

基于底栖动物生物完整性指数的 赣江干流健康评价

黄彬彬, 李光锦, 丰茂成, 陈宇炜, 涂洁

(鄱阳湖流域水工程安全与资源高效利用国家地方联合工程实验室, 江西 南昌 330099)

摘要: 构建河流底栖动物生物完整性指数指标体系是评价河流生态系统健康的重要基础。根据2018-2019年期间在赣江干流12个采样点的底栖动物数据, 鉴定出赣江干流底栖动物分为3门6纲13科共24种属, 其中优势种有3种, 分别为铜锈环棱螺、苏氏尾鳃蚓和大沼螺。通过对18个候选生物指标进行分布范围判别、能力分析以及相关性分析, 筛选出总分类单元数、总生物量、甲壳动物和软体动物的个体相对丰度、耐污类群的生物量百分组成完整性指数评价体系, 然后采用比值法统一生物参数的量纲, 累加各生物参数分值得到B-IBI指数值。赣江干流的健康评价标准由B-IBI值的25%分位数值确定。结果表明: 赣江干流12个采样点中的4个为健康, 1个为亚健康, 1个为一般, 其余6个断面的健康状况均处于差或者极差状态, 赣江干流生态系统整体上处于一般健康状态。

关键词: 底栖动物; B-IBI指数; 河流生态系统; 健康评价; 赣江干流

中图分类号: X826

文献标识码: A

文章编号: 1672-643X(2020)05-0030-07

Health assessment of Ganjiang River mainstream based on B-IBI

HUANG Binbin, LI Guangjin, FENG Maocheng, CHEN Yuwei, TU Jie

(National and Provincial Joint Engineering Laboratory for the Hydraulic Engineering Safety and Efficient Utilization of Water Resources of Poyang Lake Basin, Nanchang 330099, China)

Abstract: Establishing a benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers is the premise of the health assessment of their ecosystems. Based on the data of benthos at 12 sampling points in the mainstream of the Ganjiang River during 2018-2019, a total of 24 genera from 3 phyla, 6 classes and 13 families of benthos in the Ganjiang River were identified, of which three dominant species were identified as *Bellamyia aeruginosa*, *Branchiura sowerbyi* and *Parafossarulus eximius*. Discrimination of the distribution range, ability analysis and correlation analysis of 18 candidate biological indicators were carried out, and the total number of taxon units, total biomass, relative abundance of crustaceans and mollusks, the complete composition of the biomass of pollution-resistant groups were screened out to establish the index evaluation system. Then the ratio method was used to unify the dimensions of biological parameters, from which the value of B-IBI was obtained by accumulating the scores of each biological parameter. Based on the 25% quantile of the B-IBI value, the health evaluation criteria for the mainstream of the Ganjiang River were finally determined. The results show that four of the 12 sampling points in the mainstream of the Ganjiang River are healthy, one is sub-healthy and one is average. The health status of the remaining six sections is in poor or extremely poor state, and the overall ecosystem of the Ganjiang River mainstream is in a general state of health.

Key words: benthos; benthic index of biotic integrity (B-IBI); river ecosystem; health assessment; mainstream of the Ganjiang River

收稿日期: 2019-11-17; 修回日期: 2020-05-15

基金项目: 国家自然科学基金项目(51969016); 江西省科学技术厅项目(20192ACBL21044); 南昌工程学院研究生创新计划项目(YJSCX21080008、YJSCX21080015)

作者简介: 黄彬彬(1983-), 男, 安徽安庆人, 博士, 教授, 主要从事水资源规划与管理方面研究。

1 研究背景

近年来,在全球气候变化以及人类活动的双重影响下,河流生态系统发生了不同程度的退化,河流生态系统健康受到威胁^[1],河流水生态系统的健康越来越受到人们的关注及重视。众多的评价方法被应用于水生生态系统的健康评价^[2-5],其中利用水生生物评价河流生态系统的健康是目前广泛使用的评价方法之一^[6]。生物完整性指数(ABI)自1981年Karr^[7-8]提出之后,已经成为用来评价河流生态系统健康的主要方法,它通过从选取的候选参数中筛选出若干个对人类干扰较敏感的生物参数,建立评价体系来评价水生生态系统健康状况^[9-10]。从Karr^[7]选择指示生物鱼类为研究对象起,其他研究人员将研究对象逐渐扩展到藻类^[11]、浮游生物^[12]和底栖动物^[13]等生物,利用这些生物建立生物完整性指数体系对水生生态系统的健康进行评价。

底栖动物是水生态系统中分布极其广泛的物种之一,生活在水体底层,对河流生态系统的能量流与物质流的循环起着重要的作用,底栖动物生命周期短,不同物种对于环境的干扰通常表现出较大的敏感差异性^[14],能很好地指示水生生态系统的变化,因此广泛应用于水生生态系统健康评价^[15-18]。Kerans等^[19]最早基于底栖动物建立生物完整性指数对河流进行健康评价,至今底栖动物的完整性指数(B-ABI)已成为研究评价河湖水生态系统健康的重要方法之一。我国利用B-ABI进行河湖健康评价起步较晚,自2000年王备新等^[20]开展相关研究以来,才渐渐被国内研究人员应用于不同地区的河湖生态系统健康评价。但是国内的研究区域多集中在中小流域^[21-23]和中小型湖泊^[24-25]等水域。关于本文研究的赣江流域,仅在2011年有学者对整个赣江流域的水生态系统健康进行了评价^[26],至今未有水生生态系统健康评价的相关研究。本文通过对赣江干流的底栖动物进行采样调查,研究了赣江干流底栖动物的优势种与群落结构特征,并构建底栖动物生物完整性指数体系对赣江干流进行水生生态系统健康评价,以期对赣江流域的水生态环境综合治理与保护提供科学依据与数据支撑。

