

《湟水河大型底栖无脊椎动物生物完整性
评价标准》
(征求意见稿)
编制说明

《湟水河大型底栖无脊椎动物生物完整性评价标准》

编制组

二〇二五年十一月

目 次

1 任务来源	4
2 标准制定必要性、编制依据 、编制原则	5
2.1 标准编制必要性	5
2.1.1 法律法规需求	5
2.1.2 流域管理工作需求	5
2.2 标准编制依据	6
2.3 标准编制原则	6
3 主要工作过程	6
4 国内外相关标准研究	10
5 同类工程现状调研	11
5.1 浑河-太子河大型底栖动物生物完整性评价体系构建	11
5.2 东辽河-辽河干流大型底栖动物生物完整性评价体系构建	19
6 主要技术内容及说明	24
6.1 主要技术内容	24
1 适用范围	24
2 主要内容	24
3 术语及定义	25
4 大型底栖无脊椎动物生物完整性指数构建	25
5 湟水河大型底栖无脊椎动物生物完整性评价标准	26
6 湟水河大型底栖无脊椎动物生物完整性评价标准校验	27
6.2 详细内容说明-湟水河大型底栖动物生物完整性评价标准构建	29
6.2.1 评价标准数据收集情况	29
6.2.2 生物完整性评价体系构建	30
6.2.3 生物完整性评价标准构建	38
6.2.4 生物完整性评价标准校验	38
7 标准实施的环境效益与经济技术分析	41
7.1 标准实施的环境效益分析	41
7.2 标准实施的经济技术分析	42
8 标准实施建议	42
参考文献	42
9 涉及专利情况	45
10 重大分歧意见	45

《湟水河大型底栖无脊椎动物生物完整性评价标准》

编制说明

1 任务来源

伴随着我国流域水环境管理法律法规、管理政策和管控标准的完善，各级部门在流域减污提标和末端治理技术的发展，我国地表水环境质量逐年提升并保持稳定。我国近五年（2019—2023 年）地表水环境质量总体呈现持续改善的趋势，主要体现为优良水质比例上升、劣Ⅴ类水体比例下降，以及重点流域和湖库的治理成效显著。优良水质（Ⅰ—Ⅲ类水质）比例持续上升，从 2019 年的 74.9%逐年上升至 2023 年的 89.4%；劣Ⅴ类水体比例显著下降，从 2019 年的 3.4%下降至 2013 年的 0.7%，尤其是长江、黄河等重点流域治理成效突出，如长江经济带劣Ⅴ类断面比例从 2019 年的 0.6%降至 2023 年的 0.2%。然而，我国水生态环境质量问题依然突出，表现在“人鱼争江”依然明显，重点保护水生生物物种和数量仍然未能显著改善，同时重点湖库的水华暴发态势依然严峻。为了全面改善我国重点流域水生态环境状况，国家相继于 2021 年 3 月和 2023 年 4 月起实施《中华人民共和国长江保护法》和《中华人民共和国黄河保护法》，从顶层的法律法规来约束人类生产生活活动，并有效开展保护修复工作；此外，我国“十四五”重点流域规划将“水生态”内容纳入到常规评价考核指标体系，除了关注以往的水环境指标之外，同步将水资源和水生态一并纳入管理目标体系，以上工作均标志着我国流域管理已经全面进入到水资源、水环境和水生态的“三水统筹”阶段。

为科学推动我国生态环境管理体系的完善，2021 年启动科技部重点研发专项—国家生态环境保护与风险防控标准体系与关键标准研制。其中，针对水生态环境领域设定了课题“流域水生态评价与污水资源化利用风险管控关键标准研究”。本技术指南依托于该课题，分设了“流域水生态评价标准与黄河水生态标准研究”。中国环境科学研究院承担了该标准的编制工作，参编单位有青海大学、黄河生态环境研究所和大连海洋大学等单位。

湟水河是黄河上游的重要支流，流经青海省东部，其水体环境特征受高原气候、地质构造和人类活动的综合影响。湟水河流域属高原大陆性气候，降水集中在 6-9 月（占全年 70%以上），夏季易发暴雨洪水，冬季径流锐减，呈现典型的“夏丰冬枯”特点，同时上游穿越黄土丘陵区，水土流失导致河水含沙量较大；湟水河水生生物主要以冷水性物种为主，是天然的冷水鱼优质栖息地，适宜青海湖裸鲤、黄河裸裂尻鱼等高原特有鱼类的生存，但水利工程阻隔了部分鱼类洄游通道；从上游到下游，底栖动物群落由耐寒种（如摇蚊幼虫）逐渐过

渡为耐污种（如水丝蚓），反映水质变化。湟水河流域面临的人类活动干扰类型主要集中在梯级水电站开发、农业面源污染和城市用水矛盾。由于该流域位于我国的生态环境敏感区域，因此需要提前介入开展水生态环境保护修复，以维持其独特的高原脆弱的生态环境状况。

2 标准制定必要性、编制依据 、编制原则

2.1 标准编制必要性

2.1.1 法律法规需求

为了全面保护恢复我国重点流域（长江和黄河）的水生态质量，我国分别于 2021 年 3 月和 2023 年 4 月起实施《中华人民共和国长江保护法》和《中华人民共和国黄河保护法》。其中，长江保护法第七十八条明确了“国家实行长江流域生态环境保护责任制和考核评价制度。上级人民政府应当对下级人民政府生态环境保护和修复目标完成情况等进行考核”的要求；黄河保护法第二十九条明确了“国家加强黄河流域生态保护与修复，坚持山水林田湖草沙一体化保护与修复，实行自然恢复为主、自然恢复与人工修复相结合的系统治理”的要求。以上均对流域的水生态质量全面恢复提出了新的更高的工作要求。

2.1.2 流域管理工作需求

我国重点流域水生态环境保护“十四五”规划首次将“水生态”指标纳入到目标指标体系中（图 2-1），在“常规指标”范畴内提出了“水生生物完整性指数”、“河湖缓冲带生态修复长度（km）”和“湿地恢复（建设）面积（km²）”；在“亲民指标”中将重现土著鱼类或水生植物水体数量（个）作为规划目标等内容。针对上述规划指标，明确水体清单、目标要求和达标时限。确定步骤如下：（1）国家和流域层面，充分考虑必要性，体现流域及区域差异，确定各省、各地市的水生态环境质量改善需求，原则上与全国平均水平差距大的流域区域，目标改善幅度要求高；（2）省和地市层面，充分考虑可达性，通过设计规划任务和项目等，分析目标的可达性；（3）通过自上而下、自下而上的多轮次沟通协调，最终确定规划目标。针对水生生物的评价指标筛选和评价标准确定要体现流域和区域的差异性和目标的可达性，因此需要结合流域的历史和现实特征，开展历史数据收集和补充监测调查，尽可能全面地掌握流域水生态环境特征和主要人类活动干扰类型和强度，合理筛选构建生物完整性指数的核心指标并确定分级评价标准，结合未来流域规划合理确定分阶段的保护和恢复目标。

1、常规指标			2、亲民指标		
类别	序号	指标	类别	序号	指标
水环境	1	地表水优良（达到或优于Ⅲ类）比例（%）	水环境	1	城市建成区黑臭水体控制比例（%）
	2	地表水劣Ⅴ类水体比例（%）			
	3	水功能区达标率（%）	水资源	2	恢复“有水”河湖数量（个）
	4	城市集中式饮用水水源达到或优于Ⅲ类比例（%） 15			
水资源	5	达到生态流量（水位）底线要求河湖数量（个）	水生态	3	重现土著鱼类或水生植物 水体数量（个）
水生态	6	水生生物完整性指数			
	7	河湖缓冲带生态修复长度（km）			
	8	湿地恢复（建设）面积（km ² ）			

图 2-1 重点流域“十四五”规划目标指标体系

2.2 标准编制依据

本技术指南的编制过程主要参考了如下文件。

- 《水生态监测技术指南 河流水生生物监测与评价（试行）》
- 《水生态监测技术要求 淡水大型底栖无脊椎动物》（试行）

2.3 标准编制原则

- （1）科学可行性：本标准在编制过程中应当遵循科学界通过大量文献资料验证并认可的参照条件确定条件和备选指标体系，以求制定的评价标准可以被科学界认可；同时，在延续美国基于野外数据推导水生生物评价标准对数据延续性的要求，本标准在基础数据收集的过程中要体现长序列的数据体系，以求制定的标准具有稳定性。
- （2）因地制宜性：考虑到本水生生物评价标准的未来使用者是青海省生态环境监测部门，因此从本土生物组成、基础生境状况和生物季节变化来讲，均需要体现湟水河流域的特色和实际情况，所制定的标准才具有土地化的可推广意义。

3 主要工作过程

子课题“流域水生态评价标准与黄河水生态标准研究”任务下发后，课题组成员立即抽调相关专业人员组建标准编制组。编制组成员专业涉及水生态监测评价、渔业生态学和环境科学等方向，可以满足标准编制的任务开展。编制组成员配合中华环保联合会相关工作人员于2023年10月召开标准专家开题论证会，与会邀请了7位行业内的资深专家进行论证标准立项的必要性和可行性。与会专家抽调生态环境部系统内长期参与编制水生态环境规划、标准

研制和水生生物监测评价等方面的人员参会，针对编制组汇报的标准编制思路、原则、核心内容进行了论证。与会专家表示，此项标准是对于我国高原流域开展水生生物监测评价的有效补充，对于我国未来全面开展水生生物科学监测评价提供了有力的参考依据。与此同时，专家就编制组的工作提出了若干意见，具体意见和编制组的回复见表 3-1。

2025 年 5 月 16 日中华环保联合会组织召开了标准编制会议对标准初稿进行了讨论，形成了征求意见稿。

表 3-1 标准开题论证会专家意见及回复材料

序号	专家意见	回复及修改情况
专家一：王文林；单位：生态环境部南京环境科学研究所；职称：研究员		
1	湟水河标准的特殊性如何体现？	回复： 湟水河属于我国高原寒带，同时也分布在我国的生态脆弱敏感区，因此具有特殊的保护意义。以往关于湟水河大型底栖动物评价多用于单指标的监测评价，且评价标准多直接选用国外的和我国江浙一带基础数据制定的数据标准，并未能从自身流域特殊的物种组成出发来确定评价标准。本标准是结合了青海大学和中国环境科学研究院在全流域 2015-2018 年春秋两季的监测数据，并结合各个点位的水质监测数据和流域尺度下的土地利用格局变化来判定的参照点位和受损点位，因此对于核心指标的选取具有极强的本土化特征。
2	湟水河标准是作为一个整体来评价的，还是分区来评价的？	回复： 湟水河标准是作为一个整体进行评价的，并未分区。考虑到湟水河流域的尺度和范围，属于黄河的一级支流。考虑到管理的可落地性，在现阶段不易选取级别更低的分区将湟水河进行拆分分区，因此选取整体性进行标准的制定；此外，考虑到湟水河区域范围大小和现有数据的可用性，拆分过细会导致每一个分区的基础监测数据不够标准制定，因此最终选取的整体流域进行标准制定。
3	参照点位和受损点位的选取可以考虑排污口的位置。	回复： 参照点位和受损点位的选取对于后续的核心指标筛选至关重要。因此，对于筛选点位的环境指标也是应该尽可能多地反映人类活动。排污口是直接影

序号	专家意见	回复及修改情况
		响河段水质的核心要素，因此应该将其纳入到筛选过程当中。考虑到当前基础没有权威的湟水河流域所有排污口的位置信息和排口类型（工业排口，污水处理厂排口，农业排口，雨虹排口等），因此本此标准编制并未使用该数据。但是，本标准的编制过程中用到了每个监测点位配套的水质适时监测数据，可以从侧面反映河段的水环境质量。在未来的标准完善过程中，可以将权威的排污口数据纳入标准编制过程。
专家二：孔凡青；单位：海河流域北海海域生态环境监督管理局；职称：研究员		
1	湟水河标准如何体现特殊性？是典型区域或者什么其他原因么？	回复： 黄河流域横跨沿黄九省，地区差异显著。标准特殊性可以从生物组成和各点位的生态环境状况进行反映，同时最终反映在核心评价指标的选取方面。由于湟水河地处高原寒带，因此对于未来高原相似性区域和邻近区域的水生态评价具有一定的借鉴意义。
2	湟水河标准制定选取了两家的监测数据，如何保证统一性？	回复： 首先，青海大学和中国环境科学研究院的监测季节都是春秋两季，从水生生物生长方面可以较好地保持一致；第二，针对物种鉴定阶元，编制组在保证指标数据分析的前提下也进行了统一化，保证数据的标准化；第三，关于指标计算过程中使用的物种敏感值和耐污值等参数，为了保证统一性，使用的是我国已经发布的相关行业标准，尽管有一定的区域差异性，但是在当前参数尚未完善的情况下，还是尽量做到统一性和可比性。
专家三：李晨虹；单位：上海海洋大学；职称：教授		
1	湟水河的参考/受损点位选取得体现干支流的区别。	回复： 水体类型的差异可以从水生生物物种组成上反映。由于干支流的人类活动在类型和强度上有差异，因此参照点位和受损点位确需分开考虑。但是，第一，考虑到管理的便利性，当前我国的水生态环境管理主要以干流作为抓手，因此单独考虑干流可能会无法找到合适的参照条件；第二，考虑到湟水河的干

