

DOI: 10.5846/stxb201612242660

刘帅磊, 王赛, 崔永德, 王林, 何文祥, 龙胜兴, 杨扬. 亚热带城市河流底栖动物完整性评价——以流溪河为例. 生态学报, 2018, 38(1): 342-357.

Liu S L, Wang S, Cui Y D, Wang L, He W X, Long S X, Yang Y. Ecological assessment of a subtropical urban river based on the Benthic-Index of Biotic Integrity—Liuxi River. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(1): 342-357.

亚热带城市河流底栖动物完整性评价 ——以流溪河为例

刘帅磊¹, 王 赛¹, 崔永德³, 王 林¹, 何文祥⁴, 龙胜兴¹, 杨 扬^{1,2,*}

1 暨南大学生命科学技术学院, 水生生物研究中心, 广州 510632

2 热带亚热带水生态工程教育部工程研究中心, 广州 510632

3 中国科学院水生生物研究所, 武汉 430072

4 广州市环境监测中心站, 广州 510030

摘要: 根据 2016 年前、后汛期及枯水期流溪河 14 个断面底栖动物群落组成数据(4 门 8 纲 22 目 52 科 94 属 103 种), 采用底栖动物完整性指数(B-IBI), 首次对亚热带地区河流进行健康评价。经筛选(32 个候选指标), 流溪河 B-IBI 体系由 5 个核心指标(总生物量, 敏感类群个体%, EPT、摇蚊和耐污类群单元数)组成, 评价标准为: 健康 > 3.24, 亚健康 3.24—2.43, 一般 2.43—1.62, 差 1.62—0.81, 极差 < 0.81, 评价结果为: 健康位点数占 14.3%、亚健康 50.0%、一般 21.4%、差 14.3%、无极差。总体上, B-IBI 值反映流溪河上游健康状况较好, 以 EPT 分类单元数和敏感类群个体% 贡献最高, 下游健康状况恶化, 以耐污类群单元数贡献最高。此外, 上游支流健康状况要优于上游干流, 而下游则情况相反。相关性分析显示, B-IBI 值与溶解氧呈极显著正相关($P < 0.01$), 与电导率、氨氮、总氮和总磷呈显著负相关($P < 0.05$), 反映流溪河当前健康水平受水体污染影响严重。核心指标与环境因子间 CCA 分析显示, 前 2 主轴对环境因子解释度达 68.1%, 且对上、下游及干、支流有明显的梯度划分, 说明所建 B-IBI 在流溪河有较高适用性。对比不同温度带研究结果发现, B-IBI 体系受人为干扰和水体污染影响更加明显, 体现其评价功能不受地理区域影响。

关键词: 流溪河; 底栖动物; B-IBI; 评价标准; 环境因子

Ecological assessment of a subtropical urban river based on the Benthic-Index of Biotic Integrity—Liuxi River

LIU Shuailei¹, WANG Sai¹, CUI Yongde³, WANG Lin¹, HE Wenxiang⁴, LONG Shengxing¹, YANG Yang^{1,2,*}

1 Research Center of Hydrobiology, College of Life Science and Technology, Jinan University, Guangzhou 510632, China

2 Engineering Research Center of Tropic and Subtropic Aquatic Ecological Engineering, Ministry of Education, Guangzhou 510632, China

3 Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China

4 Central Station of Environmental Monitoring, Guangzhou 510030, China

Abstract: Based on the community structure of macrozoobenthos in the Liuxi River, which was surveyed during the pre-flood, latter flood, and dry seasons in 2016, the Benthic-Index of Biotic Integrity (B-IBI) was first used to evaluate the ecological health of this subtropical river in China. Overall, 103 species of zoobenthos were identified, belonging to four phyla, eight classes, 22 orders, 52 families, and 94 genera. Selected from 32 candidate metrics, the B-IBI system of the Liuxi River was constructed using five key indicators, including total biomass, individual percentage of sensitive groups,

基金项目: 国家自然科学基金——广东省人民政府联合基金重点项目(U1501235); 广州市科技计划项目(201605120924034); 广州市科技支撑项目

收稿日期: 2016-12-24; 网络出版日期: 2017-05-23

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: yangyang@scies.org

and taxa number for EPT, Chironomidae, and tolerant groups. The health criteria were >3.24 , healthy; $3.24-2.43$, sub-healthy; $2.43-1.62$, fair; $1.62-0.81$, fair-poor; <0.81 , poor. The proportion of healthy sites was 14.29%, sub-healthy sites 50.0%, good-fair sites 21.42%, fair sites 14.29%, and there were no poor sites. In general, the assessment of the B-IBI for the Liuxi River suggested that 1) the environments in the headwaters and upper stream had healthy conditions, with EPT taxa and sensitive groups contributing the most to B-IBI scores, and 2) the environments in the lower reaches deteriorated seriously, with the taxa number of tolerance groups contributing most to the B-IBI scores. The correlation analysis showed that the B-IBI values were positively correlated with dissolved oxygen ($P < 0.01$), but negatively correlated with electric conductivity, ammonia, total nitrogen, and phosphorous ($P < 0.05$). Canonical correspondence analysis showed that the first two axes of the B-IBI indicators explained 68.1% of environmental variables, which clearly distinguished the upstream from downstream, as well as main stems and tributaries in terms of health. Our results suggested that the B-IBI system constructed in this paper could objectively and precisely reflect the ecological health and water quality of the Liuxi River. In addition, compared with the subtropical climate zones where the Liuxi River is located, the influences of urban development and human disturbances on the B-IBI were much more serious, indicating the applicability of the B-IBI in different geographical regions.