2 数据来源与研究方法

2.1 研究区域概况

本文主要以赣江干流为研究区域。赣江干流分为上、中、下3段,上游为赣州以上河段,贡水为主河

道,长为311 km,主要支流有平江、梅江等,上游区域多山丘;赣江中游为赣州市至新干线河段,长为302 km;新干线以下直至南昌市鄱阳湖为下游,长为208 km,两岸汇入的支流众多,主要支流有蜀水、富水、袁江、锦江等。但是随着社会的发展,赣江流域水资源开发利用率逐渐提高,各种人为干扰,如河道采砂、水利枢纽的兴建、污染物的排放等,以及气候变化均对赣江流域生态环境造成了不同程度的影响,威胁着流域生态系统的健康^[27]。

2.2 样品采集方法

为研究赣江干流的整体水生生态系统健康状况,于2018年7月、2019年1月和4月分别对赣江干流进行野外调查采样。根据研究区域水文、地理、气候条件以及《河道大型底栖动物监测与水质评价技术手册》^[28],严格遵循监测点要有代表性、完整性以及可比性的原则。在赣江干流总共布置12个典型采样断面对其进行底栖动物野外调查采样,各采样断面位置分布见表1和图1。

表1 赣江干流底栖动物调查采样断面位置

断面编号	位置	河段	经度	纬度
GJ1 [#]	贡水	上游	114.9444	25.8667
GJ2 [#]	章水	上游	114.9201	25.8659
GJ3 [#]	储潭	上游	114.9615	25.9383
GJ4 [#]	万安水库	中游	114.8010	26.4470
GJ5 [#]	罗塘	中游	114.7120	26.5049
GJ6 [#]	吉安滨江公园	中游	114.9924	27.1202
GJ7 [#]	峡江水库	中游	115.1299	27.5071
GJ8 [#]	拖船镇	下游	115.6625	28.1580
GJ9 [#]	小港	下游	115.8632	28.2602
GJ10 [#]	外洲	下游	115.8411	28.6352
GJ11 [#]	赣江南支	下游	116.3590	28.8037
GJ12 [#]	赣江北支	下游	116.0159	29.1871

依据赣江干流实际生境情况,每个采样断面选取长约200 m的河段,在区域内不同生境进行采集,每个断面采集次数不少于3次。不可涉水区域采样所用工具为1/16 m²的彼得森采泥器(定量)、可涉水区域采样工具为索伯网(定量)以及手抄网(定性),采样为定性和定量相结合。采集到的样品在实验室进行分类鉴定,大部分鉴定到种或者属,少部分鉴定到科。

在调查期间,部分采样断面未采集到底栖动物,其中2018年8月和2019年1月未采集到底栖动物

的采样断面有 GJ1[#]、GJ8[#]、GJ9[#]、GJ10[#]和 GJ12[#];2019年4月末采集到底栖动物的采样断面有 GJ5[#]、GJ8[#]、GJ9[#]和 GJ10[#]。

2.3 数据分析方法

根据实验室的样品分析鉴定结果,统计各采样断面不同种类的质量及个体数,将其换算成单位面积上的质量(生物量, g/m^2)及个体数(生物密度, ind/m^2),通过底栖动物的优势度指数(Y)^[13]对赣江干流优势种进行分析。数据的基础分析及处理使用 Excel2017 与 SPSS 完成,指数计算公式如下:

$$Y = P_i \cdot f_i \quad (1)$$

$$P_i = n_i / N \quad (2)$$

式中: n_i 为第*i*个物种的个体数量; N 为样方内个体总数量; P_i 为第*i*个物种个体数量与个体总数的比值; f_i 为第*i*个物种在所有样点中出现的频率。当 $Y > 0.02$ 时,该种即为优势种。