序号	专家意见	回复及修改情况
		扰类型主要是农业生产和城市取水，即便是上游地区也主要以放牧等为主要干扰类型，全流域来看都相对单一；第三，为了体现干支流的差异性，监测点位主要分布在支流，而干流点位数据相对较少，因此考虑到数据的可用性，本此尽量将所有数据统一计算考虑。根据管理需要，未来可以对湟水河干流进行加密监测，待数据比较全面后开展干支流的差异性标准制定。
专家四：孙宏亮；单位：生态环境部环境规划院；职称：正高级工程师		
1	湟水河标准适用性和验证分析还得进一步梳理。	回复： 本标准的编制过程中用了计算数据和验证数据。计算数据主要用于开展指标筛选等计算过程。验证数据根据确定的标准开展验证分析。未来根据工作需要，对特定区域和河段可以开展补充数据监测，进一步进行标准的完善和验证。
专家五：刘安；单位：北京节能环保中心；职称：高级工程师		
1	湟水河核心指标的计算方法。	回复： 湟水河核心指标的归一化计算方法选用了 HJ 1295 标准中的方法。
2	标准制定的工作为何选取湟水河？	回复： 第一，湟水河是黄河重要的一级支流，同样处于高原生态脆弱区域，其保护意义重大；第二，黄河的其他支流，例如渭河已经有大量的研究，因此为了体现标准成果的不重合性，选择了湟水河；第三，相较于黄河流域其他省份，青海省的水生态监测评价工作尚处于起步阶段，因此为了全面推动黄河流域的评价工作，选取湟水河作为研究区域，体现地方工作的重要性。
专家六：姜勇伟；单位：辽宁省生态环境监测中心站；职称：高级工程师		
1	如何同鄱阳湖的生物标准体现差异性？	回复： 主要体现在以下两点：第一，鄱阳湖是长江中下游区域的通江湖泊，是浅水湖泊，从水体类型上来看同湟水河的河流型流域具有本质的差异；第二，鄱阳湖生物标准在筛选参照点位和受损点位的尺度上使用的是上世纪的历史监测数据，参照条件的确定体现在人类干扰较少的时间阶段。而湟水河选用的是空间上的干扰较少的区域，因此这是计算过程中的差异。

2025 年 11 月 7 日，中华环保联合会再次组织专家对标准文本进行技术审查。与会专家一致同意标准文本通过技术审查。

4 国内外相关标准研究

Leopold 首次在 1949 年提出了土地道德的定义，从而拉开了阐述生态系统完整性这个概念的序幕。但是他并没有对所提出的完整性作进一步的解释 (Leopold, 1949)。直到 1981 年 Karr 和 Dudley 才明确地对生态系统完整性做出了明确的定义，即完整性是支持和保持一个平衡的、综合的、适宜的生物系统的能力，而这个生物系统与其所处的自然生境一样，具有物种构成的多样性和功能组织的特点。在此后一段时间内，该基本思想一直被后来的研究者所普遍接受。此后，学者们在研究生态完整性对水资源管理的重要指导作用时，认为生态系统完整性是一种生态质量，处于一种完整的并且没有遭受分割的状态，而这种状态又很少需要外部支撑 (Karr 和 Dudley, 1981)。

由于点源及非点源污染的影响，并且自然的河道状态、水动力学参数、河岸带植被的覆盖率和整个流域均不断地受到人为活动的干扰，从而使水体的健康一直处于退化的状态 (Wright, 1995)。由于水生生物群落的完整性时刻都受到河流中物化因子的影响，而河流物化因子又取决于河道形态、河岸带植被和流域尺度上其他环境因子等多方面的特征，最终这些特征对生物群落的结构变化产生了影响，因而通过生物监测的手段来反映水生态系统中生物群落结构的变化显得更为敏感 (Wright, 1995)。大量的研究证明对于河流生态系统的健康评价来讲，生物完整性的概念在流域尺度上是较为适用的 (Karr, 1999)。目前，利用不同种类型的生物参数构建的评价体系，在全球不同地区和不同类型的河流研究上经验证均是成功的 (Simon, 1995)。就河流大型底栖动物而言，如总分类单元数、襁翅目分类单元数、蜉蝣目分类单元数、毛翅目分类单元数和 EPT 分类单元数以及各个分类单元的相对丰度在不同的流域的完整性评价中是常用的。同时卡尔等人也指出，没有任何一个参数在所有地区及流域内是完全适用的。美国许多州都提出了适合于本地区的河流大型底栖动物评价体系 (Ohio EPA, 1988; Barbour, 1996; Genet, 2004)。因此要发展适用于某一个特定地区的评价指标体系以评价由于人为活动对于河流生态系统产生的干扰，就有必要对本地区中具有代表性河流中的大型底栖动物具有全面的了解和详细的数据分析。就目前的研究范围来看，多数的研究还是主要集中在中小型的可涉水的河流上 (Davis, 1996)，此类河流研究中的采样标准已经基本确立，且有关鱼类和大型底栖动物类群的研究也已相当详细。随着研究的深入，目前生物完整性的评价方法已经逐步地拓展到湿地 (Gernes, 1999; Helgen, 2001)、

流域范围（Simon，1999）、湖泊（Jennings，1999；Whittier，1996；Drake，2002）和水库（Jennings，1995；McDonough，1999）等许多领域。

我国利用大型底栖动物评价河流健康的历史相对较晚。20 世纪 80 年代，我国越来越重视河流生态系统的研究（蔡庆华，1997；邓红兵，1998；吴刚，1998），同时，大型底栖动物研究也随之发展起来（黄玉瑶，1982；杨莲芳，1992）。1994 年，朱江利用蜉蝣目稚虫研究了其与水质的关系（朱江，1994）；1996 年，于力等利用毛翅目幼虫的分布研究了其在水质监测中的作用，发现由于酚的污染，毛翅目幼虫不能存活（于力，1996）。童晓立（1995），王建国等人利用大型底栖动物的耐污值分别进行了广州南昆山、江西庐山水质生物评价（王建国，2003）。20 世纪 90 年代初，杨莲芳等首次将美国 EPA 制定的大型底栖动物快速水质生物评价技术介绍到国内，但仅限于利用 EPT（E:蜉蝣目，P:襉翅目，T:毛翅目）分类单元数和科级水平生物指数 FBI 评价水质（杨莲芳，1992）。2005 年，王备新开展了利用 B-IBI 指数评价大北河和闾江河健康的尝试性研究为我国大型底栖动物耐污指数的研究提供了丰富的数据基础（王备新，2005）。2006 年，渠晓东完成了香溪河大型底栖动物生物完整性的研究（渠晓东，2006）。

5 同类工程现状调研

5.1 浑河-太子河大型底栖动物生物完整性评价体系构建

（1）参考点位选定

根据周莹等（2013）方法，选取栖息地评分方法（评分>120，并附加条件：人类活动强度和河岸土地利用类型，这两项只要有一项得分>16 即可算作是参考点位），对浑太河流域所有样点进行参考点位和受损点位的筛选，最终选取 BS01 等 28 个点位作为参考点位，BS09 等 22 个点位作为受损点位（表 5-1）。

表 5-1 浑太河流域 B-IBI 评价参考点位及受损点位

参考点位		受损点位	
BS01	T25	BS09	T56
NS01	T33	BS14	T57
TH16	T51	NS02	T58
XTH01	T67	NS03	T62
XTH04	T68	NS05	HCH05
XTH05	T69	NS06	XH03
XTH09	T70	T20	LH13
T03	TN01	T21	LH14
T04	TN02	T23	

T06	TN04	T34
T08	TN06	T48
T10	TN07	T49
T12	TN09	T50
T14	LH03	T52

(2) 候选参数

本研究采用河流健康评价中常用的 28 个大型底栖动物生物参数作为构建 B-IBI 的备选参数（表 5-2）。这些参数中包括生物群落丰富度指数、群落结构指数、功能摄食类群指数、生物多样性指数和生物敏感与耐污性指数。

表 5-2 浑太河流域大型底栖动物完整性评价候选参数及对人类干扰的反应

所属类别	序号	参数名称	对干扰的反应
反映群落丰富度	A1	总分类单元数	下降
	A2	EPT 分类单元数	下降
	A3	襁翅目分类单元数	下降
	A4	蜉蝣目分类单元数	下降
	A5	毛翅目分类单元数	下降
	A6	端足目+软体动物分类单元数	下降
群落种类个体组成	A7	襁翅目%	下降
	A8	蜉蝣目%	下降
	A9	毛翅目%	下降
	A10	EPT %	下降
	A11	摇蚊科%	上升
	A12	双翅目%	上升
	A13	端足目+软体动物%	上升
	A14	寡毛类%	上升
敏感和耐污类群	A15	敏感类群分类单元数	下降
	A16	耐污类群物种数相对丰度	上升
优势类群	A17	最优势类群相对丰度	上升
食物链营养级水平	A18	滤食者%	上升
	A19	刮食者%	下降
	A20	直接收集者%	上升
	A21	捕食者%	下降
	A22	撕食者%	下降
生态型	A23	粘附者%	下降
	A24	粘附者分类单元数	下降
多样性指数	A25	Shannon-Weiner	下降
	A26	Margalef	下降
	A27	Evenness	下降
	A28	Simpson	下降

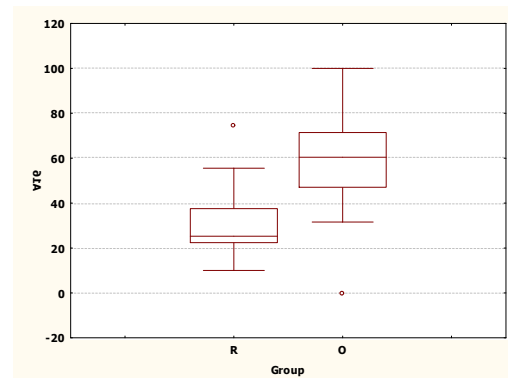
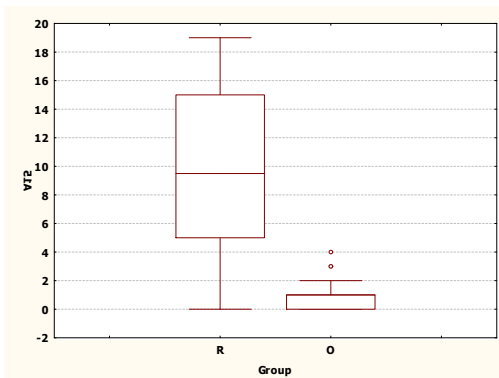
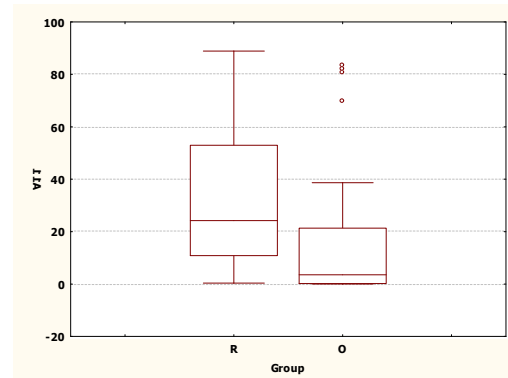
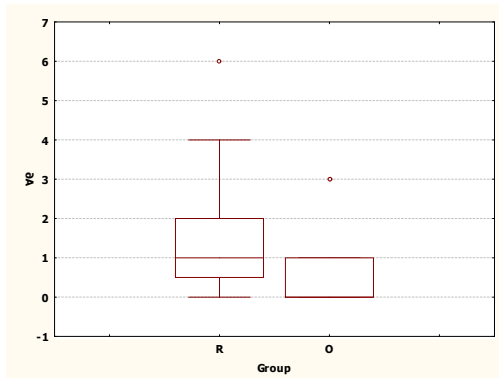
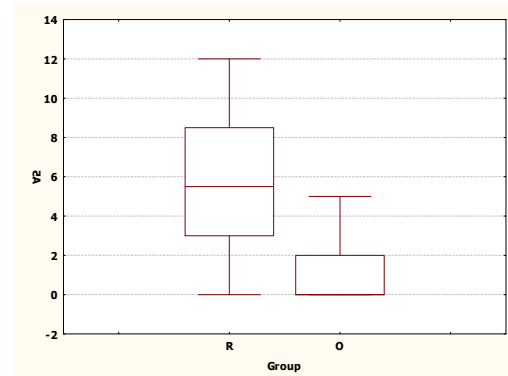
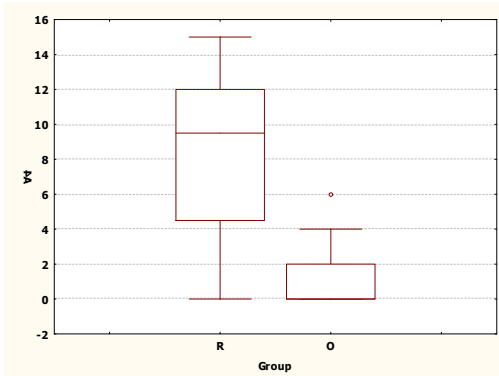
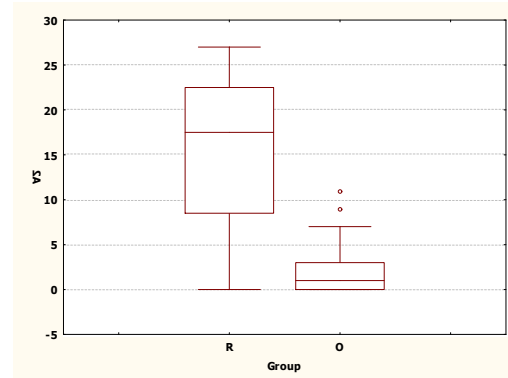
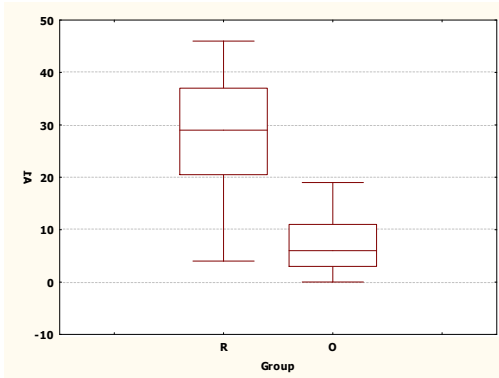
(3) 候选参数筛选

