

基于浮游植物生物完整性指数的金沙江下游河流生态健康评价

郜星晨^{1,2}, 张琪^{1,2}, 苏巍^{1,2}, 朱佳志^{1,2}, 姜伟^{1,2}

(1. 中国长江三峡集团有限公司中华鲟研究所, 湖北宜昌 443100;

2. 三峡工程鱼类资源保护湖北省重点实验室, 湖北宜昌 443100)

摘要:在金沙江下游梯级电站投产前开展生物完整性评价,为梯级水库水生态健康评价、预警管理和生态修复评估提供技术支持和数据支撑。2017—2018年对金沙江下游干流30个采样点(参照点5个,观测点25个)进行4次野外调查,共鉴定出86种(属)浮游植物,具备较高的物种多样性。以硅藻-绿藻-蓝藻型为主,主要优势类群隶属硅藻门,保持着天然河流浮游植物组成特征。基于浮游生物完整性指数(P-IBI),对4类27个初选指标进行分布范围检验、判别能力检测和相关性分析,构建了总分类单元数、蓝藻门分类单元数、硅藻门分类单元占比、硅藻门细胞密度和绿藻门细胞密度占比等5个核心参数组成的金沙江下游浮游植物生物完整性评估体系。以参照点参数25%分位数法确定评价标准:P-IBI>3.81,健康;3.04~3.81,亚健康;2.67~3.03,一般;2.28~2.66,较差;P-IBI<2.28,极差。评估结果显示金沙江下游河流生态整体处于较差水平,丰水季各样点健康状态优于枯水期,可较好地反映梯级电站投产前关键时期河流健康状态。

关键词:浮游植物;生物完整性指数;生态健康评价;梯级水库;金沙江下游

中图分类号:Q948.8 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2025)01-0011-09

生物完整性指数(index of biological integrity, IBI)主要以生物类群指标表征其依存的生态系统状态(Karr, 1981),是目前应用较广的水域健康评价指标(Kerans & Karr, 1994; Christophera et al, 2003)。浮游植物IBI(P-IBI)在湖泊(Kane et al, 2009)、水库(Li et al, 2013a)、饮用水源地(沈强等, 2012)和河流(谭巧等, 2017)等水体评价中有大量实践案例,由于P-IBI评价可迅速灵敏地反映水生态系统变化和初级生产者状况等优势,在指示水污染程度、预测水质状况和衡量短期内人为干扰等方面具备巨大应用价值。

攀枝花至宜宾768 km的金沙江下游河段,地处四川盆地与云贵高原的过渡地带,流域面积21.4万km²(Yang et al, 2021)。金沙江下游是我国规划最大的水电基地和“西电东送”重要电源基地,兼顾长江上

游水源涵养、防风固沙和生物多样性保护等重要生态屏障功能,其生态质量直接影响长江流域及全国广大区域,逐渐成为国内外学者研究的热点地区之一。金沙江下游及长江上游开展了浮游生物群落结构、多样性评价等研究(高琦等, 2019; 魏志兵等, 2020),但未见浮游植物完整性指数相关报道。由于各地区浮游植物群落存在差异,面临的环境压力也有所不同,因此完整性指数在新区域应用时需因地制宜设定体系和标准。在金沙江下游梯级电站投产前的关键时期,采用生物完整性指数评价河流生态健康,具有重要的现实意义与科学价值,可为梯级水库水生态健康维护、预警管理和生态修复提供技术支持。

1 材料与方法

1.1 评价河段的选定与设计

依据欧盟水框架指令的采样设计规范(马丁·格里菲斯, 2008),依次在各水库上游、库中和坝前设点,共计30个点位(图1和表1),其中观测点25个,参照点5个。研究区域6—11月为丰水季,12月—翌年5月为枯水季,为保证样品的代表性和均一性,分别于2017年春季(4月28日—5月3日)、秋冬季(10月24日—11月13日)和2018年春季(5月4日—5月30日)、秋冬季(9月24日—10月13日)开展多次调查,样品统计:30个样点×2年×2季×3个重复(左、中、右),共360个。

收稿日期:2022-04-13 修回日期:2024-08-19

基金项目:国家重点研发计划课题项目(2022YFC3201802);中国长江三峡集团有限公司资助项目(WWKY-2020-0079, NBWL202200489);国家自然科学基金长江水科学研究联合基金项目(Gk924005)。

