

基于大型底栖动物的黄柏河河流健康评价

张坤^{1, 2} 李卫明^{1, 2} 陈圣盛² 熊伟唯² 张续同² 刘子健²

(1. 三峡库区生态环境教育部工程研究中心, 湖北宜昌 443002;

2. 三峡大学水利与环境学院, 湖北宜昌 443002)

【摘要】:为了解黄柏河大型底栖动物群落结构和健康状况, 在黄柏河设置 13 个点位, 进行底栖动物和水体理化因子的调查, 基于 Shannon-Wiener 多样性指数、科级生物指数(FBI)、生物完整性指数(B-IBI)和栖息地质量评价指数(QHEI)对黄柏河生态状况进行全面评价, 并对比 4 种评价方法及其与环境因子间的关系。共采集到底栖动物 31 个分类单元, 隶属于 3 门 6 纲 14 目 27 科, 主要以水生昆虫和软体动物为主。黄柏河健康状况存在空间异质性, Shannon-Wiener、FBI、B-IBI 和 QHEI 评价结果存在差异, 但全流域表现基本一致, 即西支健康状态最好, 东支健康状态一般, 干流健康状态最差。与环境因子间的关系表明, Shannon-Wiener 和 FBI 能够指示溶解氧, B-IBI 能够指示水温、溶解氧和电导率, QHEI 得分能够指示水温、电导率、森林和人造地表占比。对比分析得到, Shannon-Wiener 不适合应用于寡营养河段, FBI 能够表达大型底栖动物群落的大部分信息并能够表征栖息地质量。相比 FBI, B-IBI 与其他评价方法联系更为紧密, 并且 B-IBI 可以包含更多群落信息, 更能全面反映黄柏河流域健康状况。

【关键词】:大型底栖动物;QHEI;B-IBI 指数;Shannon-Wiener 指数;FBI 指数;河流健康评价

【中图分类号】:X826 **【文献标识码】**:A **【文章编号】**:1004-8227(2022)10-2218-12

DOI:10.11870/cjlyzyyhj202210011

河流生态系统不仅在维系陆地生态系统和水生态系统的物质循环、能量流通和生态平衡和健康发展中具有重要作用, 同时在气候变化、人类生活和生物多样性等方面发挥重要功能^[1]。近年来, 受全球气候变化和人类活动加剧的双重影响, 河流生态系统健康遭受严重威胁, 对其健康状况进行评价是河流修复和保护的重要基础^[2]。水生生物评价是指对水体中的生物进行调查或直接检测反映河流生态健康状况, 在河流健康评价中广泛应用^[3]。大型底栖动物是水生生物中的重要类群, 其处于河流生态系统食物链的关键环节, 并且具有迁移能力弱、对环境变化敏感等特性^[4], 因此是应用最广泛的指示物种^[5]。利用大型底栖动物进行生物评价具有重要意义。

基于大型底栖动物的水质评价方法较多, 但不同的评价方法侧重点不同, 评价结果有很大差异^[6, 7]。陆晓晗等^[8]利用生物多样性指标和指示物种法对付疃河进行评价发现, Pielou 指数偏优、Shannon-Wiener

¹收稿日期:2021-10-20;修回日期:2021-12-20

基金项目:国家自然科学基金面上项目(51979149)

作者简介:张坤(1996~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水河流生态学。E-mail:2914734052@qq.com

*通讯作者 E-mail:lwm000001@126.com

指数和 Margalef 指数偏劣, 而 Goodnight—Whitley 指数、相对重要性指数和 Wright 指数基本一致;李金京等^[9]利用 Shannon—Wiener 指数、耐污值法和 FBI 法对桥边河健康状况进行评价时发现 FBI 科级生物指数与实际水质情况最吻合;胡小红等^[10]利用 B—IBI 法和指数综合法评价北运河水生态健康时,发现 B—IBI 法更为宽松。Cox 等^[11]在评价澳大利亚 Richmond 河时对比物种丰富度、物种百分比、SIGNAL2、EPT、AUSRIVAS、OE50 和 BCI 时发现 SIGNAL2 是最有效的评价指标。因此,基于单一的生物指数很难准确评价河流的健康状况,需要选用不同的生物评价方法,但目前选取的生物指标多出于研究人员的喜好,成本及易用性,而非科学性^[12]。目前的生物评价方法主要归纳为 3 类:(1)基于耐污能力的评价方法,例如科级生物指数 FBI^[13]、EPT 物种丰富度指数,Goodnight 指数等;EPT 指数和 Goodnight 指数等只能适用流域中有特定类型物种,如蜉蝣目和寡毛类等,而 FBI 指数适用于任何物种。(2)基于生物多样性^[14]进行评价,例如 Shannon—Wiener 多样性指数、Simpson 优势度指数、Pielous 均匀度指数和 Margalef 丰富度指数,其中使用较为广泛的为 Shannon—Wiener 指数。(3)生物完整性指数^[15],又称多参量生物指数,是 Karr^[16]于 1981 年提出用于评价河流健康状况。它是由物种组成、丰富度及营养类型等多个生物指数共同构成。研究表明栖息地环境是河流生态系统中的重要组成部分,栖息地质量不仅可以表征河流生态系统的健康程度,还能够显著影响大型底栖动物群落结构^[17]。

黄柏河是长江流域中游的一级支流,也是葛洲坝库区的最大支流,担负着宜昌市的生产和生活用水,被誉为宜昌市的“母亲河”。但关于黄柏河流域大型底栖动物群落及生物评价鲜有研究。在此背景下,选用基于耐污能力评价的 FBI 指数、基于生物多样性评价的 Shannon—Wiener 指数、生物完整性指数 B—IBI 和栖息地质量 QHEI 对黄柏河流域健康状况进行全面评价,并对比分析不同评价方法的适应性,研究成果以期为黄柏河流域的保护和修复提供科学决策依据,也可为我国长江中上游河流健康评价提供经验和参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域