经过分布检验，A22 中位数变动范围过窄，不适宜参与构建 B-IBI 评价指标体系。

表 5-3 浑太河 28 个生物指数值在参照点位的分布范围及其对人类干扰的反应

	平均值	标准差	最小值	最大值	25%分位数	中位数	75%分位数
A1	27.9643	10.9154	4	46	20.25	29	37
A2	15.6071	8.41665	0	27	8.25	17.5	22.75
A3	1.6429	1.49603	0	5	0	1.5	2.75
A4	8.2857	4.47923	0	15	4.25	9.5	12
A5	5.6786	3.61123	0	12	3	5.5	8.75
A6	1.5	1.47824	0	6	0.25	1	2
A7	2.9933	5.08445	0	23.9	0	0.5342	4.3982
A8	28.0501	22.7174	0	77.66	2.9178	27.2457	44.6815
A9	15.6647	18.0737	0	57.02	1.2512	7.8764	30.4879
A10	46.7081	31.6448	0	92.24	7.7697	53.1205	70.5623
A11	33.8063	28.1371	0.37	88.89	10.5693	24.1949	53.3675
A12	38.9971	28.2639	2.21	100	17.7114	30.1627	58.2257
A13	9.9541	23.609	0	83.94	0.0347	0.4468	4.9912
A14	2.0207	5.5505	0	28.34	0.1242	0.4397	0.7834
A15	9.5357	5.85303	0	19	4.5	9.5	15
A16	29.8168	14.189	10	75	22.3118	25.2574	37.8307
A17	39.6476	23.2892	11.25	87.75	21.0705	33.2825	57.5113
A18	11.8442	14.3472	0	51.01	1.7419	5.1814	18.8328
A19	11.3417	10.3687	0	33.52	1.6539	9.903	20.458
A20	62.1922	23.6394	10.29	96.65	43.3418	59.9729	88.448
A21	11.8202	9.26931	0.46	33.33	4.2338	9.7263	19.4016
A22	2.4987	8.49841	0	43.75	0	0.0116	0.3727
A23	32.2401	24.5995	0	86.03	7.1623	32.5288	52.855
A24	12.0714	6.46316	0	21	6.25	13.5	18
A25	2.9246	1.11504	0.9	4.55	1.7641	3.2252	3.7717
A26	2.7399	0.95681	0.79	4.11	2.0506	2.8227	3.4234
A27	0.6185	0.18631	0.23	0.87	0.4006	0.6774	0.7626
A28	0.7344	0.21301	0.23	0.95	0.5583	0.8209	0.8911

对剩下的 27 个指标进行箱体图检验，比较 25%~75%分位数范围即箱体 IQ 的重叠情况，分别赋予不同的值，分析参数的判别能力。结果表明 A1、A2、A4、A5、A6、A11、A15、A16、A17、A18、A21、A24、A25、A26、A27 和 A28 均通过箱体图筛选，结果见图 5-1。



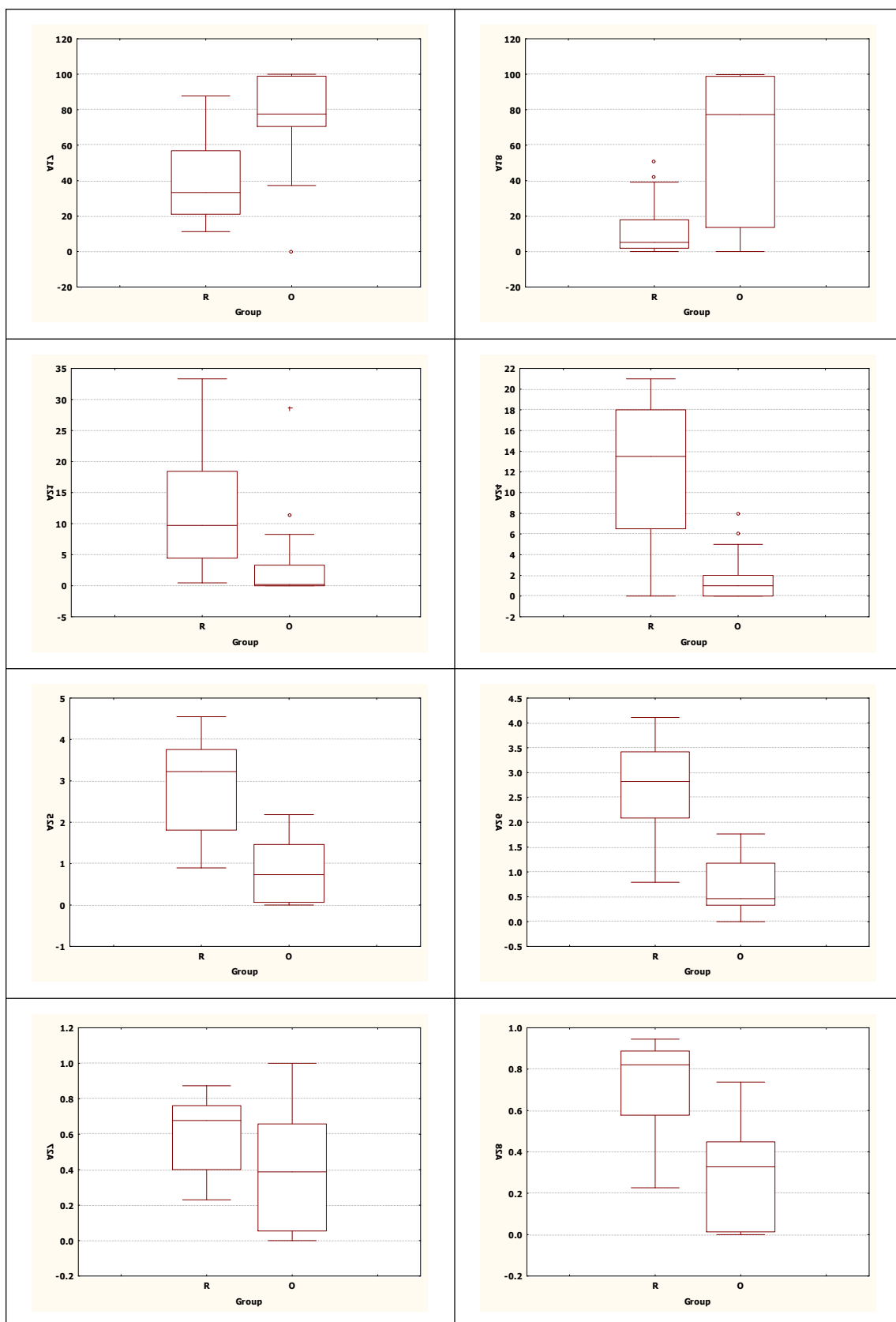


图 5-1 浑太河流域参考点位和受损点位之间 IQ 值 ≥ 2 的箱体图比较结果

对经过箱体图筛选而剩余的 16 个候选参数进行 Pearson 相关性检验，结果见表 5-4。在

反映群落丰富度的四个参数之间，A5（毛翅目分类单元数）同其他三个参数均显著相关，故将其先删除；A1（总分类单元数）包含的信息最多，予以保留；考虑到 A2（EPT 分类单元数）在国内外水质生物评价中的重要性和敏感性，也将其列为 B-IBI 的参选指数；A4（蜉蝣目分类单元数）同 A2 信息重合，故将其删除；考虑到 A6（端足目+软体动物分类单元数）所反映的信息同 A2 不重合，故保留；最后在反映群落丰富度中选取 A1、A2 和 A6 为计算指标。在群落个体组成方面，仅 A11（摇蚊科%）一项，故保留。在敏感和耐污类群方面，A15 和 A16 并未出现显著相关性，但考虑到已经将 A2EPT 分类单元数列为参选指标，故将 A15 敏感类群分类单元数删除，保留 A16 耐污类群%。优势类群方面保留 A17（最优势类群%）。在生态型方面，A23 和 A24 之间未出现显著相关性，二者保留其一即可，保留 A24 粘附者分类单元数。多样性指数方面，A25（Shannon）、A26（Margalef）与 A28（Simpson）之间均显著相关，故保留 A27（Evenness）。

经过筛选，最终确定将 A1、A2、A6、A11、A16、A17、A24、A27 列为计算 B-IBI 的参数。

表 5-4 浑太河 12 个候选参数之间的 Pearson 相关系数

	A1	A2	A4	A5	A6	A11	A15	A16	A17	A18	A21	A24	A25	A26	A27	A28
A1	1															
A2	.962**	1														
A4	.926**	.966**	1													
A5	.931**	.955**	.862**	1												
A6	.449**	.294**	.277**	.294**	1											
A11	-0.007	-0.056	-0.018	-0.056	0.012	1										
A15	.900**	.944**	.895**	.877**	.252**	-.130*	1									
A16	-.654**	-.680**	-.639**	-.662**	-.215**	0.035	-.641**	1								
A17	-.570**	-.553**	-.527**	-.539**	-.223**	0.117	-.524**	.462**	1							
A18	-.318**	-.306**	-.322**	-.258**	-0.116	-.572**	-.276**	.450**	.326**	1						
A21	0.028	0.034	0.012	-0.003	-.126*	-.155*	.136*	-.120*	-.279**	-.211**	1					

A24	.939**	.977**	.937**	.933**	.256**	-0.074	.939**	-.685**	-.543**	-.292**	0.044	1				
A25	.785**	.761**	.728**	.732**	.295**	-0.057	.718**	-.552**	-.874**	-.359**	.304**	.749**	1			
A26	.943**	.910**	.864**	.877**	.389**	-0.018	.868**	-.685**	-.687**	-.391**	.184**	.900**	.894**	1		
A27	.135*	.163**	.146*	.156**	-0.024	-.138*	.184**	-0.065	-.639**	-.174**	.373**	.172**	.595**	.345**	1	
A28	.628**	.591**	.569**	.570**	.277**	0.013	.541**	-.416**	-.898**	-.364**	.313**	.578**	.947**	.760**	.707**	1

（2）IBI 计算公式的确定

根据各指数值在参照点和所有样点中的分布,确定计算各指数分值的比值法计算公式（表 5-5），并依此计算各样点的指数分值，要求计算后分值的分布范围为 0~1，若大于 1，则都记为 1。

表 5-5 浑太河比值法计算 6 个指数分值的公式

指数	计算公式
A1 总分类单元数	$A1/40.25$
A2EPT 分类单元数	$A2/25$
A6 端足目+软体动物分类单元数	$A6/3.25$
A11 摇蚊科%	$(98.66-A10)/98.66$
A16 耐污类群%	$(100-A16)/(100-17.12)$
A17 摇蚊科%	$(100-A17)/(100-15.84)$
A24 粘附者分类单元数	$A24/18.25$
A27Evenness	$A27/0.94$

（3）IBI 评分标准

利用参照点位得分的 25%分位数作为“健康”等级的标准值，对剩余的分值范围进行四等分，分别作为“亚健康”、“一般”、“较差”和“极差”的评分标准。

表 5-6 浑太河流域大型底栖动物生物完整性评价标准

健康	亚健康	一般	较差	极差
>3.4	2.55~3.4	1.7~2.55	0.85~1.7	0~0.85

5.2 东辽河-辽河干流大型底栖动物生物完整性评价体系构建

（1）参考点位选定

根据周莹等（2013）方法，选取综合法对东辽河和辽河干支流所有样点进行参考点位和受损点位的筛选，最终选取 L28 等 5 个点位作为参考点位，E24 等 5 个点位作为受损点位（表 5-7）。