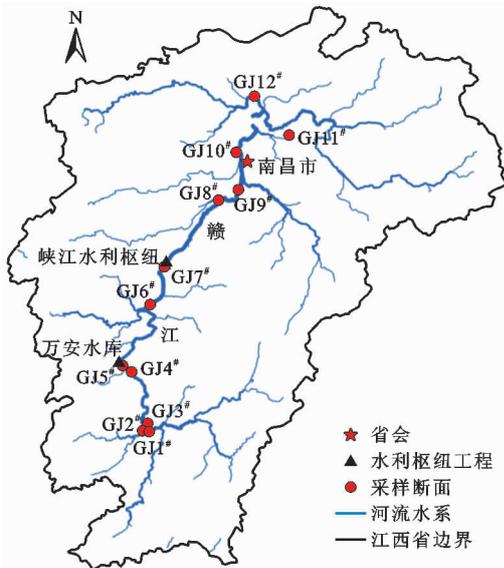


图1 赣江干流底栖动物调查采样断面分布图

2.4 B-IBI 指数体系构建

2.4.1 参照点位的选取 由于实际采样断面较少,且部分断面在某个时期未采集到底栖动物,故将每次调查结果作为一个采样点,故共有 22 个采样点。在所有的采样点中选取无干扰点或极小干扰点作为参照点。参照点的选取原则参照附近无农田污染源、水质低污染无毒且仍能溶解氧气的样点^[29]。根据参照点选取原则及赣江干流实际水文地理环境,共选取 5 个参照点,分别为 GJ2[#](枯水期)、GJ2[#](丰水期)、GJ3[#](丰水期)、GJ3[#](平水期)和 GJ3[#](枯水期),其余 17 个点为受损点。

2.4.2 构建步骤 构建 B-IBI 指数体系总共有 4

个基本步骤^[29],如图 2 所示,主要是为了筛选出能准确评价水生态系统健康的生物指数。

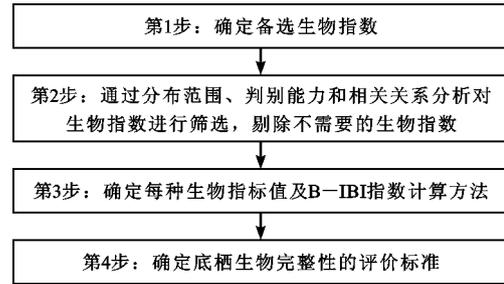


图2 构建 B-IBI 指数的基本步骤

2.4.3 选取候选参数 根据前期研究成果^[30-32]选取了 18 个具有代表性、对干扰反映敏感的候选参数,如表 2 所示。候选参数充分反映了底栖动物群落的组成、丰富度、耐污能力、功能类群和多样性等特征。

表2 构成 B-IBI 指数体系的候选生物参数

指数符号	指标类型	指数名称	对干扰的反应
M_1		总分类单元数	减小
M_2	反映群落	总生物量	减小
M_3	丰富度	甲壳动物和软体动物分类单元数	减小
M_4		摇蚊类分类单元数	减小
M_5		优势分类单元个体相对丰度	增大
M_6		前 3 位分类单元个体相对丰度	增大
M_7	反映种类	毛翅目个体相对丰度	减小
M_8	个体数量	颤蚓个体相对丰度	增大
M_9	比例	摇蚊个体相对丰度	增大
M_{10}		甲壳动物和软体动物的个体相对丰度	减小
M_{11}		敏感类群分类单元数	减小
M_{12}		耐污类群的个体相对丰度	增大
M_{13}	反映生物耐污能力	敏感类群的个体相对丰度	减小
M_{14}		耐污类群的生物量百分比	增大
M_{15}		敏感类群的生物量百分比	减小
M_{16}	反映功能	捕食者个体相对丰度	增大
M_{17}	类群	滤食者个体相对丰度	减小
M_{18}	反映多样性丰富度	香农威纳指数	减小

2.4.4 候选参数的筛选 构成 B-IBI 指数体系的生物参数必须随环境物理因子、化学因子、水动力因子及生物因素的变化而发生不同程度的改变,对河

流水环境因子有高敏感性。因此需要对候选生物参数进行分布范围、判别能力及相关性分析,剔除掉不能充分反映出水生态系统健康状况的生物参数,将保留下来的生物参数构成 B - IBI 指数体系^[33]。

3 结果与分析

3.1 底栖动物群落结构

调查期间于赣江干流共检出底栖动物 3 门 6 纲 13 科 24 种属,共 25 个分类单元,3 门分别为环节动物门、软体动物门和节肢动物门,6 纲分别为寡毛纲、腹足纲、双壳纲、昆虫纲、蛭纲、软甲纲。其中以软体动物的种类数最多,共检出 11 属种,占总种类的 44%,其次为水生昆虫类 6 种,占比 24%,寡毛类 4 属种,占比 16%,其余为其他类群仅 4 种,占比 16%。根据调查结果计算优势度指数 Y 可得出赣江干流的优势种有 3 种,分别为铜锈环棱螺 (*Bellamya aeruginosa*) ($Y = 0.169$)、苏氏尾鳃蚓 (*Branchiura sowerbyi*) ($Y = 0.034$) 和大沼螺 (*Parafossarulus eximius*) ($Y = 0.02$),全年内赣江干流底栖动物优势种见表 3。

表 3 赣江干流底栖动物优势种调查结果

水情期	优势种		优势度指数 Y
	中文名	拉丁文	
赣江干流全年	铜锈环棱螺	<i>Bellamya aeruginosa</i>	0.169
	苏氏尾鳃蚓	<i>Branchiura sowerbyi</i>	0.034
	大沼螺	<i>Parafossarulus eximius</i>	0.020
2018 - 07	铜锈环棱螺	<i>Bellamya aeruginosa</i>	0.102
	苏氏尾鳃蚓	<i>Branchiura sowerbyi</i>	0.075
2019 - 01	铜锈环棱螺	<i>Bellamya aeruginosa</i>	0.121
	苏氏尾鳃蚓	<i>Branchiura sowerbyi</i>	0.055
2019 - 04	铜锈环棱螺	<i>Bellamya aeruginosa</i>	0.124