黄柏河位于宜昌市区西北部,发源于夷陵区黑良山,是长江中游左岸的一级支流,全长 163km,流域面积 1902km²,分东西两支,于葛洲坝水利枢纽大坝上游注入长江(图 1)。流域总体位于秦巴山地向汉江平原的过渡地带,地势为西北部高,东南部低,流域海拔 66.5~1962.4m,多年平均降雨量约 1138mm。根据黄柏河流域特点,共设置 13 个点位,其中干流 4 个点位,东支 5 个点位,西支 4 个点位,采样点分布情况及土地利用情况见图 1,采样点生境状况见表 1。

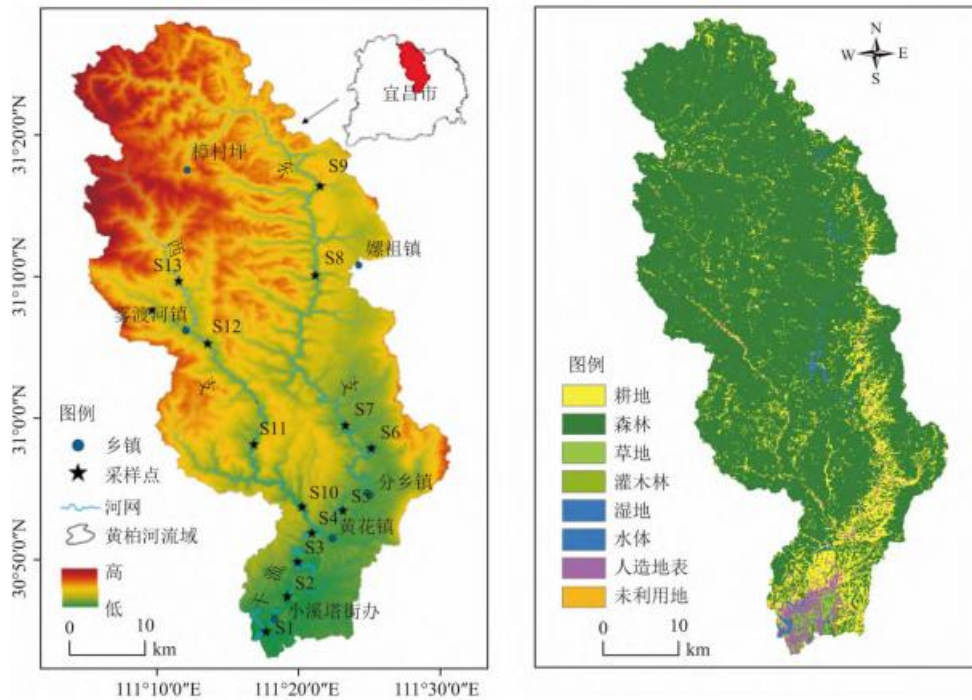


图1 黄柏河流域土地利用及采样点分布图

表1 黄柏河采样点生境状况表

河段	点位	采样点	点位描述	河床底质组成
	S1	黄柏河入江口	为城市河段，河宽水深，河势平缓，近岸无植被	淤泥、细沙
	S2	夷陵区小溪塔	为城市河段，河岸硬化，近岸有少量湿生植被	淤泥、细沙
干流	S3	池板河入河口	自然状态较好，河床中部有大卵石堆积，水流较急，河势变化大，近岸有大量大卵石湿生植被	
	S4	汤渡河水库	东西支交汇点，左岸为峭壁，右岸为人工护坡，河势平缓，岸边有野草被水淹淤泥没	
	S5	分乡镇下游	为自然河段，两岸为峭壁山体，河道曲折	细沙
	S6	分乡镇上游	该点位地势较平缓，分布大量农田，附近有一排口，岸坡为裸露卵石	大卵石和细沙
东支	S7	西北口水库下游	附近有零星几户农户，河势平缓	卵石、水藻
	S8	天福庙水库下游	两岸为峭壁，河势切入较深，岸坡分布有水草	片石和卵石
	S9	灵龙峡大拐弯生态旅游景区	黄柏河东支源头，两岸为浆砌石人工护坡，岸坡卵石裸露，河势稳定	卵石
	S10	新坪村	两岸和河床内部分布大块卵石，弯曲分叉河段，河道弯曲，河道下切，两岸水草较少	大卵石
	S11	寺冲	左岸为浆砌石护坡，右岸为自然护坡，沿河岸两边农田分布，两岸为卵石，河道两岸无水草分布	卵石
西支	S12	清江坪村	两岸为浆砌石护坡，河道内有轻微的泥沙淤积现象，沿河岸两边农田分布，河道两岸有较多水生植物	砾石
	S13	小河口	为黄柏河西支的源头#两岸为浆砌石护坡#沿河岸两边农田分布河势平稳#沿岸水草较少	片石

1.2 数据来源

1.2.1 大型底栖动物的采集及鉴定

笔者所在课题组于 2021 年 4 和 5 月进行大型底栖动物采集。由于黄柏河大部分河段水深较浅，每个采样点选择两岸可涉水河段上下游 100m 范围作为采样区域。采用索伯网(0.3m×0.3m, 60 目)进行采集，将采集到的大型底栖动物置入 40 目的筛网中筛洗并倒入白瓷盘，挑选出肉眼可以看到的所有样品，放入 200mL 的广口瓶中，加入 10 倍于底栖动物的福尔马林溶液(10%)保存，做好标记和记录，带到实验室后再做进一步的分拣工作。在白瓷盘中分类计数并称量，统计个体时，在标本损坏情况下，只统计头部。尽可能鉴定到最低的分类单元^[18]。

1.2.2 水体理化因子的测定

同步采集水样，溶解氧(DO)、浊度(Tur)、电导率(Cond)、水温(WT)、pH 是由水质多参监测仪(HydroLabDS5x)在现场自动监测，参照《水和废水监测分析方法》(第四版)，在实验室测定水样中总氮(TN)、总磷(TP)、高锰酸钾指数(CODMn)、氨氮(NH₃-N)的含量。