表 5-7 东辽河-辽河干流 B-IBI 评价参考点位及受损点位

参考点位	受损点位
L28	E24
L52	E27
L75	E32
L76	L6
L79	L43

（2）候选参数

候选参数同 5.1 小节中相同。

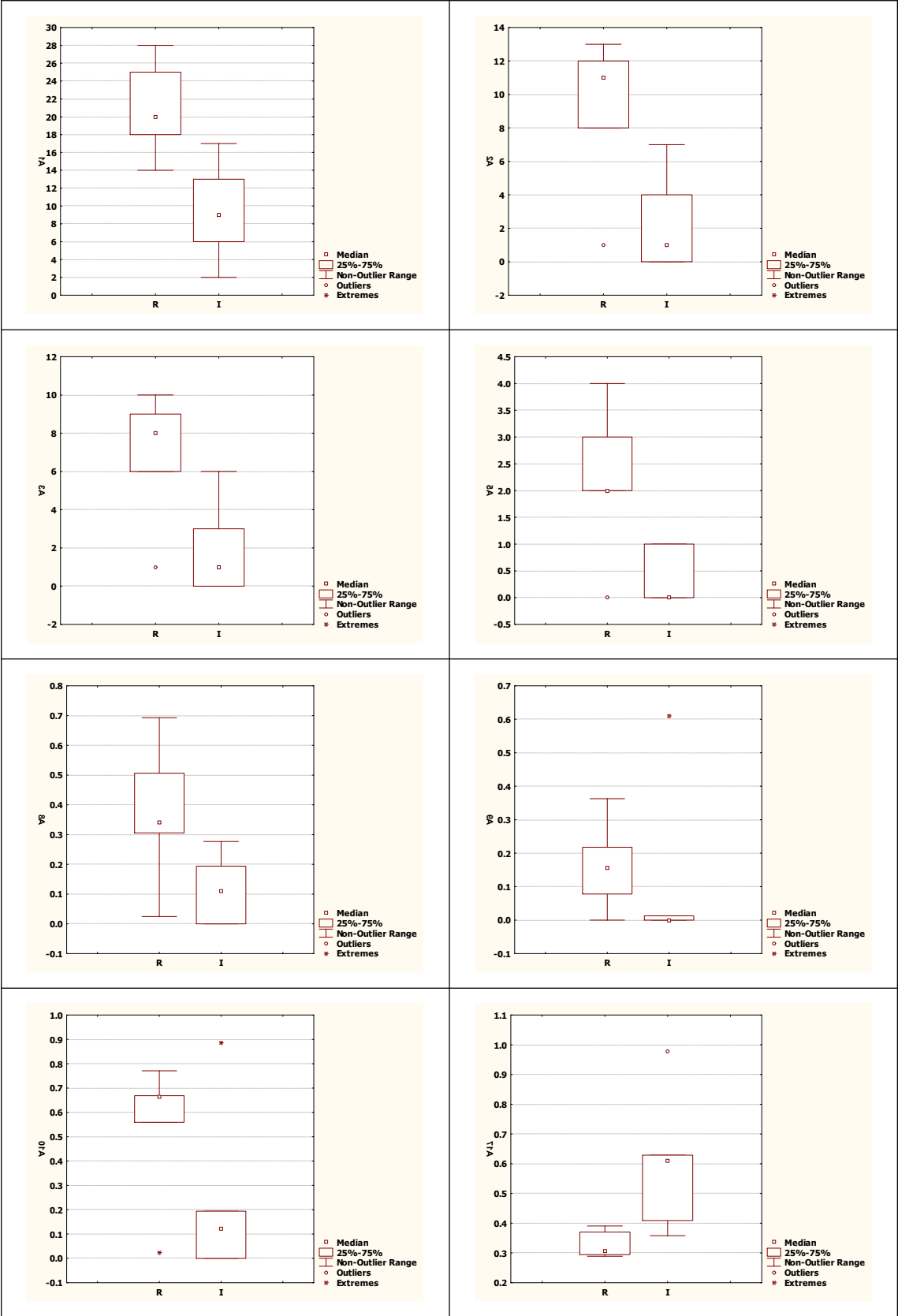
(3) 候选参数筛选

经过分布检验, A4、A7、A13、A14、A21 和 A22 中位数变动范围过窄, 不适宜参与构建 B-IBI 评价指标体系。

表 5-8 东辽河-辽河干流 28 个生物指数值在参照点位的分布范围及其对人类干扰的反应

	平均值	标准差	最小值	最大值	25%分位数	中位数	75%分位数
A1	21	5.567764	14	28	18	20	25
A2	9	4.84768	1	13	8	11	12
A3	6.8	3.563706	1	10	6	8	9
A4	0	0	0	0	0	0	0
A5	2.2	1.48324	0	4	2	2	3
A6	2.4	1.341641	1	4	1	3	3
A7	0	0	0	0	0	0	0
A8	0.374244	0.24843	0.024691	0.692708	0.305711	0.341584	0.506527
A9	0.163085	0.138516	0	0.362822	0.078125	0.156658	0.217822
A10	0.53733	0.296169	0.024691	0.770833	0.559406	0.663185	0.668533
A11	0.254399	0.134372	0.104167	0.419753	0.128779	0.295039	0.324257
A12	0.268425	0.147337	0.104167	0.444444	0.132139	0.295039	0.366337
A13	0.136766	0.202014	0.017327	0.493827	0.036458	0.036554	0.099664
A14	0.026012	0.026364	0	0.067708	0.007426	0.024691	0.030235
A15	1.8	0.83666	1	3	1	2	2
A16	0.48833	0.242744	0.177083	0.82716	0.365062	0.490099	0.582245
A17	0.329989	0.047039	0.288914	0.390625	0.294554	0.305483	0.37037
A18	0.171967	0.119534	0.037037	0.330347	0.088542	0.151436	0.252475
A19	0.283211	0.26005	0.086226	0.640625	0.091384	0.116337	0.481481
A20	0.46728	0.199123	0.177083	0.72846	0.444444	0.446809	0.539604
A21	0.071427	0.031154	0.037037	0.103024	0.039164	0.084158	0.09375
A22	0	0	0	0	0	0	0
A23	0.184132	0.139201	0.024691	0.370661	0.088542	0.164491	0.272277
A24	4.4	2.607681	1	7	3	4	7
A25	2.9852	0.466391	2.314	3.547	2.795	3.028	3.242
A26	3.391	0.606676	2.555	3.999	3.194	3.233	3.974
A27	0.68332	0.054936	0.6077	0.7378	0.6468	0.6982	0.7261
A28	0.80708	0.055002	0.721	0.8668	0.8013	0.8062	0.8401

对剩下的 22 个指标进行箱体图检验, 比较 25%~75%分位数范围即箱体 IQ 的重叠情况, 分别赋予不同的值, 分析参数的判别能力。结果表明 A1、A2、A3、A5、A8、A9、A10、A17、A23、A24、A25、A26、A27 和 A28 均通过箱体图筛选, 结果见图 5-2。



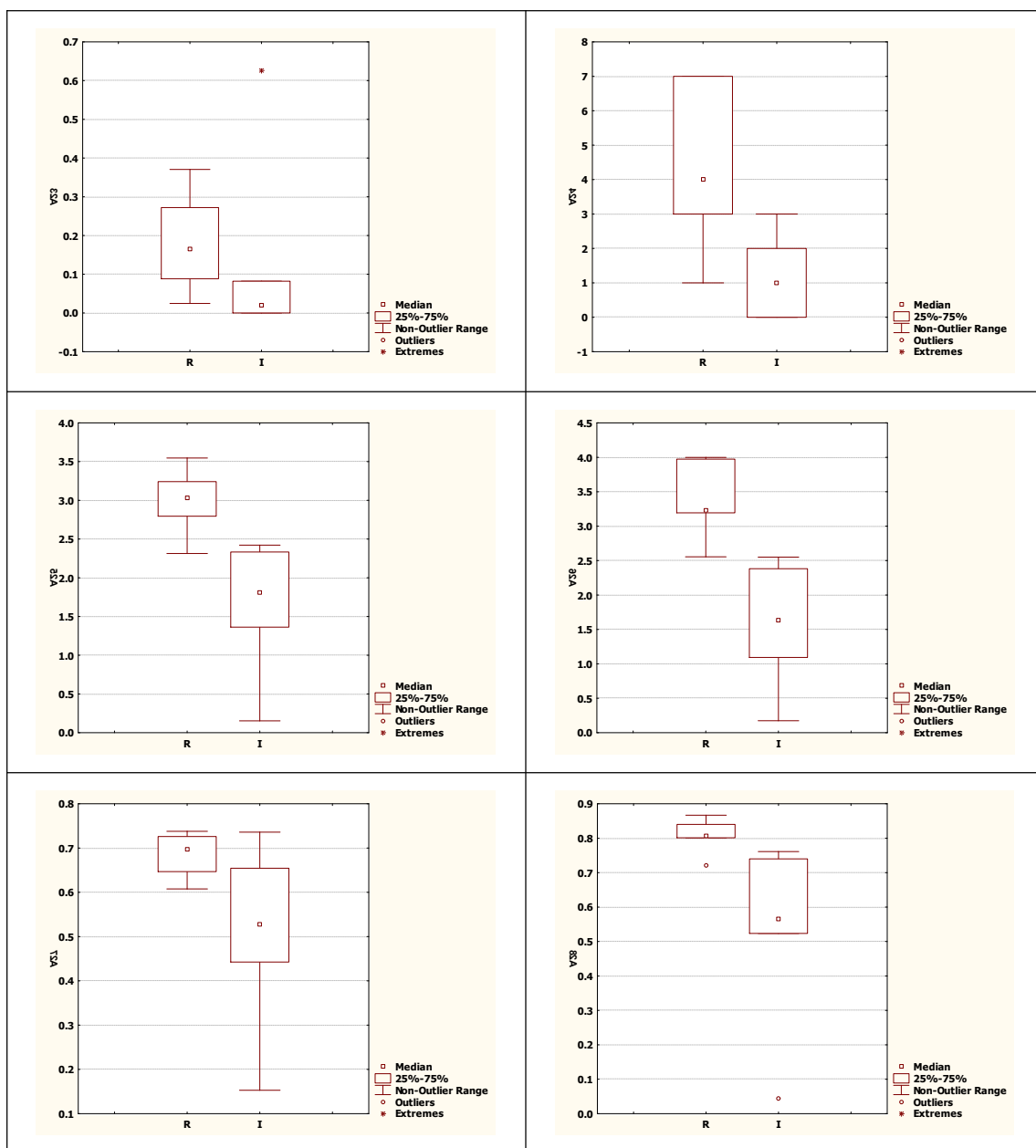


图 5-2 东辽河-辽河干流参考点位和受损点位之间 IQ 值 ≥ 2 的箱体图比较结果

对经过箱体图筛选而剩余的 16 个候选参数进行 Pearson 相关性检验，结果见表 5-9。在反映群落丰富度的四个参数之间，A1（总分类单元数）包含的信息最多，予以保留；考虑到 A2（EPT 分类单元数）在国内外水质生物评价中的重要性和敏感性，也将其列为 B-IBI 的参选指数；A9（毛翅目%）和 A23（粘附者%）相关性较高，考虑到已经有毛翅目分类单元数（A5）作为候选指标，而且 A23 常作为敏感性指标用于水质生物学评价，故保留 A23，删除 A9；从 A24 到 A28 之间的相关性都较高，而且多样性指数尽量不予考虑，所以最终确定用于计算 B-IBI 指数的候选参数为 A1、A2、A5、A8、A10、A17 和 A23。

表 5-9 东辽河-辽河干流 14 个候选参数之间的 Pearson 相关系数

	A1	A2	A3	A5	A8	A9	A10	A17	A23	A24	A25	A26	A27	A28
A1	1													
A2	0.80	1												
A3	0.76	0.94	1											
A5	0.52	0.65	0.37	1										
A8	0.42	0.63	0.74	0.09	1									
A9	0.19	0.38	0.16	0.72	-0.08	1								
A10	0.44	0.74	0.64	0.62	0.65	0.71	1							
A17	-0.54	-0.53	-0.54	-0.26	-0.49	-0.04	-0.38	1						
A23	0.21	0.41	0.20	0.70	-0.02	0.98	0.73	-0.09	1					
A24	0.71	0.83	0.65	0.87	0.34	0.59	0.69	-0.38	0.62	1				
A25	0.74	0.69	0.68	0.36	0.55	0.10	0.47	-0.93	0.15	0.52	1			
A26	0.93	0.77	0.76	0.44	0.49	0.14	0.46	-0.67	0.18	0.64	0.87	1		
A27	0.29	0.34	0.35	0.14	0.41	0.02	0.31	-0.88	0.06	0.21	0.81	0.50	1	
A28	0.58	0.54	0.54	0.28	0.47	0.08	0.40	-0.97	0.13	0.40	0.95	0.72	0.92	1

（4）IBI 计算公式的确定

根据各指数值在参照点和所有样点中的分布,确定计算各指数分值的比值法计算公式（表 5-10），并依此计算各样点的指数分值，要求计算后分值的分布范围为 0~1，若大于 1，则都记为 1。

表 5-10 东辽河-辽河干流比值法计算 6 个指数分值的公式

指数	计算公式
A1 总分类单元数	$A1/21$
A2 EPT 分类单元数	$A2/9$
A5 毛翅目分类单元数	$A5/3$
A8 蜉蝣目 %	$A8/0.57$
A10EPT %	$A10/0.84$
A17 最优势分类单元 %	$(1-A17)/(1-0.24)$
A23 粘附者 %	$A23/0.79$

（5）IBI 评分标准

表 5-11 东辽河&辽河干支流大型底栖动物生物完整性评价标准

健康	亚健康	一般	较差	极差
>6.62	4.965~6.62	3.31~4.965	1.655~3.31	0~1.655

6 主要技术内容及说明

6.1 主要技术内容

1 适用范围

本标准规定了湟水河大型底栖无脊椎动物生物完整性指数的构建及评价方法。

本标准适用于湟水河中大型底栖无脊椎动物的健康状况评价。

2 主要内容

本标准主要包含的内容如下：

1、总则

（1）目的导向原则

本标准旨在建立黄河上游重要支流——湟水河的水生生物评价标准，为流域管理部门提供可供参考的水生生物评价标准依据。

（2）规范化原则

1）水生生物监测方法应符合《水生态监测技术要求 淡水大型底栖无脊椎动物》（试

行) (总站水字〔2021〕629号)的要求;

2) 制定的标准方法应满足生态环境标准和水生态环境保护工作的需要, 确保方法标准的科学性、先进性、可行性和可操作性;

3) 标准文本按照 GB/T 1.1-2020 《标准化工作导则 第1部分: 标准化文件的结构和起草规则》起草。

(3) 可推广性原则

本标准具有区域适用性, 对湟水河以及黄河上游支流的水生生物完整性评价工作具有指导性, 易于推广使用。

2、规范性引用文件

本标准引用了下列文件或其中的条款。凡是注明日期的引用文件, 仅注日期的版本适用于本标准。凡是未注日期的引用文件, 其最新版本(包括所有的修改单)适用于本标准。

HJ 91.2 地表水环境监测技术规范

HJ 710.8 生物多样性观测技术导则 淡水底栖大型无脊椎动物

HJ 1295 水生态监测技术指南 河流水生生物监测与评价

3 术语及定义

3.1 大型底栖无脊椎动物 benthic macroinvertebrate

指生活史的全部或至少一个时期栖息于水体的水底表面或底部基质中的不能通过0.5mm 孔径筛网的水生无脊椎动物。

3.2 生物完整性 biological integrity

指水生态系统维持与区域天然生境相适应的、经长期进化形成的稳定生物群落种类组成、多样性、功能结构的能力, 表征了水生态系统的健康状态。

4 大型底栖无脊椎动物生物完整性指数构建

包括数据获取、参照点和受损点选择、候选指标筛选、生物完整性指数计算和评价标准制定。

4.1 数据收集

4.1.1 地表水水质监测断面(点位)设置、监测频率应符合 HJ 91.2 的要求。

4.1.2 大型底栖无脊椎动物样品的采集及保存应符合 HJ 710.8 的要求。

4.2 参照点和受损点选择

4.2.1 以尊重实际状况为原则，定量化进行参照点和受损点的选取。对全部监测点位的土地利用类型中自然用地（草地和林地）比例取 75%分位数，选择点位上游集水区自然用地类型在 75%分位数以上且水质级别在Ⅱ类及以上的点位作为参照点；人类用地（耕地和城镇）比例取 75%分位数，选择点位上游集水区人类用地类型在 75%分位数以上且水质级别在Ⅳ类及以下的点位作为受损点。