Key Words: Liuxi River; zoobenthos; B-IBI; assessment criteria; environmental factors

随着人类活动对生态系统的影响日益加剧,水体污染、河道改造、生境退化等一系列外来干扰导致河流健康状况逐年衰退^[1-3],探索有效评价河流生态健康的方法,并找到影响其健康的胁迫因子,是当前水域生态学研究热点^[4-6]。以理化参数为主的评价只能反映水质瞬时状况,外来干扰的累积效果难以体现,且在多重污染协同作用下,潜在的有害生物效应也无法预测。21世纪后,以生物监测为主导的河流健康评价技术不断成熟,由于各类生物都有特定的耐受范围,借助其群落结构变化对水体和栖地的响应,能够直接有效地比较流域内生境优劣^[7-8]。

大型底栖动物作为水生食物网中重要组成部分,由于其存活周期长、活动范围小、分布空间广以及反应灵敏等特点,常被选作反映系统受干扰影响的重要生物指标,其群落结构、优势种、多样性、均匀度等参数变化被普遍用于比较环境污染状况。但是,这些传统的指标不能充分利用底栖动物自身的生理生态属性,如食性、敏感度、耐污性等,从而难以有效地指示生态系统的综合状况^[9]。1981年, Karr 提出以生物完整性指数(Index of Biotic Integrity, IBI)表征河流生态系统健康^[5],早期的评价以鱼类为主(F-IBI),随后,研究者根据河流状态,开发了以藻类、浮游生物、高等水生植物以及大型底栖动物为观测对象的水生态系统 IBI 健康评估体系^[10-11]。

1990s后,该体系得以广泛应用,美国环保署(EPA)在大尺度流域研究中建立了以底栖动物完整性指数(B-IBI)为基础的评价体系,该体系已成功应用于16个州的河流健康评价^[11]。B-IBI强调利用多种生物学参数,从功能完整性的角度反应生态系统的状况,从而评价河流乃至整个流域的健康水平。杨连芳等^[12]首次将水质生物评价引入我国,并用EPT(蜉蝣目-襁翅目-毛翅目)分类单元数评价了九华河水质。此后,王备新等^[13]、张远等^[14]、李强等^[15]、杨柳等^[16]分别对安徽黄山地区溪流、辽河流域、西苕溪以及温榆河进行了健康评价。虽然这些研究涉及不同级别、不同区域的河、溪生态系统,但范围多集中于我国的华北和华中,属典型的温带气候区,相较之下,以热带亚热带气候影响下的华南地区河流为对象,进行健康评价的研究却未见报道。

不同气候特征决定了一个区域特有的底栖动物群落, Dudgeon 等^[1]曾指出,热带亚热带河溪中的水生生物多样性要明显高于温带地区,而 B-IBI 正是以敏感的生物学参数为主,受不同气候条件影响,该体系的适用性和解释度都值得进一步探讨。本研究假设受高物种丰度的影响,以地处亚热带季风气候区的流溪河为研究对象,所构建的 B-IBI 体系可能与温带地区有较大差异。基于 2016 年丰、枯水期流溪河 14 个断面的底栖动物

调查数据,经过生物指标筛选和评价标准设立,本文构建了适用于流溪河的 B-IBI 评价体系,在地理尺度上丰富了 B-IBI 在河溪生态学研究中的应用,研究结果可为流溪河生态系统的保护与可持续发展提供科学依据。

1 研究区域概况

流溪河位于广州市从化区西北部(23°12'30"—23°57'36"N,113°10'12"—114°2'00"E),珠江三角洲的中北部。发源于从化区吕田镇桂峰山,流经从化区和白云区地区时汇入众多的溪流,在白云区江高镇江村南岗口与白泥河汇合后注入珠江,流入南海,其干流全长 171 km,流域总面积 2300 km²。该流域属华南亚热带季风气候区,受季风环流影响以及临近南海的海洋调节,气候温湿,雨量丰沛,年均气温 21.2 °C,年均降水量 1823.6 mm,汛期(4—9 月)雨量约占全年雨量的 84%。流溪河是唯一一条流经广州市的河流,近年来,由于珠江三角洲社会经济快速发展,工业化和城市化进程加速,流溪河流域土地使用情况变化显著,水生生态系统受人为影响严重。此外,流溪河作为广州市重要水源保护区,其水生生物物种丰富、多样性高,但近年来受旅游开发、水利建设、农业集约化生产和下游城市化推进等因素影响,流域内水环境质量不断下降,水生生物多样性受到威胁^[17]。鉴于此,对流溪河全流域的生态健康水平进行评价,并对各河段的受损程度加以比较分析,对流域生态管理和生态系统保护具有重要的理论和现实意义。