1.2.3 栖息地环境质量评价及土地利用

利用栖息地环境质量评价指标(Qualitative Habitat Evaluation Index, QHEI)对黄柏河各样点栖息地环境质量的评价，选用底质、生境复杂性、流速与水深结合特征、堤岸稳定性、河道变化、河水水量状况、植被多样性、水质状况、人类活动强度和河岸土地利用类型 10 个指标构建。每个指标 20 分，合计满分 200 分，共分 5 个等级(健康、较好、一般、较差、差)^[19]。黄柏河流域土地利用数据为 2017 年 10m 精度全球地理数据，来源于清华大学的 Finer Resolution Observation and Monitoring—Global Land Cover (tsinghua. edu. cn) 平台^②。从各采样点位 1km 内范围作为影响该点位的区域^[20]。如图 1 所示，黄柏河流域共有 8 种土地利用类型，分为人造地表，森林、水体、耕地、草地、湿地、灌木林、湿地及未利用土地。黄柏河土地利用类型显示：黄柏河流域自然状态较好，以森林为主，占比 84.49%；其次为耕地，占比 9.7%；人造地表占比 2.02%。通过以上分析黄柏河流域土地利用开发率较低，除下游源头为城市河段，人类活动影响较高外，其余地方人类活动强度较低。

1.3 数据处理与分析

1.3.1 快速生物评价法

本文采用 Shannon—Wiener 多样性指数和 FBI 物种耐污值数进行水质评价。相关评价标准^[21]见表 2。Shannon—Wiener 指数(H)：

$$H = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \quad (1)$$

FBI 指数：

$$FBI = \sum_{i=1}^n n_i t_i / N \quad (2)$$

^②①数据来源：<http://data.ess.tsinghua.edu.cn/>

式中:S 为物种丰度;pi 表示物种 i 的个数在群落总个数的比例,即 $P_i = n_i / N$;n_i 表示各采样点物种 i 的总个数;t_i 表示第 i 科的耐污值;N 为各物种个体总数。

表 2 生物评价指标等级划分标准

大型底栖动物分级标准	极清洁 (I)	清洁 (II)	轻度污染 (III)	中度污染 (IV)	重度污染 (V)
Shannon-wiener 指数	>4	3~4	2~3	1-2	<1
FBI 指数	≤3.75	3.75-5	5-5.75	5.76-7.25	7.26-10

1.3.2 生物完整性评价

构建黄柏河流域大型底栖动物生物完整性(B-IBI)评价体系,主要包括4个步骤:(1)确定参照点和受损点。这是建立B-IBI指数的关键^[22],参照点是未受人类干扰或受干扰很少的点位,由于黄柏河流域极少有这样的点位,因此选择人类干扰相对较少的点位。(2)构建B-IBI指数的生物指标。需满足对环境变化敏感、准确测量、易于比较^[23]等要求,选取群落丰富度、种类相对丰度、耐污能力和生物多样性4类23个指标构建候选指标体系(表3)。(3)候选生物指标的选择。剔除零值过多和分布范围窄的指标^[24],并按照Barbour的评价方式进一步筛选指标^[25]。(4)评分标准和指标体系的建立。本文选择比值法进行记分,并采用比值法进行评价等级划分,以95%分位数为健康,将其余部分4等分,分别代表亚健康、一般、差、很差^[26]。据此将黄柏河B-IBI健康评价结果划分为5个等级。

表 3 黄柏河候选生物指标及其对干扰的反映

序号	指标类型	生物指标	对干扰的反映
N1		物种丰富度	减小
N2		底栖动物密度	减小
N3	群落	优势分类单元数	增大
N4	丰富度	底栖动物生物量	减小
N5		水生昆虫分类单元数	减小
N6		EPT 分类单元数	减小
N7		优势分类单元占比	增大
N8		前 3 优势单元占比	增大
N9	种类个	水生昆虫占比	减小
N10	体比例	EPT 分类单元占比	减小
N11		寡毛类占比	增大
N12		摇蚊幼虫占比	增大
N13		敏感类群分类单元数	减小
N14		耐污类群分类单元数	增大
N15	耐污	敏感类群占比	减小
N16	能力	耐污类群占比	增大
N17		BMWP 指数	减小
N18		敏感记分器 SIGNAL	减小
N19		FBI	增大
N20		Shannon-Wiener 多样性指数	减小
N21	多样性	Simpson 优势度指数	减小

N22	指数	Pielous 均匀度指数	减小
N23		Margalef 丰富度指数	减小

2 结果

2.1 底栖动物群落结构

本次调查共获得 31 个分类单元，分属于 3 门 6 纲 14 目 27 科，以水生昆虫和软体动物为主。各分类单元占比显示，昆虫纲占比 48%，其次为腹足纲、双壳纲和甲壳纲，分别占比 19%，13%，13%，寡毛纲和蛭纲占比最少，只占物种数的 3%。广泛分布种为秀丽白虾、闪蝇、铜锈环棱螺、卵萝卜螺，大型底栖动物在全流域分布有明显的空间差异，干流以软体动物为主，东支各物种较为平均，西支以水生昆虫为主。各采样点位物种分布见图 2，西支的 S10 点位物种数最多，为 11 种，其次为干流的 S3 和西支的 S11 和 S12 点位，为 10 种，其余各点位物种数均未超过 10 种，部分点位受人类活动影响和水污染影响，底栖动物群落受损严重，例如点位 S4 未采集到大型底栖动物，点位 S1 只采集到 2 种。