作者简介:郜星晨,1989年生,男,高级工程师,从事生物多样性保护及生态完整性评估研究。E-mail: 13039829682@126.com

通信作者:姜伟,男,高级工程师。E-mail: jiang_wei6@ctg.com.cn

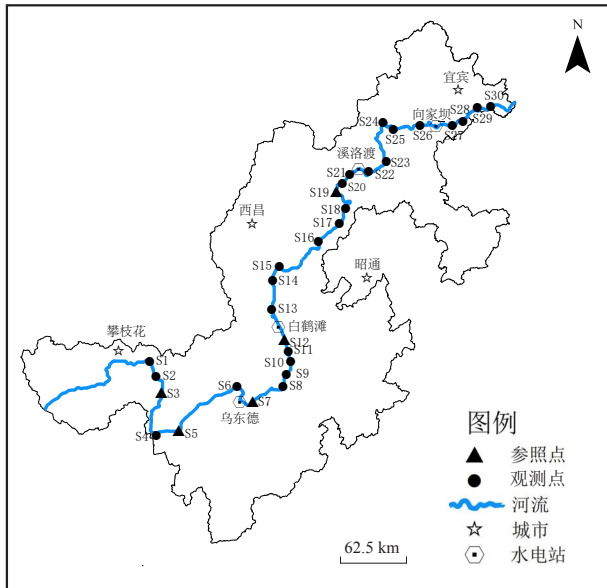


图 1 采样点位信息

Fig.1 Location of sampling sites

表 1 金沙江下游干流采样断面

Tab.1 Basin information of sampling sections in the mainstream of Jinsha River

类型	编号	采样点	断面环境	海拔/m	
观测点	S1	盐边县	自然流水	977	
	S2	攀枝花	自然流水	994	
	S4	江边乡	自然流水	974	
	S6	会东县	自然流水	1 098	
	S9	小江	自然流水	1 292	
	S8	野牛萍	水电站库区	777	
	S10	以礼河	水电站库区	731	
	S11	老屋基	水电站库区	689	
	S13	白鹤滩镇	水电站坝下	612	
	S14	新田	水电站库区	603	
	S15	西溪河	水电站库区	547	
	S16	热水河乡	水电站库区	569	
	S17	上塘子	水电站库区	568	
	S18	马鞍子	水电站库区	602	
	S20	石板滩村	水电站库区	534	
	S21	鲤鱼石	水电站库区	664	
	S22	溪洛渡	水电站坝下	348	
	S23	桧溪	水电站库区	329	
	S24	西宁河	水电站库区	338	
	S25	新市镇	水电站库区	371	
	S26	新滩	水电站库区	331	
	S27	水富	水电站库区	517	
	S28	打鱼村	水电站坝下	223	
	S29	柏溪	自然流水	227	
	S30	岷江	自然流水	260	
	参照点	S3	鱼鲊乡	自然流水	988
		S5	白马口	自然流水	984
		S7	乌东德	自然流水	975
		S12	金塘	水电站库区	572
		S19	上田坝	水电站库区	597

1.2 采样方法

浮游植物定性样品:以 25 号浮游生物网水面下 0.5 m 处匀速“∞”形拖动 5~10 min,收集物经鲁哥氏液固定后在光学显微镜下鉴定。浮游植物定量样品:采集 1.5 L 水样,按 1.5% 体积比加入鲁哥氏液固定(Christophera et al, 2003),室内静置沉降 16~24 h,虹吸去除上清定容至 30 mL,摇匀后取 0.1 mL 样品于计数框内视野法计数并鉴定种类。

1.3 生物完整性评价流程

1.3.1 参照点的选择 依据干扰程度最小系统法(高琦等, 2019),并结合本底调查结果,设定以下条件筛选参照点:(1)个体 Shannon 多样性指数 ≥ 2 ;(2)藻细胞密度低于 200 万个/L,且优势种为非水华藻;(3)样点水域无航道、养殖和娱乐功能。

1.3.2 指标的确定 对比国内外浮游植物生物完整性指数评价实践(沈强等, 2012; Ruaro & Gubiani, 2013),初选应用广泛且采用频率高的参数。考虑流域特点和现场采样限制条件,对难以获取数据、内涵不明确和标准不统一的参数进行剔除。

1.3.3 核心参数的筛选 P-IBI 核心参数筛选主要包括 3 个步骤:分布范围检验、判别能力检测和参数间相关性分析。其中分布范围检验主要是统计参数在采样点中分布频率,若分布范围过窄或者存在零值过多($\geq 95\%$),则剔除候选参数;判别能力的筛选是比较各候选指标在参照点位和受损点位的数值在 25%~75% 分位数内重叠的情况,利用箱体图进行判别(殷旭旺等, 2012);相关性分析主要检验候选参数间的独立性,利用 Pearson 相关性分析(参数符合正态分布),剔除相关性较高的参数($|r| > 0.75$)。

1.3.4 指标的计分及评价标准 按比值法对指标进行量纲统一:对干扰越强、值越低的指标,以采样点 95% 分位数为最佳期望值,分值计算方式见式①;对于干扰越强、值越高的指标,则以采样点 5% 分位数为最佳期望值,计算方式见式②。P-IBI 的分布范围为 0~1,若大于 1,则都记为 1。核心参数分值累加得到采样点的 P-IBI 总得分。

$$V_{ij} = V_{ij,a} / V_{j,\text{exp}} \quad (1)$$

$$V_{ij} = (V_{j,\text{max}} - V_{ij,a}) / (V_{j,\text{max}} - V_{j,\text{exp}}) \quad (2)$$

式中: V_{ij} 为第 i 采样点第 j 指标的分值, $V_{ij,a}$ 为第 i 采样点第 j 指标的实际值, $V_{j,\text{exp}}$ 为第 j 指标的最佳期望值, $V_{j,\text{max}}$ 为第 j 指标在所有采样点中的最大值。

以参考点 P-IBI 值 25% 分位数作为健康评价的标准,对小于 25% 分位值的分布范围进行等分,确定出健康、亚健康、一般、较差、极差等 5 个健康等级。

1.4 数据分析与处理

参数分布范围检验和相关性分析等统计在 SPSS 19.0 中进行(Arbuckle, 2010), 判别能力检验的统计分析可视化在 R 4.0.3 软件上实现, 采样点分布图在 ArcMap 10.7 上完成(Kneissl et al, 2011)。