2 研究方法

2.1 样点设置

根据流溪河各河段的地理位置,结合当地的生境多样性、土地利用类型、堤岸稳定性、河岸植被覆盖度等参考指标,在流溪河流域共设置 14 个采样位点(其中,干流断面 7 个:S3、S4、S7、S8、S11、S12、S14;支流断面 7 个:S1、S2、S5、S6、S9、S10、S13),用 GPS 对所有位点定位(图 1)。本研究于 2016 年丰水期(前汛期 4 月、后汛期 8 月)和枯水期(12 月),共分 3 次对所设 14 个位点的底栖动物样品进行采集,同时对水体理化指标进行监测。为排除季节差异对 B-IBI 构建的影响,生物指标的筛选及健康评分皆以各位点所得数据的年均值计算。依据 Barbour 等^[18]提出的无干扰样点和干扰极小样点标准进行参照点选择,并结合实地的水质和生境状况,在研究区域确立了 3 个参照位点(S1、S2 和 S5)和 11 个受损位点(S3、S4 和 S6—S14)。

2.2 采样方法、分类与鉴定及环境因子的测定

在所选定位点的 100 m 范围之内,使用口径为 25 cm×25 cm 的 D 型抄网(60 目),随机采集水草区、急流区、缓流区 3 个平行样本。在现场经过 60 目筛网过筛冲洗,将网内所有采集物装入聚乙烯封口袋,加入 10% 福尔马林溶液固定后带回实验室,在实验室内采用人工挑拣的方法,将底栖动物样品置于解剖盘中,将肉眼可见的底栖动物分拣出,转入 50 mL 的塑料瓶中,同时加入 95% 的酒精溶液保存。置于六孔盘中,在显微镜和解剖镜下进行鉴定,底栖动物样本尽可能鉴定到种,计数和称重。称量时,先用吸水纸吸去样本表面水分,直到吸水纸表面无水痕迹为止。定量称重用电子天平,精确到 0.0001 g。每个位点采集的平行样品数据以算术平均值表示,并将每个样品中的个体数量和生物量换算成每平方米的单位含量。软体动物、寡毛类、水生昆虫等底栖动物物种鉴定参照有关资料^[19-29]。

在选定的采样点处采用 YSI 多参数水质监测仪现场测定水体中溶解氧(DO)、pH、电导率(EC)、水温(°C)(T),同时,使用有机玻璃采水器采集 1 L 混合水样于塑料瓶中,4°C 条件下保存至实验室,参照《水和废水监测分析方法(第四版)》^[30],测定总氮(TN)、总磷(TP)、氨氮(NH₄⁺-N)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})、5 日生化需氧量(BOD₅)。

2.3 B-IBI 评价标准方法的构建

(1) 提出候选指标

用于建立 B-IBI 体系的生物学指标很多,参照相关文献^[18,31-33],本研究选用了反映物种丰富度(M1-M10)、种类组成(M11-M23)、生物耐受性(M24-M28)、营养结构(M29-M31)和小生境质量(M32)5 大指标类



图1 流溪河大型底栖动物采样点的分布

Fig.1 Sampling site of macrozoobenthos in Liuxi River

S: 采样点代码

型,具体包含 32 个候选指标(表 2),以反映环境变化对目标生物(个体、种群、群落)数量、结构和功能的影响,从而有效监测和评价水环境质量。

(2) 筛选核心指标

①分布范围分析:根据参照点和受损点候选指标的平均值、标准差、25%分位数、中位数和 75%分位数,对不适合构建 B-IBI 体系的指标进行排除,包括:分布比较散且标准差大的指标;对于随干扰增强而数值降低范围过小的指标;对于随干扰增强而数值增加范围过大的指标^[14]。

②判别能力分析:将各指标在参照点和受损点的重叠情况(即箱体 IQ)进行比较,比较范围在 25%—75%分位数,并根据重叠情况赋值:没有重叠, $IQ = 3$;部分重叠,但中位数都在对方箱体之外, $IQ = 2$;仅一个中位数在对方箱体之内, $IQ = 1$;中位数值都在对方箱体范围之内, $IQ = 0$,只有 $IQ \geq 2$ 的指标才适合构建 B-IBI^[18]。

③相关性分析:根据指标间的相关性显著水平,确定各指标所表达信息的重叠度。应用 Maxted 等^[31]标准,如果两个指标间的相关性系数 $|r| > 0.75$,表明二者所反应的信息重叠度较高,选择其中一个即可。

(3) 计算指标分值

本研究采用稳定性及准确度较高的比值法对生物指标记分^[13-14,34]。对于随干扰增强而数值降低的指标,以其在全部位点的 95%分位数为最佳期望值($X_{0.95}$);对随干扰增强而数值增加的指标,以其在全部位点的 5%分位数为最佳期望值($X_{0.05}$)。计算公式分别为:

$$BI_n = X_n / X_{0.95}$$

$$BI_n = (X_{max} - X_n) / (X_{max} - X_{0.05})$$

式中, BI_n 为第 n 个位点指标的计算分值, X_{max} 为全部位点中的最大指标值, X_n 为第 n 个位点的指标值,所得分值的分布范围为 0—1,如果大于 1,则都记为 1。