从不同水情期来看,在赣江干流 2018 年 7 月共检出底栖动物 3 门 6 纲 11 种属,优势种有两种,分别为铜锈环棱螺 (*Bellamya aeruginosa*) ($Y = 0.102$) 和苏氏尾鳃蚓 (*Branchiura sowerbyi*) ($Y = 0.075$);2019 年 1 月枯水期共检出底栖动物 3 门 6 纲 12 科 18 种属,优势种共有 2 种,分别为铜锈环棱螺 (*Bellamya aeruginosa*) ($Y = 0.121$) 和苏氏尾鳃蚓 (*Branchiura sowerbyi*) ($Y = 0.055$);2019 年 4 月共检出底栖动物 3 门 4 纲 8 科 12 种属种,优势种仅有 1 种,为铜锈环棱螺 (*Bellamya aeruginosa*) ($Y = 0.124$),各水情期赣江干流底栖动物优势种见表 3。7 月与 4 月的种类数相比于 1 月枯水期有所降低,主

要是两个水情期相较于枯水期的底栖动物种类除水生昆虫和寡毛类外的软体动物以及其他类群有所减少。赣江干流不同水情期的优势种均为耐污种,在一定程度上说明赣江干流的水质受到一定污染且底栖动物的种类较为单一。

3.2 B - IBI 指数体系的构建

3.2.1 分布范围分析 在计算分布范围时,通过对参照点的各生物参数值的平均值、25% 分位数、中位数、75% 分位数、标准差进行比较(如表 4 所示),剔除随干扰的增强,值的变动范围很小或者很大的生物参数^[31],它们是不适宜用来建立 B - IBI 指数体系的参数。

摇蚊类分类单元数 M_4 、毛翅目个体相对丰度 M_7 、敏感类群分类单元数 M_{11} 、敏感类群的个体相对丰度 M_{13} 、敏感类群的生物量百分比 M_{15} 、滤食者个体相对丰度 M_{17} ,这些随干扰增强其值减小的生物指数,因为其 25% 分位数、中位数及 75% 分位数的值波动性不大,说明随干扰增强,可变范围很窄,其指示信息作用较低,故剔除。同理,捕食者个体相对丰度 M_{16} 随干扰增强,指数的可变范围很小,不适宜用来构建 B - IBI 指数体系;摇蚊个体相对丰度 M_9 随干扰增强,指数的波动性很大,故也予以剔除,然后对其余的 10 个生物指数进行下一步的筛选。

表 4 赣江干流底栖动物采样参照点生物参数分布范围

指数符号	平均值	25% 分位数	中位数	75% 分位数	标准差
M_1	6.00	4.00	5.00	6.00	2.92
M_2	60.20	49.59	51.09	71.86	14.71
M_3	2.60	1.00	2.00	4.00	1.82
M_4	1.00	1.00	1.00	1.00	0.71
M_5	0.49	0.35	0.44	0.54	0.20
M_6	0.85	0.78	0.86	0.89	0.08
M_7	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
M_8	0.40	0.21	0.43	0.67	0.30
M_9	0.15	0.06	0.08	0.29	0.15
M_{10}	0.49	0.23	0.41	0.57	0.32
M_{11}	0.40	0.00	0.00	0.00	0.89
M_{12}	0.59	0.31	0.72	0.81	0.27
M_{13}	0.01	0.00	0.00	0.00	0.02
M_{14}	0.55	0.02	0.86	0.90	0.49
M_{15}	0.02	0.00	0.00	0.00	0.04
M_{16}	0.02	0.00	0.00	0.02	0.02
M_{17}	0.01	0.00	0.00	0.00	0.02
M_{18}	1.31	1.35	1.35	1.41	0.39

3.2.2 判别能力分析 利用箱形图法,通过对参照点和干扰点生物参数的计算,在 SPSS 统计分析软件中画出箱形图,比较参照点和干扰点 25% 分位数至 75% 分位数的范围,当各自的中位数值均在彼此的箱体之中时,则 $IQ = 0$; 如果只有 1 个中位数值重叠

在对方箱体之中,则 $IQ = 1$; 如果有部分重叠,但是各自的中位数值均在对方箱体范围之外时,则 $IQ = 2$; 当无重叠,各自的中位数值均在对方箱体之外时,则 $IQ = 3$ ^[32], 10 个生物参数在参照点与受损点的箱形图如图 3 所示。