2 结果与分析

2.1 浮游植物的群落结构特征

共鉴定浮游植物 86 种, 种群结构基本为硅藻-绿藻-蓝藻型, 其中硅藻门 43 种, 绿藻门 18 种, 蓝藻门 7 种, 甲藻门 3 种, 隐藻门 6 种, 金藻门 2 种(图 2)。硅藻种类最多, 占总种类数的 50%; 其次是绿藻, 占总种类数的 21%; 再次是蓝藻, 占总种类数的 8%。多次监测到的种类数较接近, 各采样点平均种类数为 32 种。2017—2018 年秋冬季种类均为 49 种, 秋冬季种类相对春夏季略低。

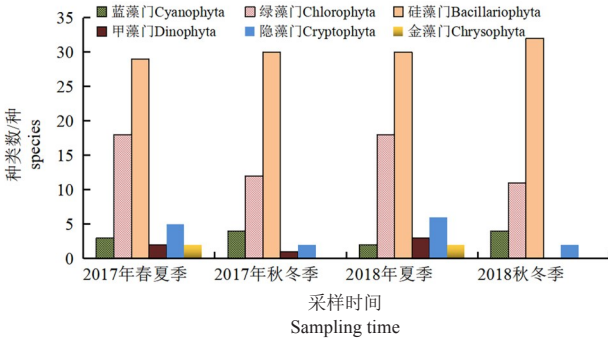


图 2 各季节浮游植物种类组成

Fig.2 Species composition of phytoplankton community in different seasons

2.2 金沙江下游浮游植物完整性评价

2.2.1 候选参数分布范围检验 根据 IBI 理论和框架, 初选物种多样性、物种丰度、均匀性和耐污能力 4 类

27 个候选指标(表 2)。M6 和 M16 在超过 95% 的样点得分均为零, M18、M19、M26 等参数在各评价河段间的差异小于 10%, 均未通过分布范围检验。

2.2.2 鉴别能力检验 依据参照点筛选标准, 有 S3、S5、S7、S12 和 S19 等 5 个样点符合标准, 故设为参照点, 其余 25 个样点为受损点。M4、M7、M8、M10、M14、M15、M22~M25 箱体 IQ<2 未通过判别能力检验, 其余参数在参照点与受损点间有显著差异, 可进入下一步分析(图 3)。

2.2.3 参数间 Pearson 相关性分析 表 3 显示, M1 与 M2、M2 与 M9、M1 与 M11、M20 与 M21 等之间相关性较高, M11、M12、M13、M20 和 M27 等参数至少与其他 2 个以上参数存在高度相关性。M1 较 M2 更易操作, 故剔除 M2。以往 IBI 评价体系研究中, M12 较 M9、M21 较 M20 采用频度较高。为保证系统的代表性和适用性, 取消 M2、M9、M11~13、M20 和 M27。

2.3 P-IBI 指标的计算及评价标准

最终筛选出 5 个核心参数: 总分类单元数(M1)、蓝藻门分类单元数(M3)、硅藻门分类单元数占比(M5)、硅藻门细胞密度(M17)和绿藻门细胞密度占比(M21)。利用比值法统一参数量纲, 对于干扰越强参数值越低的, 以该参数在所有样本 95% 分位数值作为最佳值, 该参数分值等于参数值除以最佳值; 干扰越强值越高的, 以 5% 分位数值作为最佳值, 参数计算方法为: (最大值-参数值)/(最大值-最佳值)。将各参数分值累加得到 P-IBI, 以参考点 P-IBI 值 25% 分位数作为健康评价的标准。若位点的指数值大于 25% 分位数, 则表示该位点受到的干扰很小。P-IBI 评价指标分布范围和赋分标准见表 4, 评估等级见表 5。

表 2 金沙江下游浮游植物完整性评价

Tab.2 27 candidate metrics for ecological assessment

参数分类	生物参数					
物种多样性	*M1	总分类单元数	*M2	硅藻门分类单元数	*M3	蓝藻门分类单元数
	*M4	绿藻门分类单元数	*M5	硅藻门分类单元数占比	M6	蓝藻门分类单元数占比
	*M7	绿藻门分类单元数占比	*M8	硅藻商	*M9	个体香农多样性指数
	*M10	个体 Margalef 多样性指数	*M11	细胞 Margalef 指数	*M12	个体 Pielou 指数
	*M13	细胞 Pielou 指数				
物种丰度	*M14	个体密度	*M15	细胞密度	M16	硅藻门个体密度
	*M17	硅藻门细胞密度	M18	绿藻门个体密度	M19	绿藻门细胞密度
群落均匀性	*M20	硅藻门细胞密度占比	*M21	绿藻门细胞密度占比	*M22	优势种个体占比
	*M23	优势种细胞占比	*M24	前 3 优势种个体占比	*M25	前 3 优势种细胞占比
耐污能力及特性	M26	水华藻个体密度占比	*M27	水华藻细胞密度占比		

注: 标记*参数进入下一步筛选。

Note: Metrics with * were retained for further screening.