4.3 候选指标筛选

选取群落丰富度、种类相对丰富度、耐污能力、营养结构、生态型和生物多样性 6 个方面共计 50 个备选指标进行筛选获取核心指标，包括分布范围分析、判别能力分析和冗余度分析。

4.4 生物完整性指数计算

采用参照值/临界值统一核心指标参数量纲。对随环境压力增加而数值增大的“正响应”指标，将全部点位指标数值的 95%分位数作为参照值，5%分位数作为临界值；对随环境压力增加而数值减少的“负响应”指标，将全部点位指标数值的 5%分位数作为参照值，95%分位数作为临界值。各核心指标的标准化公式： $S=1-|（参照值-实测值）/（参照值-临界值）|$ 。

4.5 评价标准制定

对所有点位生物完整性指数值的 95%分位数作为健康标准，将剩余的数值范围四等分，等级依次划分为：“健康”、“良好”、“一般”、“差”和“极差”。

5 湟水河大型底栖无脊椎动物生物完整性评价标准

5.1 湟水河大型底栖无脊椎动物生物完整性核心构建指标

经过筛选最终确定总分类单元数、EPT%、清洁物种%、FBI 指数、ASPT 指数和 Pielou 均匀度指数作为构建湟水河大型底栖无脊椎生物完整性的核心指标体系。使用统一的标准化公式对 6 个核心指标进行归一化处理，各核心指标的参照值和临界值见表 1。

表 1 湟水河大型底栖无脊椎动物生物完整性核心指标标准化数值

核心指标	指标标准化数值	
	参照值	临界值
总分类单元数	15.25	0
EPT%	100.00	0
清洁物种%	71.18	0
FBI 指数	0	6.94
ASPT 指数	9.33	0
Pielou 均匀度指数	0.27	1.00

5.2 湟水河大型底栖无脊椎动物生物完整性评价标准

将所有参照点位完整性指数得分的 25%分位数确定为“优秀”标准值，对剩余数值范围进行四等分，共分为 5 个等级，“优秀”、“良好”、“一般”、“差”和“极差”的分级标准见表 2。

表 2 湟水河大型底栖无脊椎动物生物完整性分级评价标准

等级	优秀	良好	一般	差	极差
标准	>4.34	3.05—4.34	2.03—3.05	1.02—2.03	0.28—1.02

6 湟水河大型底栖无脊椎动物生物完整性评价标准校验

6.1 评价标准区分性校验

选用校验数据中的参照点 vs.受损点进行区分度校验。结果现实，25%—75%分位数可以较好地区分开。

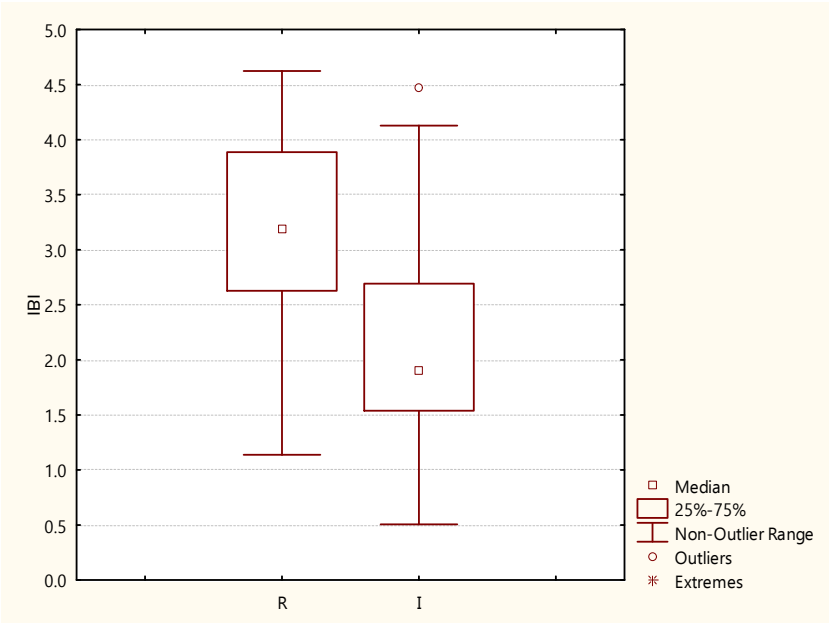


图 1 基于验证数据的参照点位和受损点位 IBI 箱体图比较结果

6.2 评价标准稳定性校验

构建数据参照点得分的变异系数为 $C_{v_{构建}}=1.04/3.15=0.33$ 。验证数据参照点得分的变异系数为 $C_{v_{验证}}=0.96/3.23=0.30$ 。 $C_{v_{构建}}$ 和 $C_{v_{验证}}$ 处于同一水平，表明构建的评价标准体系稳定性较高。

6.3 评价标准敏感性校验

使用所有点位完整性得分同主要环境胁迫因子进行趋势分析，可以看出各点位 IBI 得分同氨氮、总氮和电导率等水环境干扰指标之间存在着显著的响应关系。

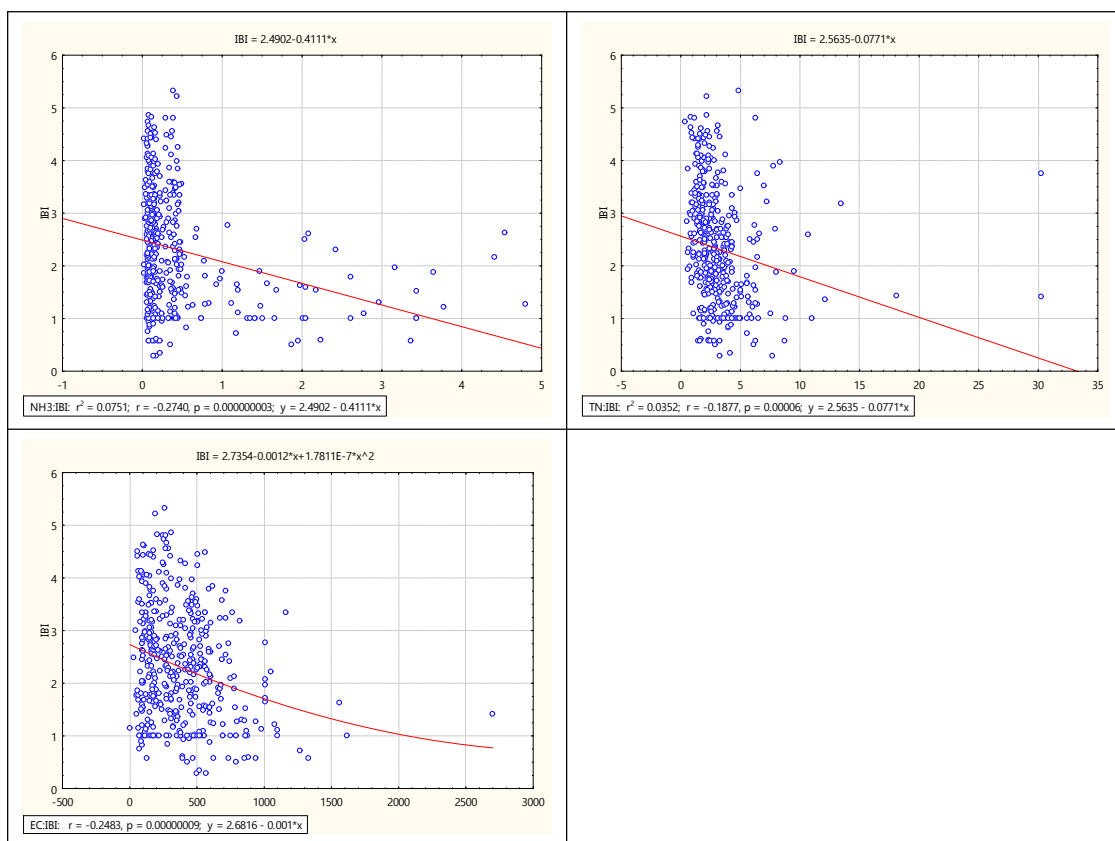


图2 湟水河各点位 IBI 得分同主要水环境因子之间的响应关系（左上图：IBI vs. 氨氮；右上图：IBI vs. 总氮；左下图：IBI vs. 电导率）

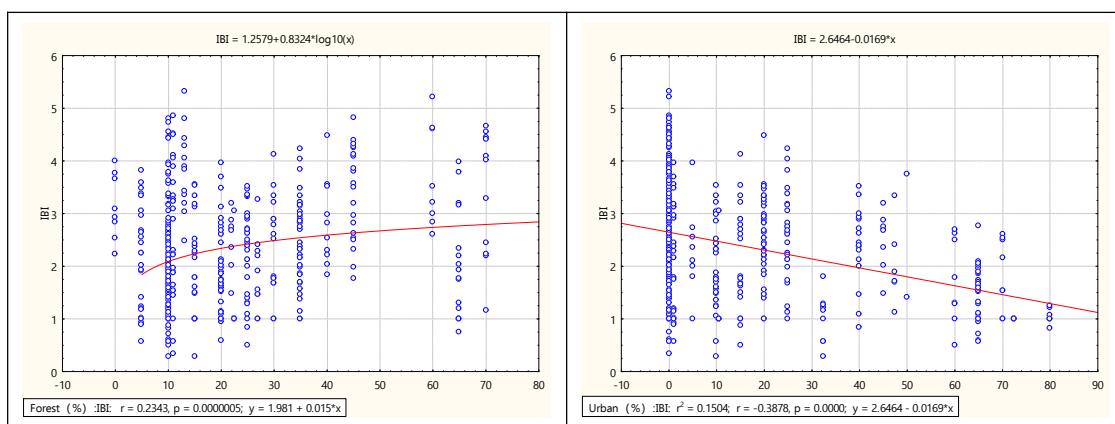


图3 湟水河各点位 IBI 得分同主要土地利用类型的响应关系（左图：IBI vs. 林地%；右图：IBI vs. 城镇%）

6.2 详细内容说明-湟水河大型底栖动物生物完整性评价标准构建

6.2.1 评价标准数据收集情况

标准编制组通过与青海大学合作，收集整理了 2015 年—2018 年，每年春秋两季（4 月和 7 月）在湟水河流域的水生态监测数据（表 6-1），监测点位 50 个。此外，项目编制组分别于 2020 年 9 月和 2021 年 6 月开展湟水河补充监测，监测点位分别为 25 个和 35 个（图 2.13）。选用青海大学 2015—2017 年春秋两季和 2020 年秋季的监测数据用来构建湟水河 IBI 评价指标标准体系，选用青海大学 2018 年和 2021 年 6 月数据用于验证标准适用性。