(4) 确立评价标准

将各指标分值进行加和,得到该位点的 B-IBI 值,以参照点 B-IBI 值的 25%分位数作为健康评价的标准^[14]:①若该位点的 B-IBI 值 \geq 参照点 25%分位数,则表示该位点受干扰程度很小,属健康水平;②若该位点的 B-IBI 值 $<$ 参照点 25%分位数,则将参照点 25%分位数进行 4 等分,分别代表不同的健康程度(亚健康、一般、差、极差)。

2.4 数据处理

平均值和标准差的计算在 Excel 中完成;单因素方差分析(one-way ANOVA)、正态分布检验、Pearson 相关性分析在 SPSS 18.0 中完成;绘图分析采用 Origin 9.5。应用 R 语言软件(3.3.2)中 vegan 数据包分析 B-IBI 对环境因子及位点健康状况的解释度,除趋势对应分析(DCA)结果为 3.65,介于 3.0—4.0,本文选用典型对应性分析(CCA)做进一步分析。

3 结果与分析

3.1 流溪河水水质理化指标

流溪河各采样位点水体理化指标及底质类型如表 1 所示,所设干流位点多数可通航,水深较深,源头地区及支流位点水深较浅,为可涉水河段。由源头区楠木江到下游江村的水温差别不大,变化范围在 16.6—24.1 °C。从源头位点到下游位点 pH 呈上升趋势,范围在 6.58—7.96。EC 从源头支流至下游逐渐升高,范围在 40.8—327.7 $\mu\text{s}/\text{cm}$,下游人类活动的增加和工厂的污水排放是 EC 升高的主要原因。DO 的变化范围在 3.28—8.95 mg/L ,上游位点底质为卵石,急流经过浅滩时可充分复氧,DO 含量高,而下游河段受生活污水和工农业废水排放的影响,DO 含量不断降低。TN (0.22—5.29 mg/L)、TP (0.01—1.71 mg/L)、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (0.07—3.70 mg/L)、 COD_{Mn} (0.85—5.45 mg/L) 和 BOD_5 (0.70—4.85 mg/L) 均表现为上游支流位点低,下游支流位点高,且与 DO 变化趋势相反,说明上游位点营养盐含量低且支流位点优于干流位点,至下游位点逐渐升高,且支流位点比干流位点污染严重。总体上,流溪河上游位点的水质优于下游,中上游支流位点水质优于干流,但下游支流位点水质相比干流较差。上游支流 S1、S2 位点水质最好(Ⅲ类以上),下游支流 S13 位点水质最差,调查显示,S13 位点周边人口稠密,不仅存在农业面源污染,还有城市生活污水直接排入,是造成该河段水质恶劣的主要因素。

表 1 流溪河水体物理化学指标

Table 1 Major physicochemical parameters of water quality (means \pm SE) in Liuxi River

采样点代码 Site	温度 T/ °C	pH	电导率 EC/ ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	溶解氧 DO/ (mg/L)	总氮 TN/ (mg/L)	总磷 TP/ (mg/L)	氨氮 $\text{NH}_4^+\text{-N}/$ (mg/L)	化学需氧量 $\text{COD}_{\text{Mn}}/$ (mg/L)	生物需氧量 $\text{BOD}_5/$ (mg/L)	底质类型 Sediment type
S1	20.1 \pm 3.46	6.81 \pm 0.91	40.8 \pm 1.41	8.21 \pm 0.16	0.22 \pm 0.11	0.02 \pm 0.01	0.07 \pm 0.01	1.06 \pm 0.09	1.15 \pm 0.21	卵石
S2	21.0 \pm 2.61	6.85 \pm 1.06	65.5 \pm 0.71	8.85 \pm 1.13	0.27 \pm 0.18	0.01 \pm 0.00	0.10 \pm 0.07	1.03 \pm 0.04	0.85 \pm 0.35	卵石
S3	16.6 \pm 4.59	6.58 \pm 0.97	61.6 \pm 1.41	8.86 \pm 0.53	0.81 \pm 0.16	0.05 \pm 0.01	0.04 \pm 0.02	0.85 \pm 0.78	0.70 \pm 0.70	沙砾
S4	18.5 \pm 5.16	6.99 \pm 0.37	62.4 \pm 2.12	8.95 \pm 1.20	0.26 \pm 0.08	0.05 \pm 0.01	0.12 \pm 0.02	1.02 \pm 0.11	1.75 \pm 1.06	粗沙
S5	24.1 \pm 2.96	7.39 \pm 0.07	124.4 \pm 2.82	6.09 \pm 0.04	2.34 \pm 0.31	0.15 \pm 0.01	0.66 \pm 0.64	1.70 \pm 0.57	1.45 \pm 0.64	砾石
S6	23.7 \pm 2.75	7.65 \pm 0.11	121.5 \pm 4.24	6.44 \pm 0.01	2.48 \pm 0.54	0.33 \pm 0.01	0.72 \pm 0.09	5.25 \pm 0.21	4.60 \pm 0.14	细沙
S7	20.3 \pm 3.88	7.28 \pm 0.02	87.3 \pm 1.41	6.92 \pm 0.21	0.59 \pm 0.16	0.11 \pm 0.04	0.36 \pm 0.03	1.30 \pm 0.36	1.55 \pm 0.35	细沙
S8	21.0 \pm 3.32	7.40 \pm 0.11	115.9 \pm 0.71	6.97 \pm 0.05	1.87 \pm 1.40	0.19 \pm 0.03	0.70 \pm 0.36	2.07 \pm 1.32	3.10 \pm 0.57	泥沙
S9	21.9 \pm 3.04	7.40 \pm 0.09	87.4 \pm 0.71	6.54 \pm 0.36	2.75 \pm 0.28	0.26 \pm 0.02	1.03 \pm 0.01	4.30 \pm 2.12	3.75 \pm 1.91	泥沙
S10	21.0 \pm 3.61	7.53 \pm 0.07	109.2 \pm 1.41	6.63 \pm 0.33	2.22 \pm 0.04	0.26 \pm 0.06	0.86 \pm 0.07	2.40 \pm 0.42	2.05 \pm 0.35	泥沙
S11	22.0 \pm 3.67	7.66 \pm 0.37	109.4 \pm 1.41	5.2 \pm 0.02	2.42 \pm 0.13	0.19 \pm 0.01	0.91 \pm 0.08	2.70 \pm 0.14	2.45 \pm 0.07	泥沙
S12	23.5 \pm 4.59	7.66 \pm 0.38	140.3 \pm 1.41	5.57 \pm 0.21	2.27 \pm 0.02	0.13 \pm 0.04	1.07 \pm 0.26	2.18 \pm 1.87	1.28 \pm 0.11	淤泥
S13	23.6 \pm 3.53	7.05 \pm 0.01	327.7 \pm 1.41	3.28 \pm 0.91	5.29 \pm 1.65	1.71 \pm 1.91	3.70 \pm 2.25	5.45 \pm 0.21	4.85 \pm 0.07	淤泥
S14	22.6 \pm 4.87	7.96 \pm 0.57	153.6 \pm 3.53	4.63 \pm 0.57	3.33 \pm 0.11	0.2 \pm 0.03	1.79 \pm 0.07	3.10 \pm 1.70	1.83 \pm 0.32	淤泥