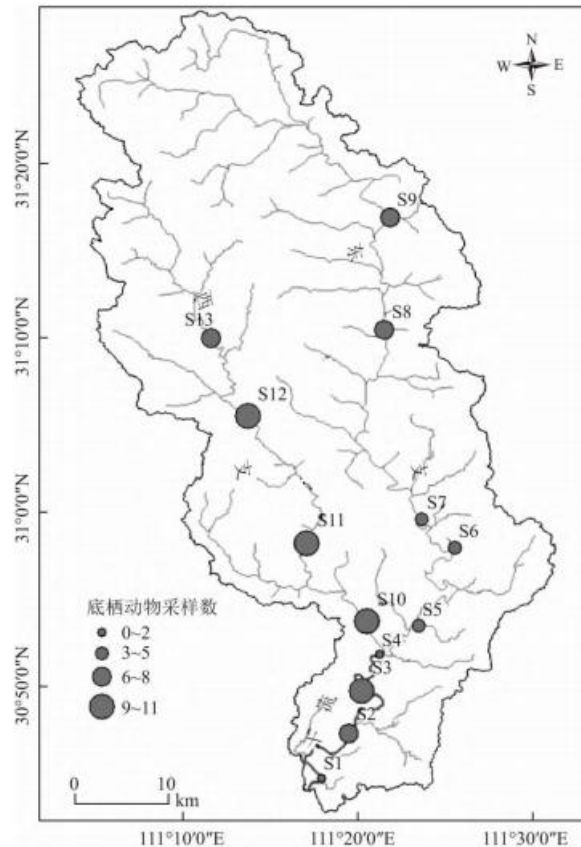


图 2 黄柏河大型底栖动物物种数分布图

2.2 QHEI 栖息地评价

栖息地评价结果显示(图 4a)，黄柏河生境处于较差到健康之间，健康的点位有 2 个，占比 15.38%;较好的点位有 7 个，占比 53.85%;一般的点位有 3 个，占比 23.08%;较差的点位有 1 个，占比 7.69%。黄柏河生境评价较高的点位为西支和干流的池板河入河口(S3)。干流生境状况较差，东支栖息地一般。

2.3 Shannon—Wiener 多样性水质评价

基于香浓—维纳多样性指数评价结果显示(图 4b), 黄柏河处于中度污染到重度污染之间, 其中重度污染的监测点位有 4 个, 占比 30.77%; 中度污染的监测点位有 9 个, 占比 69.23%, 黄柏河处于中度污染—重度污染。

2.4 FBI 科级生物指数水质评价

FBI 指数评价结果显示(图 3c), 黄柏河处于清洁到重度污染之间, 其中清洁的有 1 个, 为 S11 点位, 占比 7.69%; 轻度污染的也只有 1 个, 为 S5 点位, 占比 7.69%; 中度污染的有 8 个, 占比 61.54%; 重度污染的有 3 个点位, 占比 23.08%。全流域来看, 表现为西支评价结果好于东支, 干流健康状况最差, 上游评价结果好于下游。

2.5 B—IBI 水生态健康评价

由于黄柏河全流域都受人类活动影响, 难以找到不受人类活动干扰或很少受人类活动影响的点位, 本文选择满足《地表水环境质量标准》(GB3838—2002) III 类水质标准并且栖息地质量评分在较好以上的点位为参照点^[27], 据此筛选出新坪村、寺冲、清江坪村和小河口 4 个参照点。

根据候选参数分布范围剔除零值过多的指标, 即耐污类群单元数、耐污类群占比、寡毛类占比、摇蚊幼虫占比, 对余下 20 个指标进行箱线图分析(图 3), 其中物种丰富度、Shannon—Wiener、Margalef、FBI、SIGNAL、BMWP、水生昆虫分类单元数、敏感类群分类单元数和敏感类群占比这 9 个参数的 IQ 值大于或等于 2, 剔除其他参数。将这些参数进行 Spearman 相关性分析(表 4), 物种丰度和 BMWP、Shannon—Wiener、Margalef 显著相关, BMWP 和 Shannon—Wiener、Margalef 也显著相关, Shannon—Wiener 和 Margalef 显著相关, 因此保留物种丰度, 剔除其余 3 个指标。敏感类群分类单元数和敏感类群占比显著相关, 敏感类群分类单元数保留更多群落信息, 因此保留敏感类群分类单元数。综上, 最终筛选出物种丰富度、水生昆虫分类单元数、敏感类群分类单元数、SIGNAL 及 FBI 这 5 个参数构成 B—IBI。基于 B—IBI 的黄柏河河流健康评价标准见表 5。其水健康等级见图 4d, 其中处于极清洁的点位有 1 个, 占比 7.69%; 清洁的点位有 2 个, 占比 15.38%; 轻度污染的点位有 3 个, 占比 23.08%; 中度污染的点位有 3 个, 占比 23.08%; 重度污染的点位有 4 个, 占比 30.77%。河流健康状况整体表现为东支好于西支, 干流健康状况最差的。

2.6 各评价指标及环境因子间的关系

Shannon—Wiener、FBI、QHEI 和 B—IBI 与水质指标(TN、NH₃—N、TP、COD_{Mn}、WT、pH、Tur、DO 与 Cond)和土地利用类型(耕地、森林与人造地表)的 Pearson 相关性分析表明(表 6), 当相关系数大于 0.3 即认为存在相关性^[28]。其中和 QHEI 相关性最高的为 B—IBI ($r=0.739$, $p<0.01$), 其次为 FBI ($r=-0.597$, $p<0.05$), 与 Shannon—Wiener ($r=0.452$, $p>0.05$) 相关性不强; 而 Shannon—Wiener、FBI 和 B—IBI 这 3 个生物评价指数间都极具相关性, 其中 FBI 与 B—IBI ($r=-0.877$, $p<0.01$) 和 Shannon—Wiener ($r=-0.672$, $p<0.05$) 都呈负相关, 而 Shannon—Wiener 与 B—IBI 呈正相关 ($r=0.699$, $p<0.01$)。Shannon—Wiener、FBI、B—IBI 和 QHEI 不同程度上反映了人类活动对水质的影响。与 Shannon—Wiener 和 FBI 相关的环境因子都为 DO, 与 QHEI 得分相关的指标为 WT、Cond、森林和人造地表, 与 B—IBI 相关的指标为 WT、DO 和 Cond。