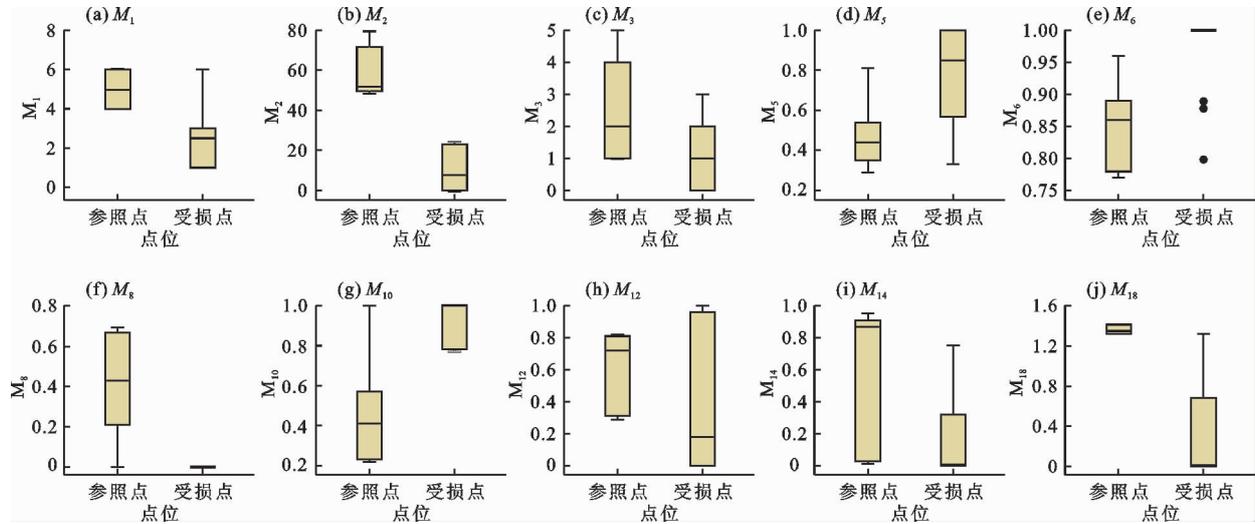


图 3 10 个生物参数在参照点与受损点的箱形图

通过以上原则对 10 个剩余生物参数进行分析,选取 $IQ \geq 2$ 的生物参数予以保留,其余的剔除,由图 3 可知,甲壳动物和软体动物分类单元数 M_3 和耐污类群的个体相对丰度 M_{12} 的 IQ 均小于 2,故该两个生物参数都予以剔除。前 3 位分类单元个体相对丰度 M_6 和颤蚓个体相对丰度 M_8 属于随干扰增强而值变大的生物参数,但是两者受损点的值的 25% 分位数、中位数和 75% 分位数均一致,对于干扰的反应不敏感,故均予以剔除。其余生物参数的 IQ 均大于或等于 2,所以得到剩余 6 个参数:总分类单元数 M_1 、总生物量 M_2 、优势分类单元个体相对丰度 M_5 、甲壳动物和软体动物的个体相对丰度 M_{10} 、耐污类群的生物量百分比 M_{14} 与香农威纳指数 M_{18} ,将上述 6 个参数进行下一步相关性分析。

3.2.3 相关性分析 对上述 6 个生物参数进行 Pearson 相关性分析和检验,剔除重复的信息,保证每一个指数都能提供一个新的信息^[34]。通过 SPSS 软件分析得出结果如表 5 所示。由表 5 可见,反映生物群落丰度的指数总分类单元数 M_1 与反映生物多样性的指数香农威纳多样性指数 M_{18} 相关性显著,但由于总分类单元数 M_1 在国内外底栖动物生物完整性指数研究中运用较多,所以予以保留,剔除香农威纳多样性指数 M_{18} ; 优势分类单元个体相对丰度 M_5 与甲壳动物和软体动物的个体相对丰度 M_{10}

相关性显著,由于软体动物是赣江干流的主要优势类群,所以 M_{10} 予以保留,剔除 M_5 ; 其余的生物指数相关性均不显著, M_1 与 M_2 虽都属于反映生物群落丰度的指数,但是两者包含的信息不尽相同,所以两者均予以保留。最终确定底栖动物生物完整性指数 (B - IBI) 有 4 个生物参数,即总分类单元数 M_1 、总生物量 M_2 、甲壳动物和软体动物的个体相对丰度 M_{10} 、耐污类群的生物量百分比 M_{14} 。

表 5 6 个生物参数间的 Pearson 相关性

生物参数	M_1	M_2	M_5	M_{10}	M_{14}	M_{18}
M_1	1					
M_2	0.427	1				
M_5	0.176	0.194	1			
M_{10}	0.180	0.350	0.746**	1		
M_{14}	0.296	0.253	0.557	0.332	1	
M_{18}	0.914**	0.477	0.115	0.136	0.07	1

注: ** 表示相关性显著。

3.2.4 指标赋分 对经过筛选得到的生物参数赋分是为了统一评价量纲,现用比值法进行生物参数的赋分计算,比值法的计算方法为:对干扰变强而值变小的生物参数,以各点位值 95% 的分位数值为最佳值,各生物参数分值为该生物参数值除以最佳值;对干扰变强而值变大的生物参数,将各点位的 5%

分位数值作为最佳值,各指数赋分计算公式^[29]如表 6 所示。

表 6 各生物参数用比值法的赋分计算公式

生物参数	分值计算公式
总分类单元数 M_1	$M_1/8$
总生物量 M_2	$M_2/255.13$
甲壳动物和软体动物的个体相对丰度 M_{10}	$M_{10}/0.79$
耐污类群的生物量 M_{14}	$(1 - M_{14})/(1 - 0)$