T: 水温, Temperature; EC: 电导率, Electric conductivity; DO: 溶解氧, Dissolved oxygen; TN: 总氮, Total nitrogen; TP: 总磷, Total phosphorus; $\text{NH}_4^+\text{-N}$: 氨氮, Ammonia nitrogen; BOD_5 : 化学需氧量, Chemical oxygen demand; COD_{Mn} : 生物需氧量, Biological oxygen demand

3.2 流溪河流域底栖动物种类组成与分布

2016 年对流溪河丰、枯水期干流和支流底栖动物进行野外采集,共获得底栖动物 103 种,隶属于 4 门 8 纲 22 目 52 科 94 属(附表),包括环节动物门寡毛纲(带丝蚓目、颤蚓目和单向蚓目)、多毛纲(叶须虫目)、蛭纲(蛭蚓目和无吻蛭目);软体动物门腹足纲(中腹足目和基眼目)、瓣鳃纲(贻贝目、蚌目和真瓣鳃目);节肢动物门甲壳纲(十足目)、昆虫纲(蜉蝣目、蜻蜓目、襁翅目、鳞翅目、半翅目、毛翅目、鞘翅目、广翅目和双翅目);扁形动物门涡虫纲。其中,环节动物门寡毛纲 19 种,占物种总数的 18.5%,多毛纲 2 种,占 1.9%,蛭纲 6 种,占 5.8%;软体动物门瓣鳃纲 3 种,占 2.9%,腹足纲 10 种,占 9.7%;节肢动物门甲壳纲 3 种,占 2.9%,昆虫纲 59 种,占 57.3%;扁形动物门 1 种,占 1.0%。对各位点底栖动物的种类组成与分布情况进行分析,发现上游支流位点 S1(50 种)、S2(32 种)和 S5(39 种)的物种数量较高,以底栖动物敏感类群(如仙女虫属、四节蜉属、蜉蝣属、曲尾春蜓属等)为主,至下游地区 S13(6 种)和 S14(8 种)位点物种数量逐渐减少,底栖动物以耐污种(如水丝蚓、苏氏尾鳃蚓、霍甫水丝蚓等)占优势。

3.3 B-IBI 评价指标体系与健康评价标准的确定

3.3.1 分布范围分析

为识别各候选指标随干扰程度增强而体现的单向变化趋势,计算 32 个候选指标在 3 个参照点的平均值、标准差、25%分位数、中位数和 75%分位数,结果如表 2 所示。根据前文所述筛选标准,对候选指标处理如下:①M5 和 M13 由于标准差过大予以排除,剩余 30 个指标;②在随干扰增强而数值减小的 18 指标中,M3、M8、M14、M15、M16、M17、M21、M23、M24、M30、M31 的数值变化范围过小,说明这些指标所反映的污染强度有限,不适合构建 B-IBI;③在随干扰增强而增大的 12 个指标中,由于 M11、M29 和 M32 的数值变化范围过小,同样予以排除。经过初步筛选排除半数指标,对剩余 16 个指标进行下一步分析。