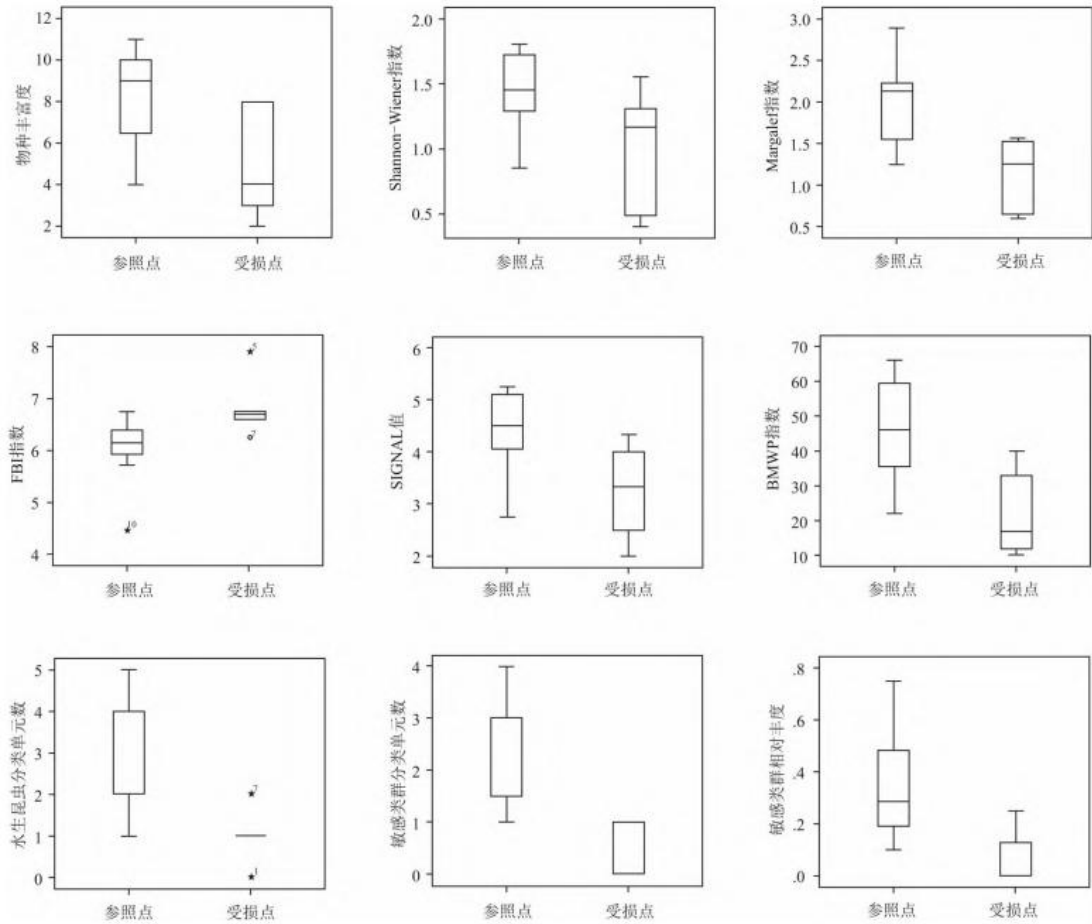


图3 IQ \geq 2的B-IBI候选指标在参照点和受损点的箱线图

表4 候选指标 Spearman 相关性分析结果

	N1	N5	N13	N15	N17	N18	N19	N20	N23
N1	1.00								
N5	0.64*	1.00							
N13	0.36	0.68*	1.00						
N15	0.16	0.52	0.95**	1.00					
N17	0.95**	0.75**	0.49	0.24	1.00				
N1M	0.12	0.67*	0.63*	0.62*	0.31	1.00			
N19	-0.17	-0.48	-0.48	-0.52	-0.35	-0.63*	1.00		
N20	0.88**	0.50	0.33	0.23	0.84**	0.00	-0.34	1.00	
N23	0.92**	0.57	0.46	0.30	0.86**	0.11	-0.32	0.91**	1.00

注:*表示在0.05显著性水平上相关,**表示在0.01显著性水平上相关.