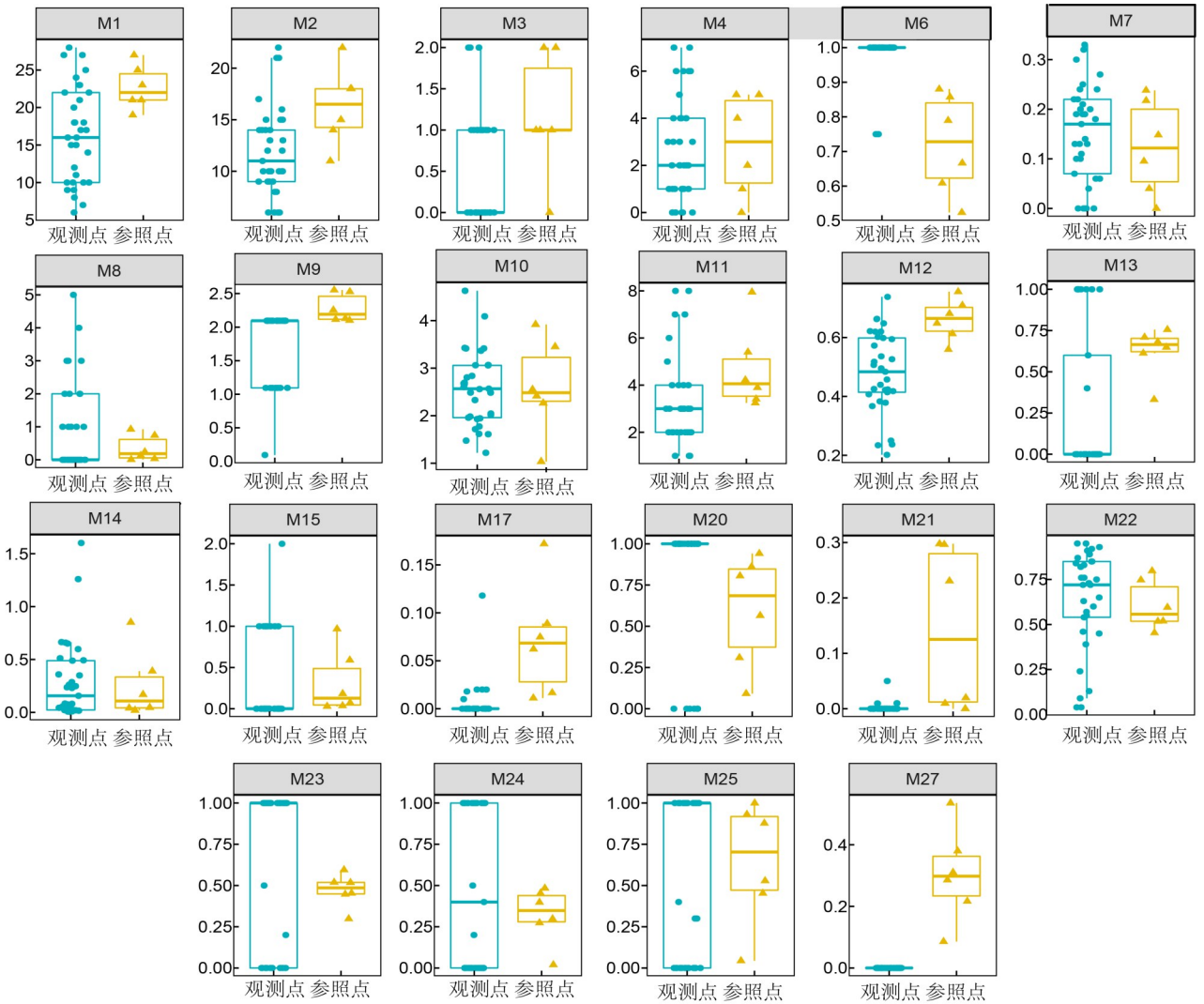


图 3 候选参数在参照点和观测点的箱体

Fig.3 Box plots of candidate metrics between reference points and observation points

表 3 候选生物参数间的 Pearson 相关分析

Tab.3 Pearson correlation matrix of candidate metrics

参数	M1	M2	M3	M5	M9	M11	M12	M13	M17	M20	M21	M22
M1	1											
M2	0.85**	1										
M3	0.52	0.47	1									
M5	-0.48	0.03	-0.23	1								
M9	0.45	0.38**	0.21	-0.28	1							
M11	0.49**	0.39**	0.33*	-0.29	0.24	1						
M12	0.29	0.19	0.06	-0.26	0.85**	0.25**	1					
M13	0.49**	0.26	0.15	-0.48**	0.56**	0.51**	0.63**	1				
M17	-0.13	-0.05	0.02	0.10	-0.11	-0.42	-0.26	-0.33	1			
M20	-0.48**	-0.11	-0.32*	0.67**	-0.17	-0.46**	-0.17**	-0.38**	0.27*	1		
M21	0.30	-0.01	0.09	-0.57	0.06	0.43	0.11	0.24	-0.28	-0.75**	1	
M22	0.52	-0.03	0.09	-0.56	0.10	0.44**	0.14**	0.27**	-0.38	0.78**	0.44	1

注: *和**分别表示在 0.05 和 0.01 水平(双侧)上显著相关。

Note: * and ** denote significant correlations at the 0.05 and 0.01 levels (two-tailed).

表 4 指标比值法分值的计算公式

Tab.4 Formulas for calculation of metric scores according to ratio scoring system

序号	参数	对干扰响应	分值计算公式	参数分布描述		
				极大值	5%分位数	95%分位数
M1	总分类单元数	下降	M1/27	28	7	27
M3	蓝藻门分类单元数	下降	M3/2	4	0	2
M5	硅藻门分类单元数占比	下降	M5/0.97	1	0.50	0.97
M17	硅藻门细胞密度	上升	(2.07-M17)/2.06	2.07	0.01	1.53
M21	绿藻门细胞密度占比	下降	M21/0.75	0.84	0	0.75

注：“上升”指随干扰强度增大而指标值增大，“下降”指随干扰强度增大而指标值减小。

Note: “上升”denotes indicator value increases with the intensity of disturbance, “下降”denotes indicator value decreases with the intensity of disturbance.