表 2 32 个生物指数在参照点的分布情况及其对干扰的反应

Table 2 Distribution of 32 metrics in reference sites and their expected direction of response to disturbance

指标类型 Metric type	指标 Metrics	对干扰反应 Responses to disturbance	平均值 Average	标准差 SD	最小值 Min.	最大值 Max.	25%分位数 25% quartile	中位数 Median	75%分位数 75% quartile
物种丰富度 Species abundance	M1 总分类单元数	减小	40.3	9.1	32.0	50.0	35.5	39.0	44.5
	M2 EPT 分类单元数	减小	4.7	3.8	2.0	9.0	2.5	3.0	6.0
	M3 甲壳动物和软体动物分类单元数	减小	5.0	2.6	2.0	7.0	4.0	6.0	6.5
	M4 摇蚊分类单元数	减小	10.3	2.1	8.0	12.0	9.5	11.0	11.5
	M5 总密度	增大	396.4	354.6	41.9	751.2	219.0	396.1	573.7
	M6 总生物量	增大	1.9	1.2	0.9	3.3	1.3	1.6	2.4
	M7 香农多样性	减小	2.4	0.5	1.9	2.9	2.2	2.4	2.6
	M8 辛普森多样性	减小	0.85	0.09	0.75	0.94	0.81	0.86	0.90
	M9 丰富度指数	减小	7.41	1.45	5.74	8.30	6.97	8.19	8.24
	M10 均匀度指数	减小	0.66	0.16	0.52	0.83	0.57	0.62	0.72
种类组成 Species composition	M11 优势分类单元/%	增大	0.26	0.11	0.16	0.38	0.20	0.23	0.31
	M12 前 3 位优势分类单元%	增大	0.61	0.18	0.42	0.78	0.52	0.63	0.71
	M13 双翅目个体数/%	减小	53.0	28.1	20.8	72.7	43.2	65.6	69.1
	M14 蜻蜓目个体数/%	减小	0.02	0.02	0.00	0.04	0.01	0.02	0.03
	M15 广翅目个体数/%	减小	0	0	0	0	0	0	0
	M16 鞘翅目个体数/%	减小	0.01	0.01	0	0.01	0	0	0.01
	M17 毛翅目个体数/%	减小	0.01	0.01	0.00	0.02	0.01	0.02	0.02
	M18 蜉蝣目个体数/%	减小	0.22	0.08	0.13	0.29	0.19	0.25	0.27
	M19 颤蚓目个体数/%	增大	0.13	0.06	0.08	0.20	0.10	0.12	0.16
	M20 摇蚊个体数/%	增大	0.25	0.21	0.09	0.48	0.13	0.16	0.32

续表

指标类型 Metric type	指标 Metrics	对干扰反应 Responses to disturbance	平均值 Average	标准差 SD	最小值 Min.	最大值 Max.	25%分位数 25% quartile	中位数 Median	75%分位数 75% quartile
	M21 甲壳动物和软体动物 个体数/%	减小	0.09	0.07	0.01	0.15	0.06	0.10	0.12
	M22 寡毛纲个体数/%	增大	0.36	0.23	0.11	0.55	0.26	0.41	0.48
	M23 蛭纲个体数/%	增大	0.01	0.01	0	0.01	0	0.01	0.01
耐受性 Tolerability	M24 敏感类群单元数	减小	9.0	1.7	7.0	10.0	8.5	10.0	10.0
	M25 耐污类群单元数	增大	10.7	2.5	8.0	13.0	9.5	11.0	12.0
	M26 敏感类群/%	减小	0.46	0.26	0.20	0.72	0.33	0.46	0.59
	M27 耐污类群/%	增大	0.28	0.12	0.15	0.36	0.24	0.34	0.35
	M28 BI 指数	增大	5.00	0.91	3.99	5.75	4.63	5.26	5.50
摄食类群 Feeding group	M29 捕食者个体数/%	增大	0.09	0.04	0.05	0.13	0.07	0.09	0.11
	M30 滤食者个体数/%	减小	0.89	0.05	0.84	0.94	0.86	0.89	0.91
	M31 刮食者个体数/%	减小	0.02	0.01	0.01	0.03	0.01	0.02	0.03
小生境质量 Habitat quality	M32 粘附者个体数/%	增大	0.51	0.05	0.47	0.56	0.49	0.52	0.54

SD:标准差,Standard deviation;Min.:最小值,Minimum value;Max.:最大值,Maximum value;M1—M32:指标代号

3.3.2 判别能力分析

针对分部范围分析筛选出的 16 个指标,进一步采用箱线图法进行判别能力分析,以反映候选指标在参照点和受损点之间的差异,结果如图 2 所示。由于候选指标 M7、M19、M20、M27、M28 的 $IQ=1$,M10、M12 和 M22 的 $IQ=0$,说明以上 8 个指标仅一个或无中位数值在对方箱体范围之内,换言之,这些生物指标在参照点和受损点之间的差异性并不显著,故将其排除。对于剩余的 8 个候选指标,由于 M1、M2、M4、M6、M9、M18 的 $IQ=3$,M25、M26 的 $IQ=2$,根据 $IQ \geq 2$ 的筛选标准,这些指标的变化能够较好的反映参照点与受损点之间的差异,故将其保留至下一步筛选。