收集的数据涵盖基本水质理化指标、土地利用类型和大型底栖无脊椎动物监测的成套监测数据。

表 6-1 湟水河水生态监测数据集合

数据类型	监测数据
基本水体理化	总氮、总磷、氨氮、pH 值、溶解氧、电导率等指标
生境指标	底质粒径组成
水生生物	大型底栖动物物种组成

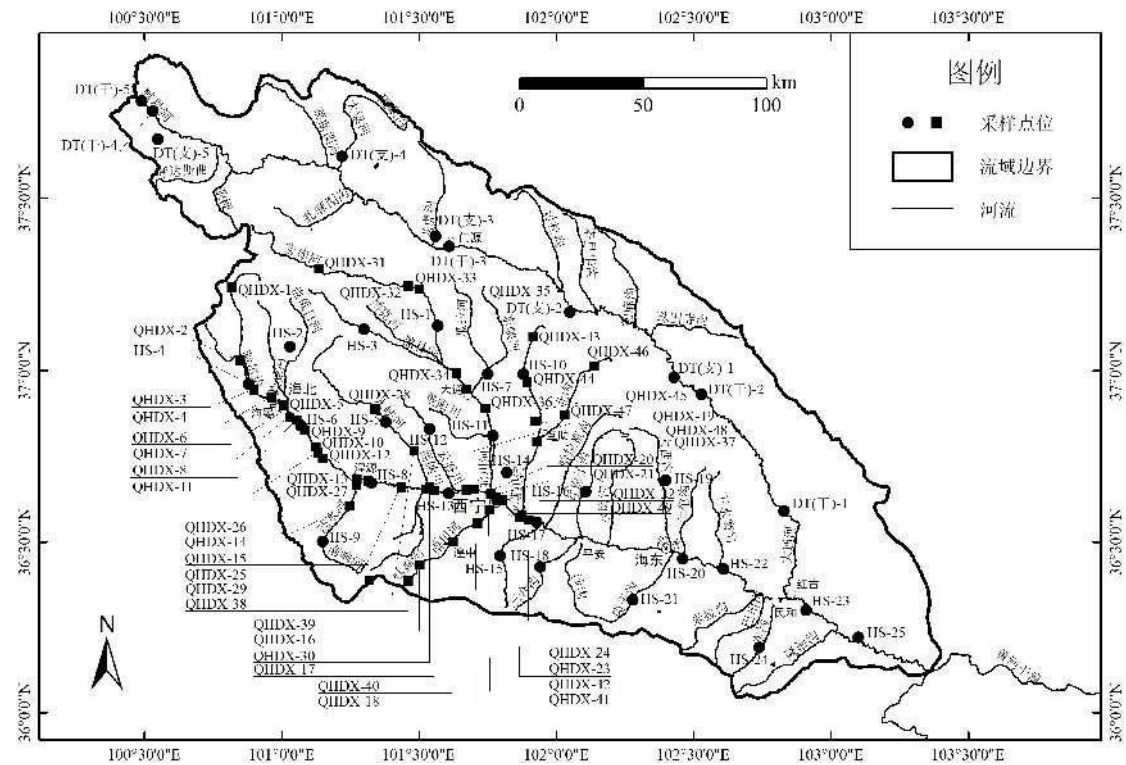


图 6-1 湟水河水生态监测点位（■：2015—2018 年监测点位；●：2020-2021 年监测点位）

6.2.2 生物完整性评价体系构建

6.2.2.1 备选指标集

通过相关文献和技术指南调研，共选取了 50 个指标构建备选指标集（表 6-2）。

表 6-2 湟水河大型底栖无脊椎动物生物完整性构建备选指标集

指标类型	备选指标	计算方法	对干扰响应
物种丰富度指标	总分类单元数	统计出现的全部种类数目	降低
	EPT 分类单元数	统计蜉蝣目、襀翅目、毛翅目全部种类数目	降低
	EPO 分类单元数	统计蜉蝣目、襀翅目、蜻蜓目全部种类数目	降低
	ET 分类单元数	统计蜉蝣目、毛翅目全部种类数目	降低
	软体动物分类单元数	统计腹足纲、瓣鳃纲等软体动物全部种类数目	降低
	水生昆虫分类单元数	统计蜉蝣目、襀翅目、毛翅目、双翅目、半翅目、鞘翅目、蜻蜓目、广翅目等全部水生昆虫的全部种类数目	降低
	摇蚊幼虫分类单元数	统计双翅目摇蚊科幼虫全部种类数目	降低
	甲壳纲分类单元数	统计全部甲壳纲生物全部种类数目	降低
	双翅目分类单元数	统计双翅目全部种类数目	降低
	腹足纲分类单元数	统计全部腹足纲全部种类数目	降低
	蜻蜓目分类单元数	统计蜻蜓目全部种类数目	降低
	蜉蝣目分类单元数	统计蜉蝣目全部种类数目	降低
	襀翅目分类单元数	统计襀翅目全部种类数目	降低
	毛翅目分类单元数	统计毛翅目全部种类数目	降低
	端足目+软体动物分类单元数	统计端足目、腹足纲和瓣鳃纲全部种类数目	降低
	清洁类群分类单元数	统计耐污值 ≤ 3 的全部种类数目	降低
	耐污类群分类单元数	统计耐污值 ≥ 7 的全部种类数目	升高
群落组成指标	第一位优势种百分比	第一位优势种密度占底栖动物总密度的百分比	升高
	前三位优势种百分比	前三位优势种密度占底栖动物总密度的百分比	升高
	EPT%	全部蜉蝣目、襀翅目、毛翅目密度占底栖动物总密度的百分比	降低
	ETO%	全部蜉蝣目、毛翅目、蜻蜓目密度占底栖动物总密度的百分比	降低

	ET%	全部蜉蝣目、毛翅目密度占底栖动物总密度的百分比	降低
	襁翅目%	全部襁翅目密度占底栖动物总密度的百分比	降低
	蜉蝣目%	全部蜉蝣目密度占底栖动物总密度的百分比	降低
	毛翅目%	全部毛翅目密度占底栖动物总密度的百分比	降低
	摇蚊科%	全部摇蚊科密度占底栖动物总密度的百分比	升高
	水生昆虫%	全部水生昆虫密度占底栖动物总密度的百分比	降低
	软体动物%	全部软体动物密度占底栖动物总密度的百分比	降低
	寡毛类%	全部寡毛类密度占底栖动物总密度的百分比	升高
	甲壳纲%	全部甲壳纲密度占底栖动物总密度的百分比	降低
	双翅目%	全部双翅目密度占底栖动物总密度的百分比	升高
	腹足纲%	全部腹足纲密度占底栖动物总密度的百分比	降低
	蜻蜓目%	全部蜻蜓目密度占底栖动物总密度的百分比	降低
	清洁物种%	全部耐污值 ≤ 3 的物种密度占底栖动物总密度的百分比	降低
	耐污物种%	全部耐污值 ≥ 7 的物种密度占底栖动物总密度的百分比	升高
	端足目+软体动物%	全部端足目和软体动物密度占底栖动物总密度的百分比	降低
耐污/敏感指标	BMWP 指数	$BMWP = \sum F_i$ (F_i 为科级分类单元的敏感值)	降低
	BI 指数	$BI = \sum_{i=1}^n P_i * t_i$ (P_i 为第 i 个物种的百分比, t_i 为第 i 个分类单元的耐污值)	升高
	FBI 指数	$FBI = \sum \frac{x_i t_i}{n}$ (x_i 为第 i 个科级分类单元的百分比, t_i 为第 i 个分类单元的耐污值)	升高
	ASPT 指数	$ASPT = BMWP/n$ (n 为科级分类单元数量)	降低
物种多样性指标	Shannon-Wiener 多样性指数	$H = -\sum_{i=1}^S (P_i)(\log_2 P_i)$ (P_i 为第 i 个物种的百分比, S 为总物种数)	降低
	Margalef 丰富度指数	$D = (S - 1)/\ln N$ (S 为总物种数, N 为所有物种总密度)	降低
	Simpson 优势度指数	$D = 1 - \sum_{i=1}^S (P_i)^2$ (S 为总物种数, P_i 为第 i 个物种的百分比)	降低
	Pielou 均匀度指数	$E = \frac{H}{H_{max}}$ (H 为物种多样性指数, $H_{max} = \ln S$, S 为总物种数)	降低

功能类群指标	集食者%	集食者密度占底栖动物总密度的百分比	升高
	滤食者%	滤食者密度占底栖动物总密度的百分比	升高
	刮食者%	刮食者密度占底栖动物总密度的百分比	升高
	撕食者%	撕食者密度占底栖动物总密度的百分比	降低
	捕食者%	捕食者密度占底栖动物总密度的百分比	降低
	粘附者%	粘附者密度占底栖动物总密度的百分比	降低

6.2.2.2 参照点位确定方法

利用环境要素量化筛选方法：

（1）土地利用数据：将全部点位自然用地（草地+林地）的 75%分位数值作为低压力组（参照点位）的筛选标准，将点位自然用地比例大于该筛选标准的点位纳入备选参照点位；将全部点位人类用地（农业+城镇）的 75%分位数值作为高压力组（受损点位）的筛选标准，将点位人类用地比例大于该筛选标准的点位纳入备选受损点位。

（2）水质级别：地表水环境质量在Ⅱ类及以上的点位作为低压力组（参照点位），将Ⅳ类及以下的点位作为高压力组（受损点位）。

6.2.2.3 核心指标筛选

（1）备选指标数值分布范围检验

通过对所有备选指标数据进行分析，其中指标 M5、M8、M10、M11、M13、M15、M23、M28、M29、M30、M32、M33、M36、M46、M47 和 M50 中位数为 0，变化幅度小，因此将以上备选指标剔除。

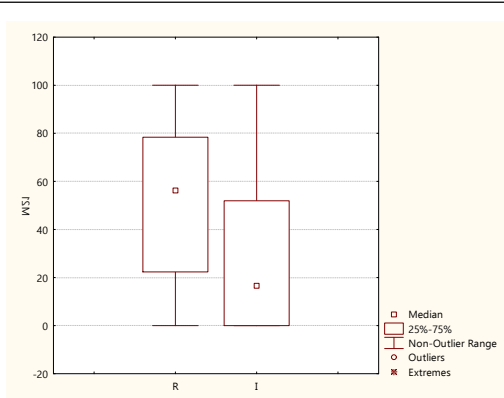
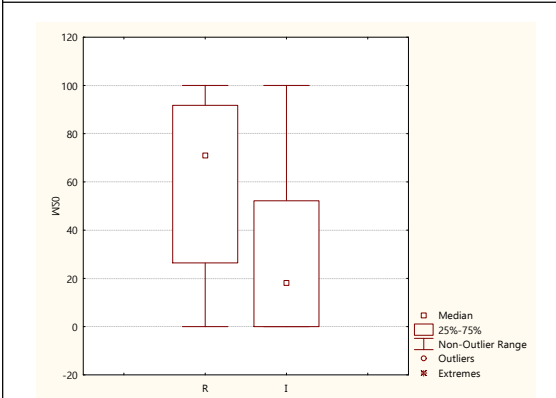
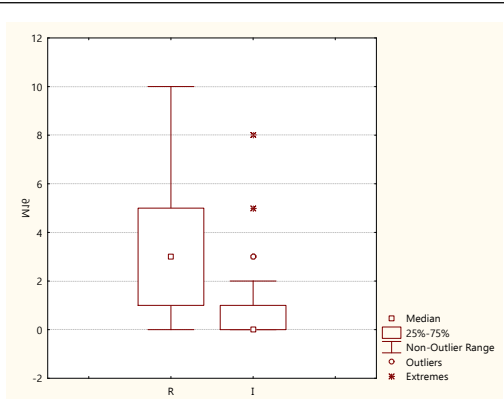
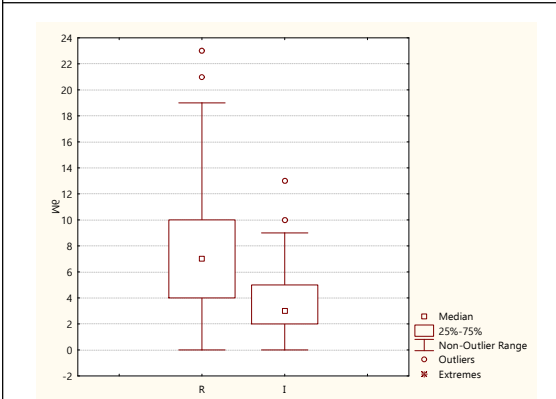
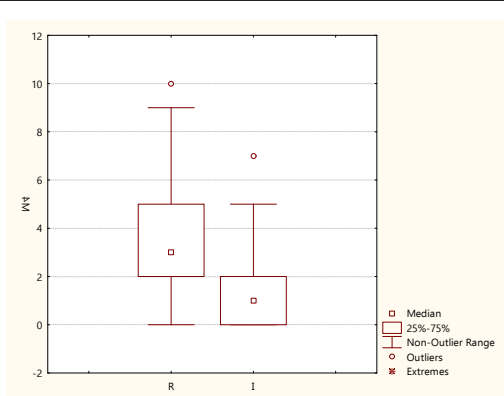
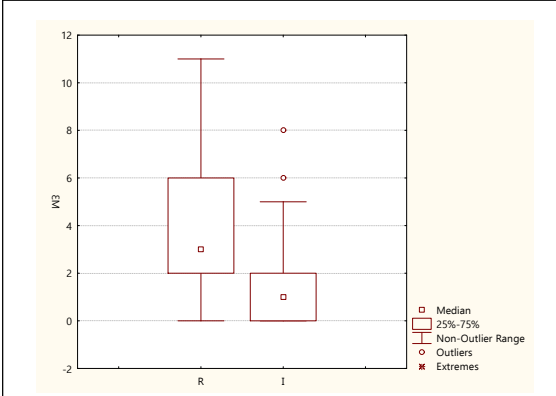
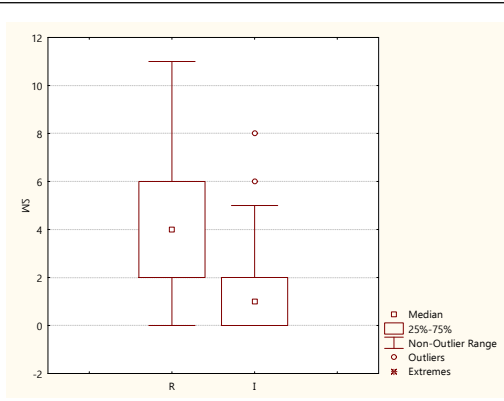
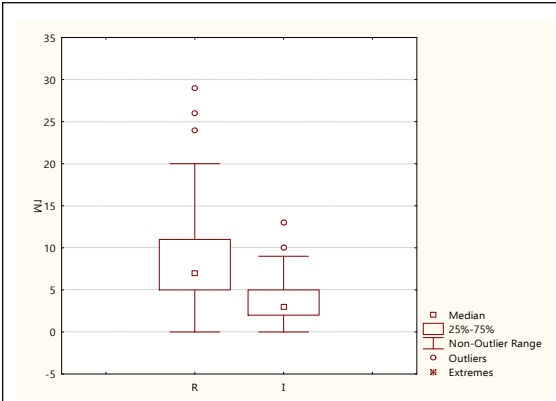
表 6-3 湟水河备选指标分布范围分析结果

	平均值	中位数	标准差	最小值	最大值	25%分位数	75%分位数
M1	5.78	5.00	5.36	0.00	47.00	2.00	8.00
M2	2.41	2.00	2.59	0.00	23.00	1.00	3.00
M3	2.26	2.00	2.44	0.00	23.00	1.00	3.00
M4	2.01	2.00	1.99	0.00	16.00	1.00	3.00
M5	0.16	0.00	0.54	0.00	6.00	0.00	0.00
M6	5.33	4.00	4.93	0.00	45.00	2.00	7.00
M7	1.76	1.00	1.97	0.00	14.00	1.00	2.00
M8	0.14	0.00	0.35	0.00	1.00	0.00	0.00
M9	2.85	2.00	2.98	0.00	20.00	1.00	4.00
M10	0.15	0.00	0.50	0.00	6.00	0.00	0.00
M11	0.00	0.00	0.05	0.00	1.00	0.00	0.00
M12	1.12	1.00	1.07	0.00	8.00	0.00	1.00
M13	0.40	0.00	0.83	0.00	7.00	0.00	1.00
M14	0.89	1.00	1.16	0.00	8.00	0.00	1.00
M15	0.32	0.00	0.71	0.00	7.00	0.00	0.00
M16	1.61	1.00	2.22	0.00	19.00	0.00	2.00
M17	0.81	1.00	1.09	0.00	7.00	0.00	1.00
M18	54.25	55.16	27.71	0.00	100.00	38.10	74.37
M19	80.13	91.35	30.03	0.00	100.00	78.70	99.43
M20	39.42	29.70	36.08	0.00	100.00	1.97	74.11

