Charles P. Hawkins. Development of a RIVPACS model for wadeable streams of Wyoming [M]. WY: Wyoming Department of Environmental Quality - Water Quality Division, 2005.
- [49]Marchant R, Hirst A, Norris R H, et al. Classification of macroinvertebrate communities across drainage basins in Victoria: consequences of sampling on a broad spatial scale for predictive modeling [J]. *Freshwater Biology*, 1999, 41(2): 253-268.
- [50]M. Ferréol, A. Dohet, H.-M. Cauchie, et al. An environmental typology of freshwater sites in Luxembourg as a tool for predicting macroinvertebrate fauna under non-polluted conditions [J]. *Ecological Modelling*, 2008, 212, (1-2): 99–108.
- [51]E. Turak and K. Koop. Use of rare macroinvertebrate taxa and multiple-year data to detect low-level impacts in rivers [J]. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 2003, 6 (2): 167–175.
- [52]Felo M J, Reynoldson T B, Ferreira V et al. A predictivemodel for freshwater bioassessment (Mondego River, Portugal) [J]. *Hydrobiologia*, 2007, 589 (1): 55-68.
- [53]流域生态健康评估技术指南，2013年3月。
- [54]地表水环境质量标准（GB 3838-2002），2002年2月。
- [55]中华人民共和国水利部。河湖健康评估技术导则（送审稿）。
- [56]黄宝强，李荣昉，曹文洪。河流生态系统健康评价及其对我国河流健康保护的启示[J]。 *安徽农业科学*，2011，39(8)：4600-4602，4641。
- [57]Schofield N J ,Davies P E. Measuring t he health of our rivers [J]. *Water*, 1996, 5 - 6 (23) : 39-43.
- [58]An K G, Park S S ,Shin J Y. An evaluation of a river health using the index of biological integrity along with relations to chemical and habitat conditions [J]. *Environment International*, 2002 , 28: 411-420.
- [59]赵彦伟，杨志峰。河流健康：概念、评价方法与方向[J]。 *地理科学*，2005，25(1):199-124。

- [60]Norris R H, Thorns M C. What is river health [J]. *Fresh water Biology*, 1999, 41 (2): 197-210.
- [61]吴阿娜, 杨凯, 车越, 等. 河流健康状况的表征及其评价[J]. *水科学进展*, 2005, 16(4): 602-608.
- [62]耿雷华, 刘恒, 钟华平, 等. 健康河流的评价指标和评价标准[J]. *水利学报*, 2006, 37(3): 253-58.
- [63]冯彦, 何大明, 杨丽萍. 将被广泛接受的指标作为河流健康评价关键指标的可行性分析[J]. *地理研究*, 2012, 31 (3): 389-398.
- [64]叶属峰, 刘星, 丁德文. 长江河口海域生态系统健康评价指标体系及其初步评价[J]. 2007, 29 (4): 128-136.
- [65]张远, 郑丙辉, 刘鸿亮, 等.深圳典型河流生态系统健康指标及评价[J].*水资源保护*, 2006, 22 (5): 13-17, 52.
- [66]李国忱, 汪星, 刘录三, 等. 基于硅藻完整性指数的辽河上游水质生物学评价[J]. *环境科学研究*, 2012, 25(8): 852-858.
- [67]张柱. 河流健康综合评价指数法评价袁河水生态系统健康. 南昌大学, 2011.
- [68] Water quality-Guidelines for the selection of sampling methods and devices for benthic macroinvertebrates in fresh waters. ISO:10870:2012.
- [69]National Rivers and Streams Assessment-Field Operations Manual. EPA-841-B-07-009. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC. 2009.
- [70]Methods for evaluating wetland condition-Developing an invertebrate index of biological integrity for wetlands. EPA-822-R-02-019. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC. 2002.
- [71]《生物多样性观测技术导则 淡水底栖大型无脊椎动物》(HJ710.8-2014)
- [72]《河流水生态环境质量监测技术指南》. 中国环境监测总站, 2014.
- [73]《水和废水监测分析方法》第四版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [74]刘静. 东江流域底栖硅藻多样性及集合群落的研究[D] . 暨南大学, 2013.
- [75]Dong X, Li B, He F, et al. Flow directionality, mountain barriers and functional traits determine diatom metacommunity structuring of high mountain streams[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6(1):24711.
- [76]邱礼城, 韦桂峰, 李湘, 等. 广东鉴江水系底栖硅藻多样性与时空分布特征[J]. *热带亚热带植物学报*, 2016, 24(2): 197-207.
- [77] 金小伟, 王业耀, 王备新, 吕怡兵, 许人骥等. 2017. 我国流域水生态完整性评价方法构建. *中国环境监测*. 33 (1): 75-81
- [78]张汲伟, 蔡琨, 于海燕, 姜永伟, 李旭文, 周胜利, 谢志才, 王业耀, 金小伟, 王备新. 2018. 我国底栖动物水质生物监测指数和水质等级构建. *中国环境监测*. 34(6):10-18
- [79]王备新,杨莲芳.我国东部底栖无脊椎动物主要分类单元耐污值[J].*生态学报*,2004(12):2768-2775.
- [80]王备新,杨莲芳.我国底栖动物BI指数水质生物评价标准的初步建立[J].*中国农业科技导报*,2003(05):42.
- [81]Van Der Werff, A. A new method of concentrating and cleaning diatoms and other organisms [J]. *International Association of Theoretical and Applied Limnology*, 1955, 12: 276-277.
- [82]Great River Ecosystems Field Operations Manual. EPA/620/R-06/002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and development, Washington, DC. 20460.2006.
- [83]National Rivers and Streams Assessment-Laboratory Operations Manual. EPA-841-B-07-010. U.S.

Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC. 2009.

[84]地表水和污水监测技术规范（HJ/T 91-2002），2003年.