按照参照点的生物完整性指数(B-IBI)值的计算结果,将所有参照点的 25%分位数作为界线划分,如采样点计算所得的 B-IBI 值大于或等于参照点的 25%分位数值,则表示该采样断面受干扰小,处于健康状态。而 25%分位数值以下的,可进行 4 等分,每一段代表不同的健康程度。最终可以得到 B-IBI 指数体系的评价标准,如表 7 所示。

3.2.5 健康评价 研究期赣江干流各采样断面健

康状况评价结果见表 8。表 8 显示,22 个样点中,共有 13 个样点为“健康”、2 个样点为“亚健康”。6 个样点为“一般”、1 个样点为“差”,无极差样点。调查期间未采集到底栖动物的样点,将其健康状态均评为极差。根据整个调查期间的结果来看,断面 GJ2[#](章水)、GJ3[#](储潭)、GJ4[#](万安水库)、GJ6[#](吉安滨水公园)和 GJ11[#](赣江南支)处于健康或亚健康状态;断面 GJ5[#](罗塘)处于一般状态;GJ1[#](贡水)、GJ7[#](峡江水库)和 GJ12[#](赣江北支)处于差或极差状态;而断面 GJ8[#](拖船镇)、GJ9[#](小港)和 GJ10[#](外洲)未采集到底栖动物均处于极差状态。根据各断面的评价结果的平均值可以得出,赣江总体健康状况处于一般状态。而且赣江干流健康状况具有一定的时空差异性,所以对不同水情期的不同样点区域要采取相应的治理措施与管理方法。

表 7 赣江干流健康状况 B-IBI 指数评价标准

健康	亚健康	一般	差	极差
>2.06	(1.55,2.06]	(1.03,1.55]	(0.52,1.03]	≤0.52

表 8 研究期赣江干流各采样断面健康状况评价结果

断面	2018 年 8 月		2019 年 1 月		2019 年 4 月		平均值	
	评分	健康状况	评分	健康状况	评分	健康状况	评分	健康状况
GJ1 [#]	-	极差	-	极差	1.48	一般	0.50	极差
GJ2 [#]	2.68	健康	2.35	健康	2.06	亚健康	2.36	健康
GJ3 [#]	1.35	一般	2.07	健康	2.41	健康	1.94	亚健康
GJ4 [#]	1.94	亚健康	2.32	健康	2.85	健康	2.37	健康
GJ5 [#]	1.46	一般	2.42	健康	-	极差	1.29	一般
GJ6 [#]	2.34	健康	2.49	健康	2.37	健康	2.40	健康
GJ7 [#]	1.32	一般	0.22	差	1.49	一般	1.01	差
GJ8 [#]	-	极差	-	极差	-	极差	-	极差
GJ9 [#]	-	极差	-	极差	-	极差	-	极差
GJ10 [#]	-	极差	-	极差	-	极差	-	极差
GJ11 [#]	2.45	健康	2.89	健康	3.68	健康	3.00	健康
GJ12 [#]	-	极差	-	极差	1.41	一般	0.47	极差

注: - 表示该样点未采集到底栖动物。

4 结 论

通过对赣江干流底栖动物的采样调查,研究了赣江干流底栖动物的优势种与群落结构特征,并构建底栖动物生物完整性指数体系对赣江干流水生态系统健康进行了评价,初步得到如下结论:

(1)赣江干流底栖动物检出 3 门 6 纲 13 科共 24 种属,其中优势种有 3 种,分别为铜锈环棱螺、苏

氏尾鳃蚓和大沼螺。

(2)赣江干流的水生态系统健康状况在空间上的差异较大,各断面采样点属于“健康”或“亚健康”状态。上游和中游的健康状况总体相对较好。位于赣江干流下游南昌市周边断面的健康状态普遍较差,与其位于城区、开发程度较高、生活及工业污水的排放和河道采砂活动等因素有关,而靠近鄱阳湖湖区的断面则相对较好。

(3)受研究区域地理条件和采样环境的限制,本研究对赣江干流仅选取了12个典型采样断面,为提高B-IBI评价方法的精准性,应增加典型监测点位,并进行长期跟踪监测,尽可能为水生态修复与治理提供更多支撑。同时加大对采样断面健康状态较差区域的治理力度,对赣江下游南昌段的工业污水达标排放、采砂及其他开发行为进行科学管理。建立严格的监管机制,提高综合治理水平,以此维护赣江流域水生态系统的健康与水资源的可持续协调发展。

参考文献:

- [1] 张建云, 陆采荣, 王国庆, 等. 气候变化对水工程的影响及应对措施[J]. 气候变化研究进展, 2015, 11(5): 301-307.
- [2] 陈歆, 靳甜甜, 苏辉东, 等. 拉萨河河流健康评价指标体系构建及应用[J]. 生态学报, 2019, 39(3): 799-809.
- [3] 刘娟, 王飞, 韩文辉, 等. 汾河上中游流域生态系统健康评价[J]. 水资源与水工程学报, 2018, 29(3): 91-98.
- [4] 魏金梅, 何彤慧, 程志, 等. 地表水生态系统健康评价研究进展[J]. 水资源与水工程学报, 2010, 21(4): 96-100.
- [5] 吴易雯, 李莹杰, 张列宇, 等. 基于主客观赋权模糊综合评价法的湖泊水生态系统健康评价[J]. 湖泊科学, 2017, 29(5): 1091-1102.
- [6] 徐宗学, 武玮, 殷旭旺, 等. 渭河流域水生态系统群落结构特征及其健康评价[J]. 水利水电科技进展, 2016, 36(1): 23-30.
- [7] KARR J R. Assessment of biotic integrity using fish communities[J]. Fisheries, 1981, 6(6): 21-27.
- [8] KARR J R. Defining and assessing ecological integrity: Beyond water quality[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1993, 12(9): 1521-1531.
- [9] 陈凯, 陈求稳, 于海燕, 等. 应用生物完整性指数评价我国河流的生态健康[J]. 中国环境科学, 2018, 38(4): 1589-1600.
- [10] CHEN Jiabo, WANG Yanjie, LI Fayun. Aquatic ecosystem health assessment of a typical sub-basin of the Liao River based on entropy weights and a fuzzy comprehensive evaluation method[J]. Scientific Reports, 2019, 9: 14045.
- [11] 殷旭旺, 渠晓东, 李庆南, 等. 基于着生藻类的太子河流域水生态系统健康评价[J]. 生态学报, 2012, 32(6): 1677-1691.
- [12] 蔡琨, 秦春燕, 李继影, 等. 基于浮游植物生物完整性指数的湖泊生态系统评价——以2012年冬季太湖为例[J]. 生态学报, 2016, 36(5): 1431-1441.
- [13] 孔凡青, 崔文彦, 周绪申. 基于大型底栖动物完整性指数(B-IBI)的永定河水系生态健康评价[J]. 环境科学学报, 2018, 27(3): 550-555.
- [14] GAO Xin, NIU Cuijuan, CHEN Yushun, et al. Spatial heterogeneity of stream environmental conditions and macroinvertebrates community in an agriculture dominated watershed and management implications for a large river (the Liao River, China) basin[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2014, 186: 2375-2391.
- [15] 刘帅磊, 王赛, 崔永德, 等. 亚热带城市河流底栖动物完整性评价——以流溪河为例[J]. 生态学报, 2018, 38(1): 342-357.
- [16] 付岚, 江源, 刘琦, 等. 基于大型底栖动物完整性指数B-IBI的东江流域水生态健康评价[J]. 环境科学学报, 2018, 27(8): 1502-1511.
- [17] 熊春晖, 张瑞雷, 徐玉萍, 等. 应用底栖动物完整性指数评价上海市河流健康[J]. 湖泊科学, 2015, 27(6): 1067-1078.
- [18] ZHOU Zhengquan, LI Xiaojing, CHEN Linlin, et al. Macroinvertebrate assemblage characteristics under stressed waters and ecological health assessment using AMBI and M-AMBI: A case study at the Xin'an River estuary, Yantai, China[J]. Acta Oceanologica Sinica, 2018, 37(5): 77-86.
- [19] 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.
- [20] 王备新, 杨莲芳, 胡本进, 等. 应用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.
- [21] 游清徽, 刘玲玲, 方娜, 等. 基于大型底栖无脊椎动物完整性指数的鄱阳湖湿地生态健康评价[J]. 生态学报, 2019, 39(18): 6631-6641.
- [22] 林罗敏, 官昭瑛, 郑训皓, 等. 流溪河底栖动物群落结构及基于完整性指数的健康评价[J]. 生态学杂志, 2017, 36(7): 2077-2084.
- [23] 刘春彤, 曹升乐, 杨裕恒. 基于底栖动物完整性指数的小清河健康评价[J]. 人民黄河, 2018, 40(5): 83-88.
- [24] 蔡琨, 张杰, 徐兆安, 等. 应用底栖动物完整性指数评价太湖生态健康[J]. 湖泊科学, 2014, 26(1): 74-82.
- [25] 汪星, 郑丙辉, 李黎, 等. 基于底栖动物完整性指数的洞庭湖典型断面的水质评价[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(9): 1799-1807.
- [26] 张方方, 张萌, 刘足根, 等. 基于底栖生物完整性指数的赣江流域河流健康评价[J]. 水生生物学报, 2011, 35(6): 963-971.
- [27] 从明. 赣江流域底栖动物生态学研究[D]. 南昌: 南昌大学, 2012.
- [28] 陈小华, 康丽娟, 付融冰, 等. 河道大型底栖动物监测与水质评价技术手册[M]. 北京: 科学出版社, 2016.