	平均值	中位数	标准差	最小值	最大值	25%分位数	75%分位数
M21	35.97	27.05	34.02	0.00	100.00	1.49	66.67
M22	36.82	28.38	34.28	0.00	100.00	1.69	68.35
M23	2.61	0.00	7.97	0.00	70.59	0.00	0.48
M24	27.76	14.86	30.46	0.00	100.00	0.00	49.84
M25	9.06	0.36	19.16	0.00	100.00	0.00	8.00
M26	32.04	19.34	32.66	0.00	100.00	0.71	60.99
M27	76.30	97.86	35.93	0.00	100.00	64.71	100.00
M28	2.14	0.00	11.12	0.00	100.00	0.00	0.00
M29	6.34	0.00	16.45	0.00	93.36	0.00	2.17
M30	4.06	0.00	16.08	0.00	100.00	0.00	0.00
M31	36.59	27.57	33.50	0.00	100.00	4.81	66.10
M32	2.14	0.00	11.12	0.00	100.00	0.00	0.00
M33	0.05	0.00	1.02	0.00	21.82	0.00	0.00
M34	14.39	1.59	23.64	0.00	100.00	0.00	18.61
M35	10.89	0.36	21.35	0.00	100.00	0.00	10.73
M36	6.54	0.00	19.82	0.00	100.00	0.00	0.00
M37	28.65	20.00	31.38	0.00	326.00	10.00	38.00
M38	3.98	4.00	2.07	0.00	9.60	3.14	5.09
M39	4.09	4.30	2.00	0.00	9.22	3.31	5.39
M40	4.85	4.83	2.75	0.00	20.00	3.50	6.25
M41	1.39	1.46	0.91	0.00	4.21	0.72	2.03
M42	0.81	0.74	0.66	0.00	4.84	0.30	1.18
M43	0.47	0.54	0.28	0.00	0.92	0.24	0.70
M44	0.65	0.61	0.25	0.11	1.14	0.45	0.87
M45	50.25	49.63	35.84	0.00	100.00	15.22	85.90
M46	6.17	0.00	14.87	0.00	100.00	0.00	4.87
M47	8.50	0.00	19.98	0.00	100.00	0.00	3.23
M48	8.06	0.33	18.17	0.00	100.00	0.00	7.14
M49	13.68	2.07	22.90	0.00	100.00	0.00	16.88
M50	4.26	0.00	15.35	0.00	100.00	0.00	0.00

(2) 备选指标箱体图检验（参照点位 vs. 受损点位）

对经过数值分布范围检验的剩余指标进行参照点位和受损点位之间的箱体图检验，以区分指标在参照点位和受损点位之间的区分性能。经过箱体图检验（图 6-2），M1、M2、M3、M4、M6、M16、M20、M21、M22、M34、M37、M39、M40、M41、M44 和 48 通过筛选并进入下一轮相关性筛选。



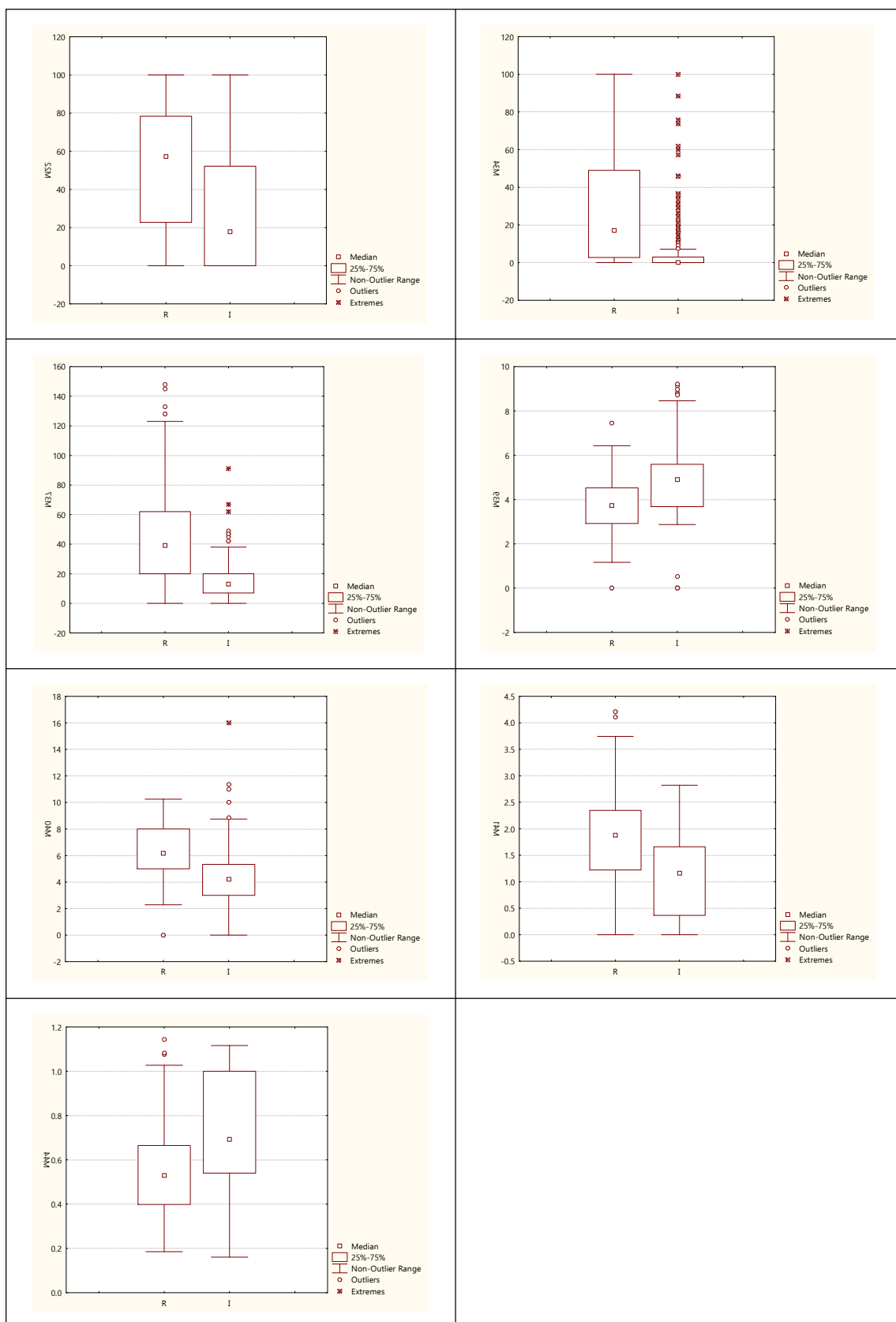


图 6-2 分布式检验结果

(3) 备选指标相关性检验

由于 M1（总分类单元数）同 M2（EPT 分类单元数）、M3（EPO 分类单元数）、M4（ET 分类单元数）、M16（清洁类群分类单元数）、M37（BMWP 指数）和 M41（Shannon-Wiener 多样性指数）均呈现显著的正相关关系，同时考虑到 M1 所预留的生态学信息更丰富，也是其他相关研究中使用频次最高的核心指标，因此留存 M1（总分类单元数），将其余 6 个指标剔除；M20（EPT%）分别同 M21（ETO%）和 M22（ET%）之间显著正相关，考虑到 EPT% 所涵盖的物种类群更丰富，则留存 M20，剔除 M21 和 M22；M34（清洁物种%）同 M2、M3 和 M16 显著正相关，但 M2、M3 和 M16 已经剔除，因此保留 M34；M39（FBI 指数）、M40（ASPT 指数）、M44（Pielou 均匀度指数）均同其他核心指标没有显著相关性，因此保留。

（4）核心评价指标标准化

最终，参与构建湟水河大型底栖无脊椎动物生物完整性体系的核心指标为 M1（总分类单元数）、M20（EPT%）、M34（清洁物种%）、M39（FBI 指数）、M40（ASPT 指数）和 M44（Pielou 均匀度指数）。使用统一的标准化公式对 6 个核心指标进行归一化处理，各核心指标的参照值和临界值见表 6-4。

表 6-4 湟水河大型底栖无脊椎动物生物完整性核心指标归一化数值

核心指标	指标标准化数值	
	参照值	临界值
M1（总分类单元数）	15.25	0
M20（EPT%）	100.00	0
M34（清洁物种%）	71.18	0
M39（FBI 指数）	0	6.94
M40（ASPT 指数）	9.33	0
M44（Pielou 均匀度指数）	0.27	1.00

6.2.3 生物完整性评价标准构建

将所有参照点位完整性指数得分的 25%位数确定为“健康”标准值，对剩下数值范围进行四等分，共分为 5 个等级，“健康”、“良好”、“一般”、“差”和“极差”的分级标准见表 6-5。

表 6-5 湟水河大型底栖无脊椎动物生物完整性分级评价标准

等级	健康	良好	一般	差	极差
分级标准	>4.34	3.05—4.34	2.03—3.05	1.02—2.03	0.28—1.02

6.2.4 生物完整性评价标准校验

选取青海大学 2018 年和环科院 2021 年的数据作为验证数据集：

(1) 区分性：IBI 箱体图（参照点位 vs. 受损点位）：尽管 25%—75%分位数的箱体图有部分重合，但仍满足 IQ 值>2 的筛选条件。

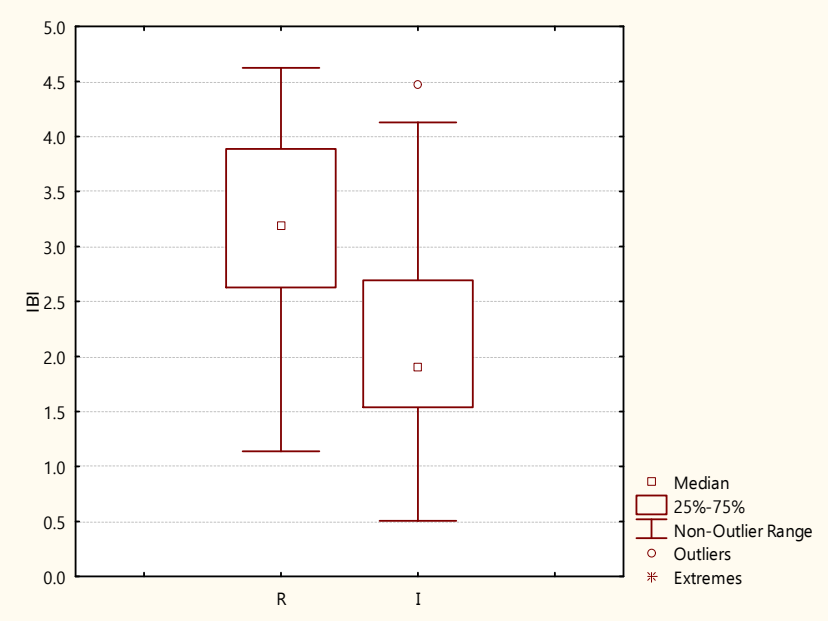
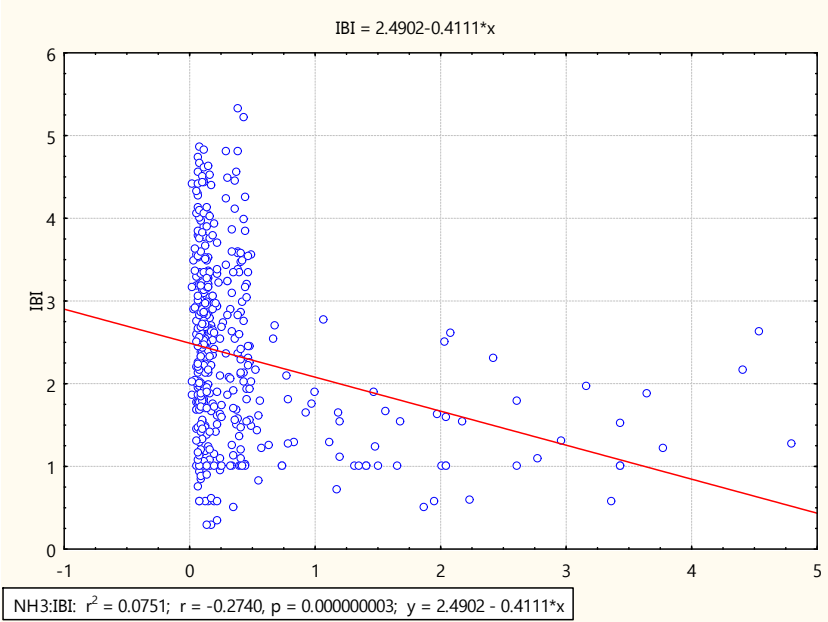


图 6-3 基于验证数据的参照点位和受损点位 IBI 箱体图比较结果

(2) 稳定性：构建数据参照点得分的变异系数为 $C_{v \text{ 构建}}=1.04/3.15=0.33$ 。验证数据参照点得分的变异系数为 $C_{v \text{ 验证}}=0.96/3.23=0.30$ 。 $C_{v \text{ 构建}}$ 和 $C_{v \text{ 验证}}$ 处于同一水平，表明 IBI 稳定性较高。

(3) 敏感性：使用所有点位 IBI 得分同主要环境胁迫因子进行趋势分析，可以看出各点位 IBI 得分同氨氮、总氮和电导率等水环境干扰指标之间存在着显著的响应关系。