表 5 黄柏河 B-IBI 健康评分标准

分级	极清洁	清洁	轻度污染	中度污染	重度污染
B-IBI	>4.67	3.76-4.67	2.86-3.76	1.95-2.86	<1.95

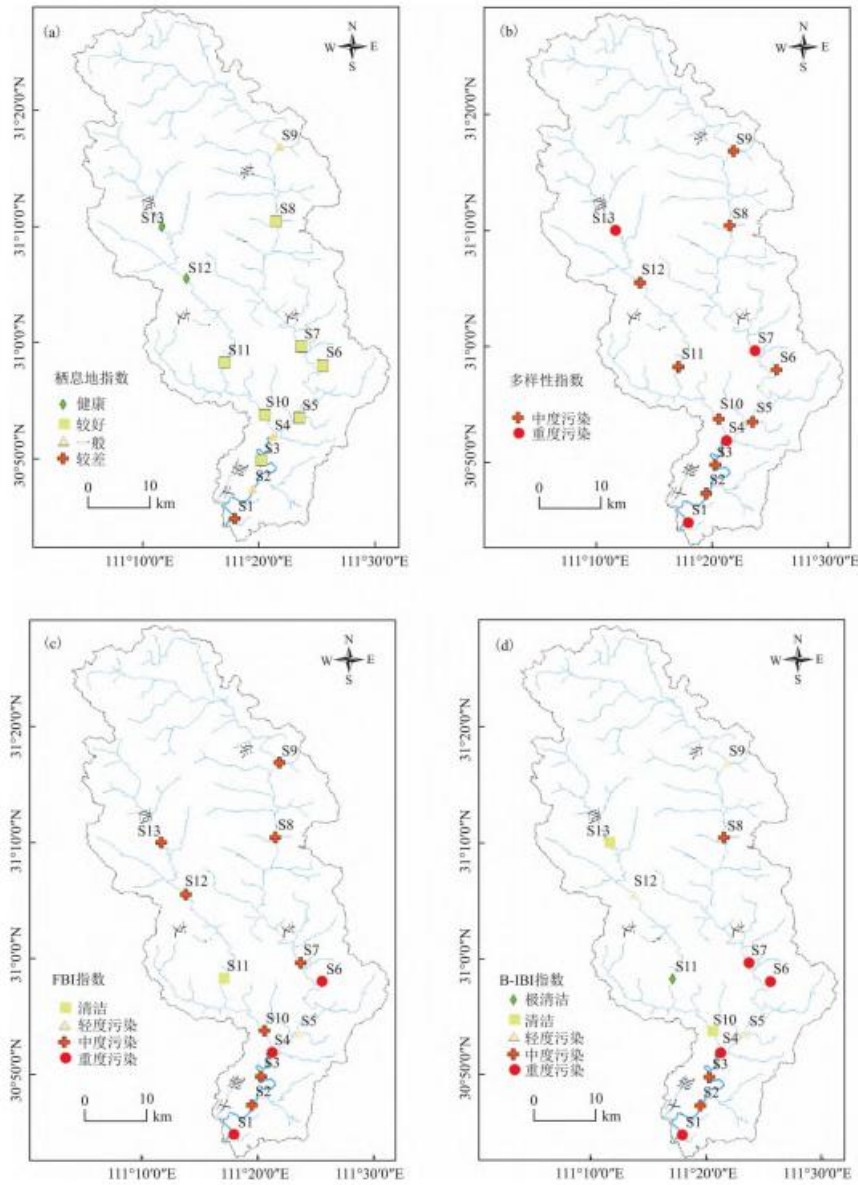


图 4 黄柏河健康评价结果

3 讨论

3.1 大型底栖动物生境健康状况

整体来说，黄柏河流域的大型底栖动物群落分布具有明显的空间异质性。底栖动物不同类群具有不同的生活习性，蜉蝣目、襀翅目、毛翅目和广翅目的幼虫往往生活在清澈的水流中，是未受人类干扰河流中底栖动物的重要组成部分，在富营养化河段往往无法存活，是监测水体环境变化常见的指示物种^[29, 30]。此类敏感类群多分布在黄柏河上游，这可能是因为上游区域无集中居民区，受到人类活动干扰较少，水质较好。部分摇蚊幼虫、寡毛类和蛭类是常作为水体污染的指示物种，这类耐污类群的大量出现说明该点位水

质较差^[31]。例如 S6 点位出现了霍甫水丝蚓和蛭类，而有研究^[32]表明这两种物种一般生活在污染严重的水域，其耐污能力较强。调查发现该点位附近有大量农田和一定规模的畜禽养殖，并在附近发现有很多生活垃圾，施肥过程中过量的氮磷输入和生活废水的汇入导致该点位水质变差。

表 6 不同评价方法与关键环境因子的 Pearson 相关性分析结果

	Shannon-Wiener	FBI	QHEI	B-IBI
TN	0.055	0.227	-0.286	-0.033
NH3-N	-0.093	-0.267	-0.276	-0.065
TP	0.237	-0.152	-0.040	-0.036
COD _{bn}	-0.181	0.101	-0.059	-0.195
WT	0.151	0.268	-0.767**	-0.356
pH	0.237	-0.263	-0.113	0.087
Tur	0.062	0.221	-0.293	-0.076
DO	0.505	-0.478	0.283	0.309
Cond	-0.013	0.110	-0.353	-0.362
耕地	0.173	-0.224	0.065	0.139
森林	0.141	-0.123	0.545	0.180
人造地表	-0.182	0.198	-0.627*	-0.194
Shannon-Wiener	1			
FBI	-0.672*	1		
QHEI	0.452	-0.597*	1	
B-IBI	0.699**	-0.877**	0.739**	1

注:*表示在 0.05 显著性水平上相关,**表示在 0.01 显著性水平上相关。

本文选用 Shannon-Wiener、FBI 和 B-IBI 3 种不同类型的评价方法对黄柏河健康进行评价，并在此基础上，与 QHEI 进行对比，如图 5 所示，QHEI 评价结果表明，有 69.23% 的点位栖息地质量处于健康和较好状态，Shannon-Wiener 表明黄柏河全部处于中度-重度污染；FBI 的评价结果表明黄柏河处于清洁-重度污染，其中 84.62% 的点位处于中度-重度污染；B-IBI 法表明黄柏河处于极清洁到重度污染，处于中度污染-重度污染的点位占比 53.85%。可以看出，生物评价中 B-IBI 法健康比例最高，其次为 FBI 法，Shannon-Wiener 法评价无健康点位。黄柏河生物评价结果都没有栖息地环境评价好，这与顾晓昀在北运河^[33]和周笑白在太湖^[34]的研究成果类似。宜昌市政府于 2018 年出台了《宜昌市黄柏河流域保护条例》并开始对流域进行系统治理，这些措施使得黄柏河水质状况和栖息地状况得到改善，但环境发生变化时，水生生物变化往往有滞后性，因此基于生物评价结果劣于栖息地评价^[35]。尽管 Shannon-Wiener、FBI、B-IBI 和 QHEI 的评价结果有很大不同，但从全流域看是基本一致的，表现为黄柏河西支健康状态最好，东支健康状态一般，干流健康状态最差。相关性分析(表 6)表明这 4 种评价方法间具有很强的相关性；而水质化学分析也表明，黄柏河干流总氮和东支部分点位总磷浓度超标，这与利用生物指数评价方法的结果类似。

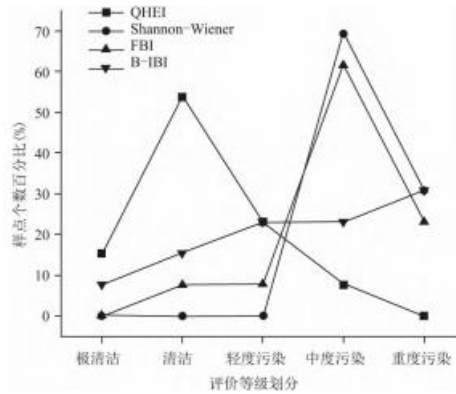


图5 不同评价方法结果分布图

黄柏河东支上游存在大量的磷矿厂，矿业污染造成污染突出，工矿企业生产废水违规排放，部分工矿企业废水未按行业排放标准处理达标排放，厂区雨水处理不到位及路面磷矿粉尘入河负荷较大，导致东支总体表现为磷超标，由于黄柏河下游区段受葛洲坝回水的顶托呈滞流状态，库区的悬浮物质易在此处沉积，内源污染严重，生活废水和工业废水数量较大，污染严重，其排水最终汇入黄柏河干流，严重污染干流水体，调查发现干流的主要问题是氮元素超标。