表 5 P-IBI 健康评估等级

Tab.5 Assessment criteria for biological integrity of phytoplankton

等级	极差	较差	一般	亚健康	健康
P-IBI	<2.28	2.28~2.66	2.67~3.03	3.04~3.81	>3.81

2.4 金沙江下游P-IBI 健康状况

丰水季金沙江下游健康样点 1 个(占总样点数的 3%), 亚健康样点 4 个(13%), 一般样点 9 个(30%), 较差样点 8 个(27%), 极差样点 8 个(27%)。枯水季亚健康样点 5 个(16%), 一般样点 8 个(27%), 较差样点 8 个(27%), 极差样点 9 个(30%)。综合各参数指标, 金沙江下游整体处于较差等级, 宜宾段处于一般等级, 丰水季各样点健康状态优于枯水期(表 6)。

表 6 金沙江下游P-IBI 评价结果

Tab.6 Health evaluation results of lower Jinsha River based on P-IBI

编号	丰水季							枯水季						
	参数					得分	等级	参数					得分	等级
	M1	M3	M5	M17	M21			M1	M3	M5	M17	M21		
S1	0.44	0.00	0.80	0.99	0.00	2.23	极差	0.57	0.50	0.69	0.60	0.01	2.37	较差
S2	0.66	0.20	0.75	0.82	0.00	2.43	较差	0.57	0.00	0.63	0.93	0.01	2.14	极差
S3	0.48	0.55	0.80	0.58	0.50	2.90	一般	0.31	0.00	0.54	0.38	0.01	1.24	极差
S4	0.76	0.00	0.75	0.81	0.03	2.35	较差	0.40	0.50	0.40	0.43	0.06	2.74	较差
S5	0.38	0.50	0.75	0.92	0.21	2.76	一般	0.84	0.00	0.88	0.97	0.07	2.76	一般
S6	0.64	0.00	0.71	0.78	0.00	2.13	极差	0.28	0.00	0.56	0.72	0.22	1.78	极差
S7	0.55	0.45	0.93	0.65	0.42	3.00	一般	0.67	0.00	0.70	0.77	0.06	2.19	极差
S8	0.57	0.00	0.67	0.54	0.00	1.78	极差	0.02	0.65	0.25	0.32	0.00	1.24	极差
S9	0.52	0.64	0.72	0.96	1.00	3.84	健康	0.78	0.00	0.74	0.74	0.00	2.26	极差
S10	0.21	0.30	1.03	0.98	0.50	3.02	一般	0.76	0.00	0.98	0.94	0.09	2.76	一般
S11	0.63	0.37	0.59	0.73	0.01	2.32	较差	0.92	0.00	0.91	0.98	0.03	2.84	一般
S12	0.44	0.00	0.88	1.14	0.35	2.81	一般	0.66	0.00	0.74	0.81	0.00	2.22	极差
S13	0.36	0.00	0.91	1.05	0.34	2.67	一般	0.66	0.00	1.16	0.80	0.02	2.64	较差
S14	0.36	0.00	0.87	0.19	0.00	2.42	较差	0.92	0.00	1.08	0.87	0.00	2.87	一般
S15	0.40	0.20	0.97	0.37	0.15	2.08	极差	0.36	0.35	0.49	0.66	0.78	2.64	较差
S16	0.05	0.54	0.72	1.09	0.43	2.84	一般	0.27	0.00	1.31	1.26	0.00	2.84	一般
S17	0.09	0.63	0.56	0.49	0.01	1.78	极差	0.48	0.28	0.45	0.56	0.01	1.78	极差
S18	0.83	0.00	0.77	0.96	0.10	2.66	较差	0.36	0.00	0.91	1.05	0.34	2.66	较差
S19	0.02	1.04	0.41	0.52	0.00	1.99	极差	0.17	0.30	0.35	0.59	0.58	1.99	极差
S20	0.20	0.68	0.87	1.10	0.19	3.04	亚健康	0.28	0.49	0.58	0.98	0.95	3.29	亚健康
S21	0.20	0.83	0.50	0.82	0.33	2.67	一般	0.05	0.51	0.68	1.02	0.41	2.67	一般
S22	0.25	1.05	0.78	1.04	0.08	3.20	亚健康	0.15	1.08	0.95	0.84	0.01	3.05	亚健康
S23	0.29	0.51	0.46	0.84	0.39	2.48	较差	0.00	0.50	0.75	0.98	0.25	2.48	较差
S24	0.00	0.49	0.74	0.97	0.24	2.45	较差	0.03	1.29	0.50	0.64	0.00	2.45	较差
S25	0.50	0.47	0.78	0.94	0.34	3.03	一般	0.86	0.00	0.90	0.99	0.08	2.82	一般
S26	0.33	0.50	0.52	0.96	0.31	2.63	较差	1.00	0.00	1.10	1.06	0.00	3.16	亚健康
S27	0.82	0.00	0.89	1.31	0.03	3.05	亚健康	0.22	0.94	0.57	0.94	0.37	3.05	亚健康
S28	0.13	0.45	0.57	0.72	0.13	1.99	极差	1.00	0.00	0.86	1.00	0.04	2.90	一般
S29	0.05	1.06	0.51	1.05	0.56	3.24	亚健康	0.90	0.50	0.67	0.99	0.03	3.09	亚健康
S30	0.34	0.00	0.40	0.72	0.72	2.19	极差	0.52	0.00	0.96	1.15	0.00	2.64	较差