(下转第41页)

说明本文提出的遥感水质监测模型在流域水污染趋势量化评估方面具有可行性,可将其应用于大尺度流域水质监测中。

(3)虽然遥感技术可以很大程度上弥补常规性区域跨度和传统水体污染监测手段的时效性等方面的不足,但在实际监测过程中,仍需要考虑二者各自的优势,将其与监测结果相互验证和互相补充,才能更加精确和全面地分析流域水体污染状况。因此客观认识遥感技术对于水质的探测能力及其可应用范围,对于流域水质发展趋势监测的具体问题具有重要的现实意义。

参考文献:

- [1] 余闪闪,杜丹. 浅析河流污染及治理[J]. 科技致富向导,2013(29):343.
- [2] 田英,赵钟楠,黄火键,等. 国外治水理念与技术的生态化历程探析[J]. 水利规划与设计,2019(12):1-5+110.
- [3] 孟繁皓. 国际河流水电开发的水资源综合利用[J]. 云南水力发电,2019,35(3):182-185.
- [4] 刘庆珊. 淮河干流(安徽段)水质时空变化特征及评价研究[D]. 淮南:安徽理工大学,2016.
- [5] 吉婷婷,王细元,毛广雄. 淮河生态经济带水质时空变化特征[J]. 水电能源科学,2018,36(12):39-43.
- [6] 梁伟恒. 地表水污染的实时监测技术分析[J]. 环境与发展,2019,31(1):145-146.
- [7] 章克斌. 遥感技术在内陆水体水质监测中的应用[J]. 低碳世界,2018(11):9-10.
- [8] 胡瑞,左其亭. 淮河流域水资源现状分析及承载能力研究意义[J]. 水资源与水工程学报,2008,19(5):65-68.
- [9] 吴淑君,李晓英,郑浩然,等. 基于卫星遥感数据和 SPA 的淮河流域陆地水储量变化研究[J]. 水资源与水工程学报,2019,30(6):81-85.
- [10] 付小峰. 淮河流域水环境现状和防治建议[J]. 陕西水利,2019(11):83-85.
- [11] 林慧,王景才,黄金柏,等. 基于 SPI 和 SPEI 的淮河中

上游流域气象干旱时空分布特征对比研究[J]. 水资源与水工程学报,2019,30(6):59-67.

- [12] 刘丽萍,胡若楠. 淮河流域及山东半岛海水利用现状与技术分析[J]. 治淮,2017(10):25-27.
- [13] 潘扎荣,郭东阳,唐世南. 淮河流域径流时空变化特征分析[J]. 水资源与水工程学报,2017,28(5):8-14.
- [14] 李志伟,丁凌峰,唐洪武,等. 淮河干流污染物分布及变化规律[J]. 河海大学学报(自然科学版),2020,48(1):29-38.
- [15] 付小峰. 淮河流域水环境现状和防治建议[J]. 陕西水利,2019(11):83-85.
- [16] MCFEETERS S K. The use of the normalized difference water index (NDWI) in the delineation of open water features [J]. International Journal of Remote Sensing, 1996, 17(7): 1425-1432.
- [17] 徐涵秋. 利用改进的归一化差异水体指数(MNDWI)提取水体信息的研究[J]. 遥感学报,2005,9(5):589-595.
- [18] 徐亚富,谢洪波. 地下水质量评价中 pH 双序列问题及解决方法[J]. 河南大学学报(自然科学版),2010,40(1):50-52.
- [19] 汪燕,贾利萍,刘乐,等. 基于光谱特征的矿山污染水体遥感监测[J]. 安徽地质,2019,29(3):207-210+214.
- [20] 陈瑶,黄长平,张立福,等. 水体 COD 光谱特性分析及遥感反演模型构建[J]. 光谱学与光谱分析,2020,40(3):824-830.
- [21] 陈文召,李光明,徐竟成,等. 水环境遥感监测技术的应用研究进展[J]. 中国环境监测,2008,24(3):6-11.
- [22] 张伟华. 遥感技术在水环境及大气环境监测中的运用探析[J]. 当代化工研究,2016(12):104-105.
- [23] 陈娅男,黄义忠,郭瑞,等. 基于 2013-2016 年 TM 影像鄱阳湖面积动态监测[J]. 软件,2019,40(5):179-184.
- [24] 聂欣然,刘荣,聂爱球,等. 基于 TM 影像的新型组合水体指数模型研究[J]. 江苏农业科学,2018,46(24):374-378.
- [25] 聂欣然. 基于 Landsat TM/OLI 影像的南昌城区湖泊面积提取与动态变化研究[D]. 南昌:东华理工大学,2018.

(上接第36页)

- [29] BLOCKSOM K A, KURTENBACH J P, KLEMM D J, et al. Development and evaluation of the lake macroinvertebrate integrity index (LMII) for new jersey lakes and reservoirs[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2002, 77: 311-333.
- [30] 张颖,胡金,万云,等. 基于底栖动物完整性指数 B-IBI 的淮河流域水系生态健康评价[J]. 生态与农村环境学报,2014,30(3):300-305.
- [31] 王建华,田景汉,吕宪国. 挠力河流域河流的 B-IBI

评价[J]. 生态学报,2009,29(12):6672-6680

- [32] 栗晓燕,于鲁冀,吕晓燕,等. 基于 B-IBI 评价淮河流域(河南段)河流生态健康[J]. 生态学杂志,2018,37(7):2213-2220.
- [33] 周波,杜军,张志英,等. 基于底栖动物完整性指数的南广河河流健康评价[J]. 广东海洋大学学报,2014,34(6):51-57.
- [34] 李强,杨莲芳,吴璟,等. 底栖动物完整性指数评价西苕溪溪流健康[J]. 环境科学,2007,28(9):2141-2147.