3.2 不同评价方法的适用性

根据各评价指标与环境因子间的相关性可得，Shannon-Wiener 和 FBI 能够指示溶解氧，B-IBI 能够指示水温、溶解氧和电导率，QHEI 能够指示水温、电导率、森林和人造地表占比。水温与 QHEI 和 B-IBI 都呈负相关，这是因为黄柏河上游为乡村段，自然状态较好，下游为城镇河段，河流栖息地受人类活动影响较大，栖息地质量评价表现为上游较下游高，大型底栖动物群落结构也受栖息地质量影响同步变化^[36]；而黄柏河上游海拔较高，水温较低。溶解氧与 Shannon-Wiener、B-IBI 呈正相关而与 FBI 呈负相关，这表明溶解氧浓度越高，大型底栖动物群落越复杂，并且物种从耐污种向清洁种过渡^[37]。电导率与 QHEI、B-IBI 呈负相关，矿山开发、城镇化和农业污染等问题会导致水体电导率升高，而电导率升高会显著减低敏感性大型底栖动物的物种出现频率^[38]。而从土地利用类型来看，QHEI 与森林面积呈正相关，与人造地表呈负相关，这表明在人类活动影响大的区域栖息地质量降低^[39]。Shannon-Wiener 多样性生物评价在富营养化的河段，例如干流和东支的评价结果和其他评价方法类似，都是上游点位健康状态好于下游点位。但在西支却表现相反，例如西支的源头点位 S13，生境状态良好，底栖动物多以敏感类群蜉蝣目为主，且水质评价达到 II 类水标准，应该被确定为健康状态，却被评价为重度污染。这可能是由于该指数由物种丰富度和均匀度反映，认为物种数目越多和均匀度越高，水质状况越好。但在较清洁的山区源头河流中，由于水体中的营养匮乏，物种数目较少，且清洁种的比例较高反而导致该指数值大大降低，不能够准确反映水质的实际情况。池仕云等^[40]在湖北省三道河底栖动物的研究中发现 Shannon-Wiener 指数在寡营养水体中偏低，存在评价失误问题。Shannon-Wiener 没有考虑生物本身耐污值差异，会造成比实际水质情况偏高的情况，因此推测不适合在水质条件较好的河段中运用。而与栖息地质量 QHEI 间的相关性也表明，Shannon-Wiener 是与栖息地质量相关性最小的指标。FBI 是根据物种耐污值来反映水体健康的，它考虑了不同物种个数与耐污能力的不同，弥补了与 Shannon-Wiener 多样性指数的不足。但国内基于物种的耐污值计算标准尚未建立，本文主要参考赵瑞在我国辽河流域^[41]和王备新在我国东部地区底栖动物耐污值^[42]的计算。相关性分析显示其与 B-IBI 指数相关系数 $r = -0.877$ ($p < 0.01$)，与 QHEI 间的相关性系数 $r = -0.597$ ($p < 0.05$)，表明 FBI 不仅能够表达大型底栖动物群落的大部分信息而且能够表征栖息地质量。生物完整性指数自构建以来广受生态学家青睐，被认为是高效、准确、简便的河流健康评价方法^[43]。相比 FBI 指数，B-IBI 指数与其他评价方法相关性更强，栖息地质量与水环境和水生物具有显著相关性^[44]。B-IBI

指数包含群落信息多,并能反映栖息地质量^[45],更能够反映黄柏河流域健康状况。

4 结论

(1)黄柏河流域大型底栖动物调查共采集到 31 个分类单元,隶属于 3 门 6 纲 14 目 27 科。以水生昆虫和软体动物为主,广泛分布种为秀丽白虾、闪蛄、铜锈环棱螺、卵萝卜螺。

(2)Shannon—Wiener 和 FBI 能够指示溶解氧含量,B—IBI 能够指示水温、溶解氧含量和电导率,QHEI 能够指示水温、电导率、森林和人造地表占比。

(3)用 Shannon—Wiener、FBI、B—IBI 评价黄柏河河流健康状况并与 QHEI 进行对比发现,从全流域来看 4 种方法评价结果基本一致,即西支健康状态最好,东支一般,干流相对较差。Shannon—Wiener 不适合在寡营养河段,FBI 能够表达大型底栖动物群落的大部分信息并能够表征栖息地质量,相比于 FBI,B—IBI 与其他评价方法相关性更强,并且 B—IBI 包含群落信息更多,更能反映黄柏河流域健康状况。

参考文献:

[1] 孙然好,魏琳沅,张海萍,等. 河流生态系统健康研究现状与展望——基于文献计量研究[J]. 生态学报, 2020, 40(10):3526—3536.

[2] GEIST J. Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation[J]. Ecological Indicators, 2011, 11(6) : 1507—1516.

[3] 邢宏. 利用水生生物评价水质 [J]. 中国给水排水, 2004, 20(6):70.

[4] SHAO M L, XIE Z C, YE L, et al. Monthly change of community structure of zoobenthos in Xiangxi Bay after impoundment of the Three Gorges Teservoir, China [J]. Frontiers of Biology inChina, 2007, 2(2) : 229—234.

[5] WALLEY W J, HAWKES H A. A computer—based reappraisal of the Biological Monitoring Working Party scores using data from the 1990 river quality survey of England and Wales [J]. Water Research, 1996, 30(9) : 2086—2094.

[6] 盛萧,毛建忠,曹然,等. 基于 5 种大型底栖动物评价指数的河流生态健康评价 [J]. 水资源保护, 2017, 33(1):79—86.

[7] 刘林峰. 鄂西四河流大型底栖动物的群落结构特征及水质生物学评价 [D]. 武汉:湖北工业大学, 2018.

[8] 陆晓晗,曹宸,李叙勇. 付疃河流域中下游大型底栖动物群落结构与水质生物学评价 [J]. 生态学报, 2021, 41(8):3201—3214.

[9] 李金京,李卫明,粟一帆,等. 长江支流桥边河大型底栖动物群落结构及水质生物评价 [J]. 环境科学学报, 2020, 40(8):3020—3027.