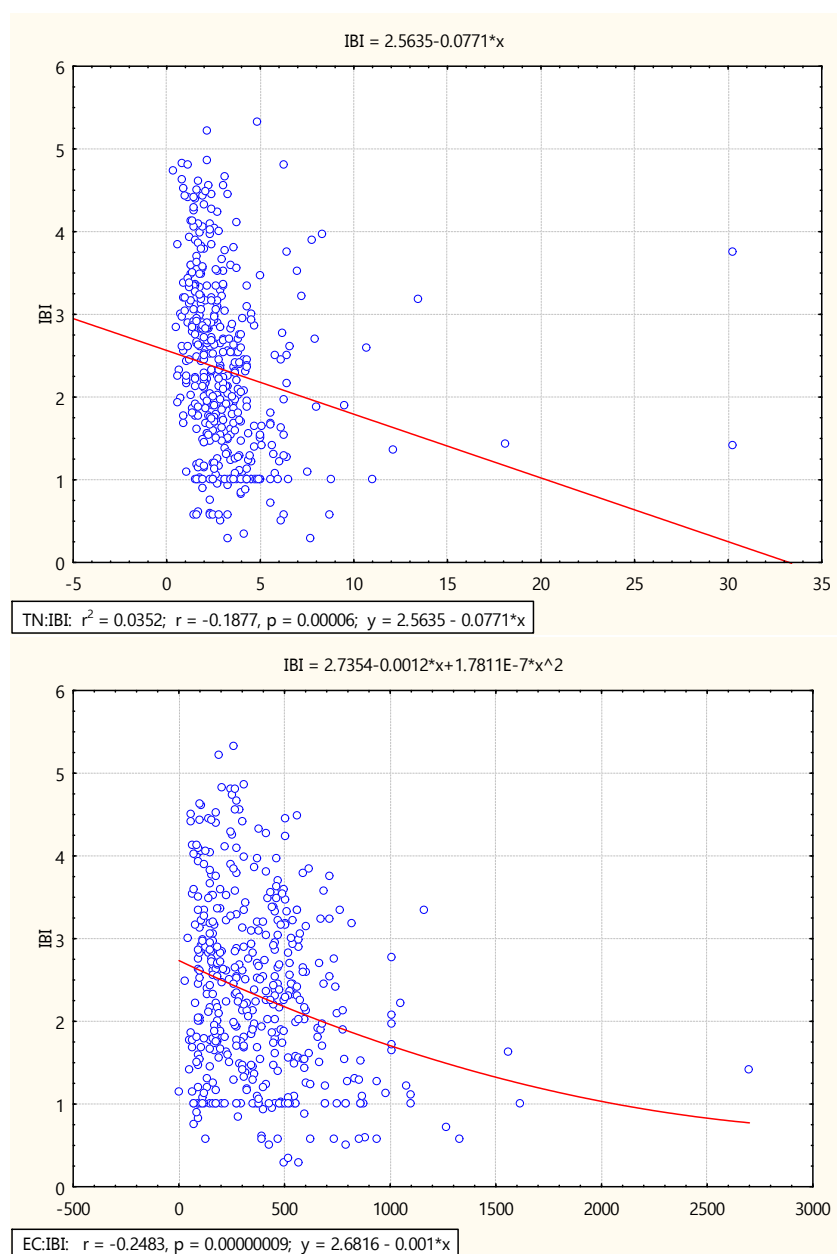


图 6-3 湟水河各点位 IBI 得分同主要水环境因子之间的响应关系

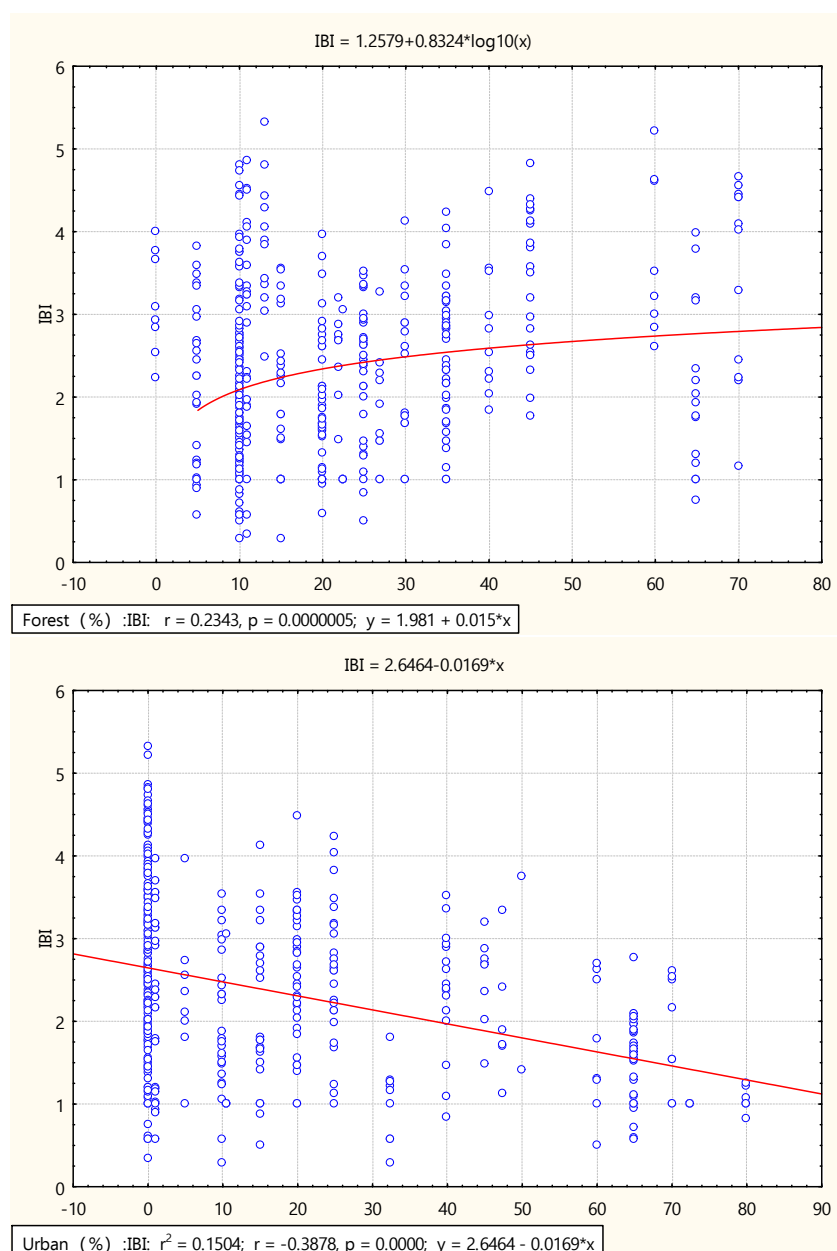


图 6-4 湟水河各点位 IBI 得分同主要土地利用类型之间的响应关系

7 标准实施的环境效益与经济技术分析

7.1 标准实施的环境效益分析

本标准编制的主要目的是为了补充完善我国高原生态脆弱区水生生物评价标准。由于黄河保护法第二十九条明确提出了“国家加强黄河流域生态保护与修复，坚持山水林田湖草沙一体化保护与修复，实行自然恢复为主、自然恢复与人工修复相结合的系统治理”的要求。以上对开展水生生物评价提出了新的更高的工作要求。湟水河地处我国高原地区，具有独特的水生态状况，同时该区域位于生态脆弱区，具有重要的保护意义。本标准的编制可以为青

海省生态环境监测部门科学开展湟水河流域的水生态评价提供可供参考的评价依据,为后续开展诊断分析并拟定生态环境保护措施提供科学参考,具有重要的生态环境保护意义。

7.2 标准实施的经济技术分析

本标准执行的关键环节是监测数据。因此,从经济技术分析角度来讲,重点需要配置专项资金用于开展持续的水生态监测。其中,监测核心内容是设定科学合理的监测点位数量、分布和监测次数,这是直接成本。此外,间接成本主要涉及研究人员的费用和实验室建设等费用。

8 标准实施建议

本标准实施的目的是为了科学开展湟水河流域水生态健康评价,为制定后续的保护修复工作提供科学参考依据。实施和应用主体是有关流域局监测科研中心、省级-市级-县级等生态环境监测部门。

(1) 制度保障:明确标准制定及未来的使用部门范围。本标准是针对水生生物监测评价而制定的标准。因此未来的主要使用部门是各级生态环境监测部门。

(2) 经费保障:建议从省级设定专项经费,各市和各县用以开展监测评价工作。

(3) 人员保障:工作人员需要涉及水生生物学和生态学,以此作为有效的人员保障。

(4) 计划保障:监测评价工作需要明确规定每年的监测次数和监测点位数量,制定明确的推进工作计划,涵盖现场监测—室内鉴定—评价诊断—保护方案。

(5) 监督保障:省级生态环境监测中心站开展相应的技术培训,各监测点位按照属地政策分配至市级监测站并执行监测。

参考文献

Leopold A. A Sand County Almanac [M]. New York: Oxford university press, 1949.

Karr J R. Biological integrity along neglected aspect of water-resource anagement [J]. Ecological Applications, 1991, 1: 66-68.

Fore L S, Karr J R, Wisseman R W. Assessing invertebrate responses to human activities: Evaluating alternative approaches [J]. Journal of the North American Benthological Society, 1996, 15(2): 212-231.

Wright J F. Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters [J]. Australian Journal of Ecology, 1995, 20: 181-197.

Karr R J, Chu E W. Restoring life in running waters: better biological monitoring [M]. Washington

- DC, Island press, 1999.
- Simon T P, Lyons J. Using fish community attributes for evaluating water resource integrity in freshwater ecosystems [M]. In Davis W S, Simon T P (Eds). *Biological Assessment and Criteria: Tools for water Resource Planning and Decision Making*. Lewis, Ann Arbor, 243-260, 1995.
- Ohio EPA. Biological criteria for the protection of aquatic life [M]. Vol.1-3. ecological assessment section, division of water quality monitoring and assessment, 1988.
- Barbour M, Gerritsen T J, Griffith G E, et al. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrate [J]. *Journal of the North American Benthological Society*, 1996, 15(2): 185-211.
- Genet J, Chirhart J. Development of a macroinvertebrate index of biological integrity (MIBI) for rivers and streams of the upper Mississippi River Basin [M]. Minnesota Pollution Control Agency, Biological Monitoring Program. St Paul, Minnesota, 2004, PP: 44.
- Davis W S, Snyder B D, Stribling J B, et al. Summary of State Biological Assessment Programs for Streams and Rivers [M]. U. S. Environmental Protection Agency, Office of Planning, Policy and Evaluation, Washington D.C. EPA 230-R-96-007, 1996.
- Gernes M C and Helgen J C. Indexes of Biotic Integrity (IBI) for Wetlands. Vegetation and Invertebrate IBI's [R]. Final Report to U. S. EPA. Assistance # CD995515-01. Minnesota Pollution Control Agency, Environmental Outcomes Division, 1999.
- Helgen J C, Gernes M C. Monitoring the Conditions of Wetlands: Indexes of Biological Integrity Using Invertebrates and Vegetation. In Rader, R.B,B.P.Batzer and S.A. Wissinger(Eds) [M]. *Bioassessment and Management of North American Freshwater Wetlands*. John Wiley and Sons, Inc. New York. Ch 8, 2001, 167-185.
- Simon T P, Sanders R E. Applying an index of biotic integrity based on great river fish communities: considerations in sampling interpretation [M]. In Simon, T.P. (Ed) *Assessing the Sustainability of Biological Integrity of Water Resources using Fish Communities*. CRC Press, Boca Raton, FL, 1999, 475-506.
- Jennings M J, Lyons J, Emmons E E, et al. Toward the development of an index of biotic integrity for inland lakes in Wisconsin [M]. In Simon, T. P. (Ed.) *Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources using Fish Communities*. CRC Press, Boca Raton,

- FL, 1999, pp: 541-562.
- Whittier T R. Development of IBI metrics for lakes in southern NewEngland [M]. In Simon, T. P. (Ed.) Assessing the Sustainability of Biological Integrity of Water Resources using Fish Communities. CRC Press, Boca Raton, FL, 1999, 563-584.
- Drake M T, Pereira D L. Development of a fish-based index of biotic integrity for small inland lakes in central Minnesota [J]. North American Journal of Fisheries Management, 2002, 22: 405-423.
- Jennings M J, Fore L S, Karr J R. Biological monitoring of fish assemblages in Tennessee Valley reservoirs [J]. Regulated Rivers: Research and Management, 1995, 11: 263-274.
- McDonough T A, Hickman G D. Reservoir fishery assessment index development: a tool for assessing ecological health in Tennessee Valley Authority impoundments [M]. In Simon, T.P. Assessing the Sustainability and Biological Intergrity of Water Resources Using Fish Comminities. CRC Press, Boca Raton, FL, 1999, 523-540.
- 蔡庆华, 吴刚, 刘建康. 流域生态学:水生生态系统多样性研究和保护的一个新途径 [J]. 科技导报, 1997, 5: 24-26.
- 邓红兵, 王庆礼, 蔡庆华. 流域生态学一新学科, 新思想, 新途径 [J]. 应用生态学报, 1998, (4): 443-449.
- 吴刚, 蔡庆华. 流域生态学研究内容的整体表述 [J]. 生态学报, 1998, 18(6): 575-5810.
- 黄玉瑶, 滕德兴, 赵忠宪. 利用大型无脊椎动物群落结构特征及其多样性指数监测蓟运河污染 [J]. 动物学集刊, 1982, 2: 133-146.
- 杨莲芳, 李佑文, 戚道光等. 九华河水生昆虫群落结构和水质生物评价 [J]. 生态学报, 1992, 12(1): 8-15.
- 朱江. 北京地区蜉蝣目 (Ephemeroptera) 稚虫的分布及与水质关系的研究 [J]. 环境科学学报, 1994, 14(3): 308-315.
- 于力, 李平, 曲兆平. 吉林省山地河流毛翅目幼虫的分布及对水质监测和评价的研究 [J]. 中国环境监测, 1996, 12(4): 47-49.
- 童晓立, 胡慧建, 陈思源. 利用水生昆虫评价南昆山溪流的水质 [J]. 华南农业大学学报, 1995, 16(3): 6-10.
- 王建国, 黄恢伯, 杨明旭等. 庐山地区底栖大型无脊椎动物耐污值与水质生物学评价 [J]. 应用与环境生物学报, 2003, 9(3): 279-284.

王备新, 杨莲芳, 胡本进等. 应用大型底栖动物完整性指数 B-IBI 评价溪流健康 [J]. 生态学报, 2005, 25(6): 1481-1490.

渠晓东. 香溪河大型底栖动物时空动态-生物完整性及小水电站的影响研究 [D]. 武汉: 中国科学院水生生物研究所, 2006.

9 涉及专利情况

本标准不涉及任何已有的专利内容, 与国家及行业其他标准无知识产权和专利冲突。

10 重大分歧意见

本标准起草过程中没有重大分歧意见。