3 讨论

3.1 浮游植物群落特征影响因素

金沙江下游干流共鉴定出86种(属)浮游植物,相比高琦等(2019)和魏志兵等(2020)调查的52种和100种,推测差异源于采样数量、次数、位置及时间等因素的影响。金沙江下游干流浮游植物多样性较高,以硅藻-绿藻-蓝藻型为主,硅藻门种类仍是主要优势类群,与天然河流中以硅藻门为主的理论相符(Devercelli & O'Farrell, 2013)。本研究调查期间,乌东德、白鹤滩水电站正处于施工阶段,银江水电站在建中,紧邻上游金沙水电站已完成首台机组发电,乌东德、白鹤滩和银江水电站均尚未投入运行(彭才喜等, 2020),部分河段处于河流和过渡状态,流域整体呈“河流型—过渡型—水库型”高度混合水体(Zerlin & Henry, 2014)。高度复杂的自然环境,为硅藻门种类提供了足够的生态空间,此外水生生态系统具备维持其自身状态的潜力,浮游生物群落仍保持着天然河流特性。与历史资料相比,硅藻门种类占比有所增加,但增幅不及绿藻门、蓝藻门(Yin et al, 2012),推测可能与水利工程开发前期带来的水文情势变化有关(Zhang et al, 2018),已建的乌江和澜沧江梯级电站(龙胜兴和陈椽, 2009; Li et al, 2013b)评价的结果也佐证了这一现象。此外丰水季和枯水季浮游生物组成也存在较大的差别,浮游植物群落季节演替明显(Sommer et al, 2012)。魏志兵等(2020)对比了本研究区春秋两季浮游植物,也发现密度、生物量和种类数春季均大于同年秋季。相关研究(高琦等, 2019; 魏志兵等, 2020)表明,浮游植物种群状态与河流透明度、含沙量等因素季度变化有关。

3.2 参照状态的选择依据

国际上对健康河流的内涵尚未明确,常强调在没有人类干预情况下的历史状态,因此生物基准状态选定水域曾达到的水平(Karr, 1981)。目前本研究区浮游生物调查数据年限差异较大且多为片段化的笼统记录,历史数据无法满足IBI评价基准制定需求。河流除了保持生态学的完整性,还应兼顾社会服务功能。水电开发主要生产清洁可再生能源,可在优化能源结构、促进节能减排等方面发挥重要的作用,同时兼顾防洪、供水及航运等综合利用效益(Li et al, 2013a)。此类水体参照状态设定存在诸多争议,参照点的选取对于完整性评估起到导向性和决定性作用,直接关系到保护规

划和流域管理策略。欧美针对此类符合公共利益的水体,常选择降低人造水体(如渠道、水库)和发生重大改变水体(如航运河流、水坝和防洪设施)的标准,并提出了降低标准的补偿规定(马丁·格里菲斯, 2008)。本研究选取现有最佳状态为参照点,遴选本底调查中多样性指数较高,且航道、养殖和娱乐等人为干扰较小的点位,综合考虑河段周边土地利用、渔业养殖、水利工程等因素。陈桥等(2013)认为此类参照点选择方式,对于制定区域分阶段生态治理或者生态恢复目标有一定的参考价值。可通过设定不同程度的参考状态,来定义不同恢复目标前提下的健康状况(马丁·格里菲斯, 2008)。目前,金沙江下游以生态系统健康理论制定了可恢复的目标和弹性指标,开展了梯级联合生态调度(Wang et al, 2015)、栖息地生境修复(Zhu et al, 2020)、人工鱼巢和连通性恢复(Tan et al, 2016)等系列生态修复实践,对河流生态系统具有明显的改善作用。

3.3 金沙江下游生物完整性状况整体较差

由于浮游植物具有繁殖速度快、生命周期短等特点,在群落组成、营养结构和功能状态等方面可对环境变化短时间内做出响应。目前向家坝、溪洛渡已投入运行,乌东德、白鹤滩水电站处于施工阶段,金沙江下游梯级水环境和生态等均处于快速变化过程,这也为在电站全面运行前以浮游植物完整性指数评估河流健康状况提供了宝贵的窗口期。评估结果显示丰水季各样点健康状态优于枯水期,国内外湖泊(王霞等, 2021)、梯级水库(张小林等, 2018)及河流(Pomari et al, 2018)等P-IBI研究结果均与本研究结论一致。推测主要原因为丰水季降雨增多且流量加大,水体交换速率加快,加速了污染物分解(殷旭旺等, 2012)。金沙江下游整体处于较差等级,受人类干扰相对较大。推测受水流平缓、透明度较高等运行阶段水环境变化有关,同时流域内畜禽和水产养殖、梯田等农业面源、采石挖沙活动及城镇生活也是影响流域浮游植物完整性状况的主要威胁源。干支流营养物质累积和淹没区营养物质的释放,可导致部分水域营养物质含量升高,因此存在浮游植物过度繁殖、水华暴发的水环境风险(Pomari et al, 2018)。宜宾向家坝段处于一般等级,推测向家坝坝下紧邻长江上游珍稀特有鱼类自然保护区,又有岷江汇入(谭巧等, 2017),自然生境相对于其余河段较为完整,在流域管理中需予以特别注意和重点保护。