3.3.3 相关性分析

对经过判别能力分析筛选出的 8 个候选指标进行正态分布检验和相关性分析,以确保每个指标都能反映一个独立的信息。结果表明,8 个生物指标符合正态分布,可采用 Pearson 相关系数分析指标间的信息重叠度。各指标间相关性系数如表 3 所示,M1 和 M2、M4、M9、M18、M25 的相关系数 $|r|>0.75$,说明 M1 与其他指标所表达重叠度较高,故首先排除 M1。将剩余 7 个指标进行分析,发现 M2 和 M18 以及 M4 和 M9 的相关系数 $|r|>0.75$,由于 EPT 分类单元数(M2)和摇蚊分类单元数(M4)在生物完整性评价中的重要性和敏感性,对其进行保留,排除 M9 和 M18。最终确定适用于流溪河的 5 个 B-IBI 核心指标包括:EPT 分类单元数(M2)、摇蚊分类单元数(M4)、总生物量(M6)、耐污类群单元数(M25)和敏感类群的个体相对丰度(M26)。

表 3 8 个候选生物参数间的 Pearson 相关分析结果

Table 3 Pearson's correlation matrix of 8 candidate metrics

	M1	M2	M4	M6	M9	M18	M25	M26
M1	1							
M2	0.826 **	1						
M4	0.797 **	0.557	1					
M6	-0.531	-0.474	-0.737 **	1				
M9	0.867 **	0.660 *	0.835 **	-0.641 *	1			
M18	0.853 **	0.759 **	0.737 **	-0.604 *	0.685 **	1		
M25	0.901 **	0.677 **	0.644 *	-0.520	0.798 **	0.778 **	1	
M26	0.624 *	0.455	0.509	-0.530	0.561 *	0.690 **	0.681 **	1