[10] 胡小红, 左德鹏, 刘波, 等. 北京市北运河水系底栖动物群落与水环境驱动因子的关系及水生生态健康评价 [J]. 环境科学, 2022, 43(1):247—255.

[11] COX B, OEDING S, TAFFS K. A comparison of macroinvertebrate-based indices for biological assessment of river health: A case example from the sub-tropical Richmond River Catchment in northeast New South Wales, Australia [J]. Ecological Indicators, 2019, 106: 105471—105479.

[12] ALVAREZ—CABRIA M, BARQUIN J, JUANES J A. Spatial and seasonal variability of macroinvertebrate metrics: Do macroinvertebrate communities track river health [J]. Ecological Indicators, 2010, 10(2): 370—379.

[13] HILSENHOFF W L. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index [J]. North American Bentological Society, 1988, 7(1): 65—68.

[14] ATTAR N. Vegetation—environment relationships in the alderwood communities of Caspian lowlands, N. Iran (toward an ecological classification) [J]. Flora — Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants, 2008, 203(7): 567—577.

[15] KERANS B L, KARR J R. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley [J]. Ecological Applications, 1994, 4(4): 768—785.

[16] KARR J R. Assessment of biotic integrity using fish communities [J]. Fisheries, 1981, 6(6): 21—27.

[17] LIU F, BAOLIGAO B, WU Y, et al. Response of benthic invertebrate communities in river—changed ponds to river habitat modification in Water—Deficient Area [J]. Tecnología y ciencias del agua, 2019, 10(4):135—155.

[18] 粟一帆, 李卫明, 李金京, 等. 桥边河大型底栖动物生境适宜性 [J]. 生态学报, 2020, 40(16):5844—5854.

[19] 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(5):411—420.

[20] 付岚, 江源, 刘琦, 等. 基于大型底栖动物完整性指数 B-IBI 的东江流域水生生态健康评价 [J]. 生态环境学报, 2018, 27(8):1502—1511.

[21] 耿世伟, 渠晓东, 张远, 等. 大型底栖动物生物评价指数比较与应用 [J]. 环境科学, 2012, 33(7): 2281—2287.

[22] SCHMIDT S I, K NIG—RINKE M, KORNEK K, et al. Finding appropriate reference sites in large-scale aquatic field experiments [J]. Aquatic Ecology, 2009, 43(1): 169—179.

[23] 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.

[24] 王军. 新疆伊犁河与额尔齐斯河大型底栖动物的群落结构及其水体健康评价 [D]. 武汉: 华中农业大学, 2015.

[25] BARBOUR M T, GERRITSEN J, GRIFFITH G E, et al. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates [J]. Journal of the North American Benthological Society, 1996, 15(2): 185—211.

[26] 张宇航, 渠晓东, 王少明, 等. 浑河流域底栖动物生物完整性指数构建与健康评价 [J]. 长江流域资源与环境, 2020, 29(6):1374—1386.

[27] 渠晓东, 刘志刚, 张远. 标准化方法筛选参照点构建大型底栖动物生物完整性指数 [J]. 生态学报, 2012, 32(15):4661—4672.

[28] 黄旭蕾, 李天宏, 蒋晓辉, 等. 基于大型底栖无脊椎动物指数的黄河水质评价研究 [J]. 北京大学学报(自然科学版), 2015, 51(3):553—561.

[29] HILSENHOFF W L. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index [J]. Journal of the North American Benthological Society, 1988, 7(1): 65—68.

[30] LENAT D R. water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates [J]. Journal of the North American Benthological Society, 1988, 7(3): 222—233.

[31] 湖北省水生生物研究所. 利用水生生物监测和指示水体污染 [J]. 环境科学, 1977(3):47—54.

[32] 张又, 刘凌, 蔡永久, 等. 太湖流域河流及溪流大型底栖动物群落结构及影响因素 [J]. 中国环境科学, 2015, 35(5):257—268.

[33] 顾晓昀, 徐宗学, 王汨, 等. 北运河水系底栖动物群落结构与水环境质量评价 [J]. 湖泊科学, 2017, 29(6):1444—1454.

[34] 周笑白, 张宁红, 张咏, 等. 太湖水质与水生生物健康的关联性初探 [J]. 环境科学, 2014, 35(1):271—278.

[35] MILLET B, CECCHI P. Wind — induced hydrodynamic control of the phytoplankton biomass in a lagoon ecosystem [J]. Limnology & Oceanography, 1992, 37(1):140—146.

[36] 李艳利, 李艳粉, 李科. 不同尺度下人类活动对浑太河流域鱼类和大型底栖动物群落特征的影响 [J]. 环境科学研究, 2016, 29(8):1145—1153.

[37] 孟云飞, 崔恩慧, 鲁甲, 等. 辽河流域太子河大型底栖动物群落与水环境因子关联性的量化分

析 [J]. 湖泊科学, 2019, 31(6):151-164.

[38] 赵茜. 基于野外监测数据制定大型底栖动物电导率水质基准 [D]. 沈阳:辽宁大学, 2015.

[39] 周婷, 陈万旭, 李江风, 等. 神农架林区人类活动与生境质量的空间关系 [J]. 生态学报, 2021, 41(15):6134-6145.

[40] 池仕运, 彭建华, 万成炎, 等. 湖北省三道河水库底栖动物的初步研究 [J]. 湖泊科学, 2009, 21(5):705-712.

[41] 赵瑞, 高欣, 丁森, 等. 辽河流域大型底栖动物耐污值 [J]. 生态学报, 2015, 35(14):4797-4809.

[42] 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, 24(12):2768-2775.

[43] DE-LA-OSSA-CARRETERO J A, LANE M F, LLANSO R J, et al. Classification efficiency of the B-IBI comparing water body size classes in Chesapeake Bay [J]. Ecological Indicators, 2016, 63:144-153.

[44] 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

[45] 冷龙龙, 渠晓东, 张海萍, 等. 不同大型底栖动物快速生物评价指数对河流水质指示比较 [J]. 环境科学研究, 2016, 29(6):819-828.