参考文献

- 陈桥,徐东炯,张翔,等,2013.太湖流域平原水网区底栖动物完整性健康评价[J].环境科学研究,26(12):1301-1308.
- CHEN Q, XU D J, ZHANG X, et al, 2013. A preliminary benthic index of biotic integrity (B-IBI) for bioassessment of the plain waterway network of Taihu basin[J]. *Research of Environmental Sciences*, 26(12):1301-1308.
- 高琦,倪晋仁,赵先富,等,2019.金沙江典型河段浮游藻类群落结构及影响因素研究[J].北京大学学报(自然科学版),55(3):178-186.
- GAO Q, NI J R, ZHAO X F, et al, 2019. Community structure characteristics of phytoplankton and their relationship with environmental factors in the typical section of Chishan river[J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 55(3):571-579.
- 龙胜兴,陈椽,2009.乌江上游筑坝蓄水后各水库浮游硅藻及浮游动物群落生态特征[J].贵州师范大学学报(自然科学版),27(3):21-26.
- LONG S X, CHEN C, 2009. Ecological characteristics of planktonic diatoms and zooplankton community after the building of dam on the Wujiang river[J]. *Journal of Guizhou Normal University (Natural Sciences)*, 27(3):21-26.
- 马丁·格里菲斯,2008.欧盟水框架指令手册[M].水利部国际经济技术合作交流中心,译.北京:中国水利水电出版社:215-266.
- 彭才喜,邓志民,翟红娟,2020.银江水电站建设对库区水环境的影响预测[J].水资源研究,9(4):437-443.
- PENG C X, DENG Z M, ZHAO H J, 2020. Predicting the influence of Yinjiang Hydropower Station construction on water environment in the reservoir area[J]. *Journal of Water Resources Research*, 9(4):437-443.
- 沈强,俞建军,陈晖,等,2012.浮游生物完整性指数在浙江水源地水质评价中的应用[J].水生生态学杂志,33(2):26-31.
- SHEN Q, YU J J, CHEN H, et al, 2012. Planktonic index of biotic integrity(P-IBI) for water source assessment[J]. *Journal of Hydroecology*, 33(2):26-31.
- 谭巧,马芊芊,李斌斌,等,2017.应用浮游植物生物完整性指数评价长江上游河流健康[J].淡水渔业,47(3):97-104.
- TAN Q, MA Q Q, LI B B, et al, 2017. Ecological health assessment of the upper reaches of the Yangtze River, based on biotic integrity index of phytoplankton[J]. *Freshwater Fisheries*, 47(3):97-104.
- 王霞,郭凯娟,李晓旭,等,2021.淀山湖浮游植物生物完整性指数的构建及水生态健康评价[J].上海师范大学学报(自然科学版),50(1):39-49.
- WANG X, GUO K J, LI X X, et al, 2021. Construction of phytoplanktonic index of biotic integrity and evaluation of water ecological health in Dianshan lake, China[J]. *Journal of Shanghai Normal University (Natural Sciences)*, 50(1):39-49.
- 魏志兵,何勇凤,龚进玲,等,2020.金沙江干流浮游植物群落结构特征及其时空变化[J].长江流域资源与环境,29(6):1356-1365.
- WEI Z B, HE Y F, GONG J L, et al, 2020. Temporal and spatial variation of phytoplankton community structure in the main stream of the jinsha river[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 29(6):1356-1365.
- 殷旭旺,渠晓东,李庆南,等,2012.基于着生藻类的太子河流域水生生态系统健康评价[J].生态学报,32(6):1677-1691.
- YIN X W, QU X D, LI Q N, et al, 2012. Using periphyton assemblages to assess stream conditions of Taizi river basin, China[J]. *Acta ecologica Sinica*, 32(6):1677-1691.
- 张小林,张靖天,迟春娟,等,2018.乌溪江梯级水库的营养特征及水生态健康评价[J].环境工程技术学报,8(5):502-509.
- ZHANG X L, ZHANG J T, CHI C J, et al, 2018. Nutritional characteristics and aquatic ecosystem health assessment in cascade reservoirs of Wuxijiang[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 8(5):502-509.
- ARBUCKLE J L, 2010. IBM SPSS Amos 19 user's guide[J]. Crawfordville, FL: Amos Development Corporation:635.
- CHRISTOPHERA M, TERRYR M, ROBERTM H, 2003. An Index of Biological Integrity (IBI) for Pacific Northwest Rivers[J]. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132(2):239-261.
- DEVERCELLI M, O' FARRELL I, 2013. Factors affecting the structure and maintenance of phytoplankton functional groups in a nutrient rich lowland river[J]. *Limnologia*, 43(2):67-78.
- KANE D D, GORDON S I, MUNAWAR M, et al, 2009. The Planktonic Index of Biotic Integrity (P-IBI): an approach for assessing lake ecosystem health[J]. *Ecological Indicators*, 9(6):1234-1247.
- KARR J R, 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities[J]. *Fisheries*, 6(6):21-27.
- KERANS B L, KARR J R, 1994. A Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) for Rivers of the Tennessee Valley[J]. *Ecological Applications*, 4(4):768-785.
- KNEISSL T, VAN GASSELT S, NEUKUM G, 2011. Map-projection-independent crater size-frequency determination in GIS environments-New software tool for ArcGIS[J]. *Planetary and Space Science*, 59(11/12):1243-1254.
- LI J, DONG S, LIU S, et al, 2013b. Effects of cascading hydropower dams on the composition, biomass and biological

- integrity of phytoplankton assemblages in the middle Lancang-Mekong River[J]. *Ecological Engineering*, 60: 316-324.
- LI J, DONG S, PENG M, et al, 2013a. Effects of damming on the biological integrity of fish assemblages in the middle Lancang-Mekong River basin[J]. *Ecological Indicators*, 34(11):94-102.
- POMARI J, KANE D, NOGUEIRA M, 2018. Application of multiple-use indices to assess reservoirs water quality and the use of plankton community data for biomonitoring purposes [J]. *International Journal of Hydrology*, 2(2):168-179.
- RUARO R, GUBIANI E A, 2013. A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: applications and main flaws[J]. *Ecological Indicators*, 29(6):105-110.
- SOMMER U, ADRIAN R, DE SENERPONT DOMIS L, et al, 2012. Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) model: mechanisms driving plankton succession[J]. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 43:429-448.
- TAN J, DAI H, GAO Z, 2016. Fish species and hydropower projects in upper Yangtze River in China: impacts and rehabilitation[J]. *FEB-Fresenius Environmental Bulletin*: 1846-1857.
- WANG C, ZHOU J, LU P, et al, 2015. Long-term scheduling of large cascade hydropower stations in Jinsha River, China[J]. *Energy Conversion and Management*, 90:476-487.
- YANG Z, ZHU Q, JIN Y, et al, 2021. Response of Fish Assemblages to Habitat Changes and Fishing Activity in a Tributary of the Jinsha River in Southwest China[J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 41(4): 985-998.
- YIN X W, QU X D, LI Q N, et al, 2012. Using periphyton assemblages to assess stream conditions of Taizi River Basin, China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 32(6):1677-1691.
- ZERLIN R, HENRY R, 2014. Does water level affect benthic macro-invertebrates of a marginal lake in a tropical river-reservoir transition zone?[J]. *Brazilian Journal of Biology Revista Brasleira de Biologia*, 74(2):408.
- ZHANG X L, ZHANG J T, CHI C J, et al, 2018. Nutritional characteristics and aquatic ecosystem health assessment in cascade reservoirs of Wujiang[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 8(5):502-509.
- ZHU Z X, LI Y, LI K F, et al, 2020. Study of quality maintenance of fish habitats in small-and medium-sized mountain rivers with low flow rate[J]. *Ecological Engineering*, 147:105780.

(责任编辑 熊美华)

Ecosystem Health Assessment of Lower Jinsha River Based on the Phytoplanktonic Index of Biotic Integrity (P-IBI)

GAO Xingchen^{1,2}, ZHANG Qi^{1,2}, SU Wei^{1,2}, ZHU Jiazhi^{1,2}, JIANG Wei^{1,2}

(1. Hubei Key Laboratory of Three Gorges Project for Conservation of Fishes, Yichang 443100, P.R. China;
2. Chinese Sturgeon Research Institute, China Three Gorges Corporation, Yichang 443100, P.R. China)

Abstract: In this study, we evaluated the aquatic ecosystem health of the cascaded reservoirs in the lower Jinsha River before the cascaded hydropower stations began operating. The evaluation was based on the phytoplanktonic index of biotic integrity (P-IBI) developed as part of this research. The aim of the study was to provide technical and data support for early warning and ecological restoration evaluation of the cascaded reservoirs. The P-IBI evaluation system was based on a phytoplankton investigation carried out at 30 sampling sites in the dry and wet seasons in 2017-2018 (5 reference sites and 25 conservation sites) in the lower Jinsha River. A total of 86 phytoplankton species (genera) were identified, reflecting high species diversity. The phytoplankton community structure belonged to the Bacillariophyta-Chlorophyta-Cyanophyta type, dominated by Bacillariophyta (43 species, 50%), and retaining the composition characteristics of phytoplankton in natural rivers. Using the distribution range, discriminant analysis, and Pearson correlation, five core indices (total taxonomic units, cyanobacteria taxonomic units, percentage of Bacillariophyta to total taxonomic units, cell density of Bacillariophyta, Chlorophyta cell density as a percentage of total cell density) were selected from 27 candidate metrics to establish the P-IBI evaluation system. Based on the 25% percentile value of reference sites, the evaluation standard for ecosystem health in the lower Jinsha River was established and five P-IBI grades were set: P-IBI>3.81, healthy; 3.03-3.81, sub-healthy; 2.67-3.03, fair; 2.28-2.66, poor; P-IBI<2.28, very poor. River health was then assessed at each of the 30 sampling sites. During the wet season 1 site was healthy, 4 sites were sub-healthy, 9 sites were fair, 8 sites were poor, and 8 sites were very poor. During the dry season, no sites ranked as healthy, 5 sites were sub-healthy, 8 sites were fair, 8 sites were poor, and 9 sites were very poor. In general, the health status of the lower Jinsha River was poor, and the ecological condition in the wet season was better than that in dry season. River health evaluation using the P-IBI well reflected conditions before the cascaded hydro-power stations began operations and will support efforts to manage and improve the ecology of the lower Jinsha River.

Key words: phytoplankton; index of biotic integrity; ecosystem health assessment; cascaded reservoirs; the lower Jinsha River