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

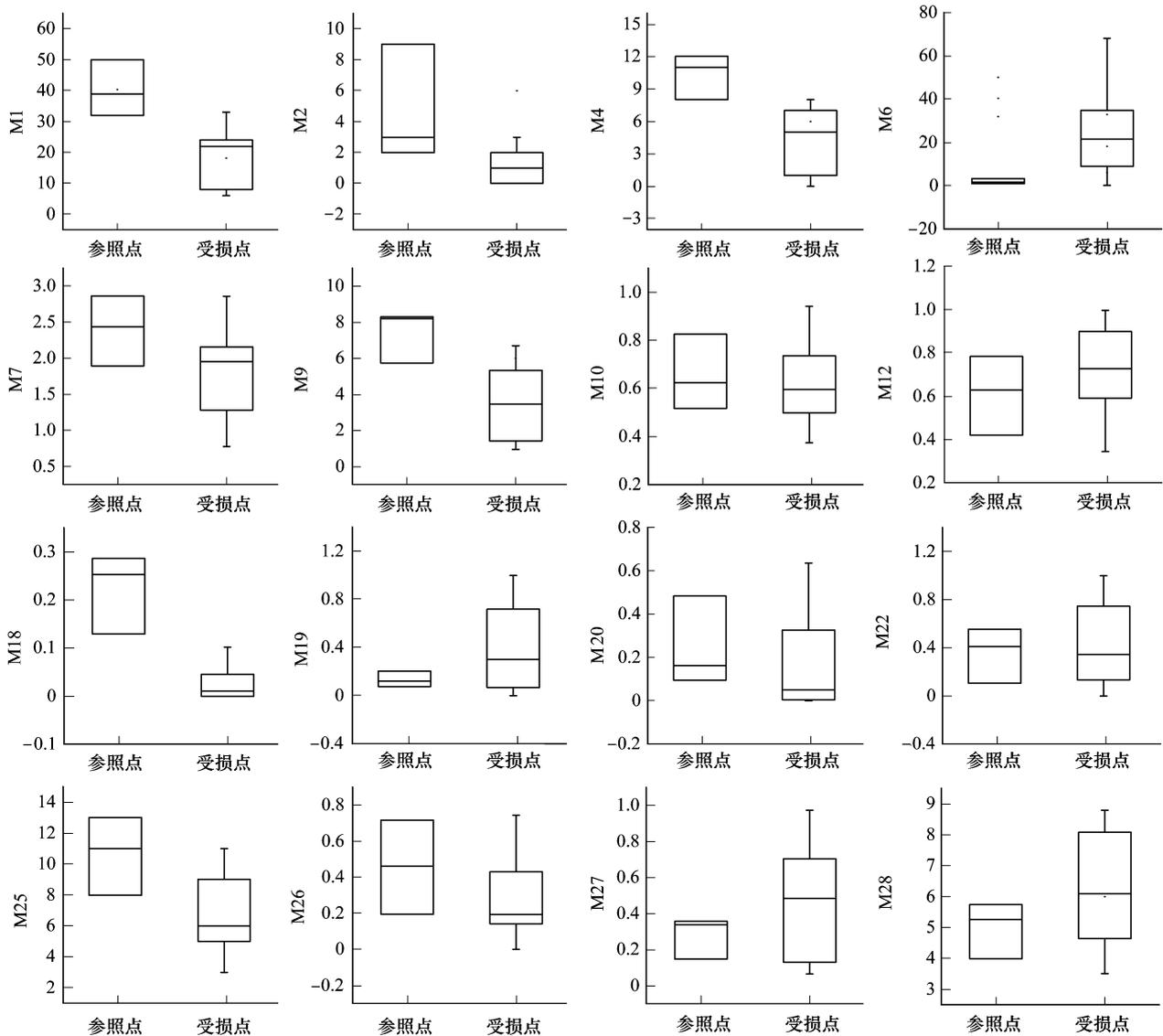


图2 候选生物参数在参照点和受损点的箱线图

Fig.2 Box-plots of candidate metrics between reference and impaired sites

参照点: Reference site; 受损点: Impaired site; M1: 总分类单元数, Total taxa; M2: EPT 分类单元数, EPT taxa number; M3: 甲壳动物和软体动物分类单元数, Crustacean and molluscs taxa number; M4: 摇蚊分类单元数 Chironomid taxa number; M5: 总密度, Total density; M6: 总生物量, Total biomass; M7: 香农多样性, Shannon diversity index; M8: 辛普森多样性指数, Simpson diversity index; M9: 丰富度指数 Abundance index; M10: 均匀度指数, Evenness index; M11: 优势分类单元/%, Dominant taxa number percentage; M12: 前3位优势分类单元%, First three dominant taxa number percentage; M13: 双翅目个体数/%, Diptera number percentage; M14: 蜻蜓目个体数/%, Odonata number percentage; M15: 广翅目个体数/%, Wide Homoptera number percentage; M16: 鞘翅目个体数/%, Coleoptera number percentage; M17: 毛翅目个体数/%, Trichoptera number percentage; M18: 蜉蝣目个体数/%, Ephemeroptera number percentage; M19: 颤蚓个体数/%, Flutter earthworm number percentage; M20: 摇蚊个体数/%, Chironomid number percentage; M21: 甲壳动物和软体动物个体数/%, Crustacean and molluscs taxa number percentage; M22: 寡毛纲个体数/%, Oligochaetes number percentage; M23: 蛭纲个体数/%, Hirudinea number percentage; M24: 敏感类群单元数, Sensitive groups taxa number; M25: 耐污类群单元数, Tolerant groups taxa number; M26: 敏感类群/%, Sensitive groups taxa number percentage; M27: 耐污类群/%, Tolerance groups number percentage; M28: BI 指数, BI index; M29: 捕食者个体数/%, Predator number percentage; M30: 滤食者个体数/%, Filter feeders number percentage; M31: 刮食者个体数/%, Scraper number percentage; M32: 粘附者个体数/%, Adhesion number percentage

3.3.4 B-IBI 评价指标体系的建立与生态健康评价标准

采用比值法计算各指标分值, 根据指标在参照点和所有位点中的分布及其干扰的反应确定其计算公式

(表 4), 并依此计算各样点的指标分值, 分值的分布范围为 0—1, 若 >1, 则都记为 1。将各指标的分值进行加和, 得到各位点 B-IBI 值(表 5)。

表 4 比值法计算 5 个生物指标分值(Y)的计算公式

Table 4 Formulas for calculation of 5 metrics scores using the ratio method

指数 Metrics	分值计算公式 Score equation	指数 Metrics	分值计算公式 Score equation
M2	$Y = M2/5.1$	M6	$Y = (68.1 - M6)/(68.1 - 0.67)$
M4	$Y = M4/11.4$	M25	$Y = (13 - M25)/(13 - 3.65)$
M26	$Y = M26/0.73$		

以参照点 B-IBI 值分布的 25%分位数值(即 3.24)作为位点达到健康水平的标准, 对 <25%分位数值值的分布范围进行 4 等分(0、0.81、1.62、2.43、3.24), 最终确定流溪河生态健康评价标准为 B-IBI 值 >3.24 为健康, 3.24—2.43 为亚健康, 2.43—1.62 为一般, 1.62—0.81 为差, 0.81—0 为极差。

3.4 流溪河生态健康状况

采用上述确定的生态健康评价标准对流溪河 14 个位点的生态健康状况进行初步评价。结果如表 5 所示, 流溪河 14 个采样点中健康位点 2 个, 占总位点数 14.3%; 亚健康位点 7 个, 占 50.0%; 一般位点 3 个, 占 21.4%; 差位点 2 个, 占 14.3%; 无极差位点。分析组成 B-IBI 的 5 个核心指标贡献比发现: M2(EPT 分类单元数)的变化趋势最为明显, 仅在上游和中游的 4 个支流位点贡献比例较高, 在下游位点几乎消失; 其次是 M26(敏感类群个体数%) 其在各支流位点的贡献比要明显高于各干流, 且体现出上游至下游逐渐降低的趋势; 再次是 M4(摇蚊分类单元数)和 M25(耐污类群单元数), 均反映了上游和下游位点间的差异。总体上, 在 B-IBI 评分中, 作为反映清洁水质的生物指标, M2、M26 和 M4 比值的增加是决定位点健康状态的主要因素, 而耐污类群生物指标 M25 比值的增加则导致位点处于不健康水平。

表 5 流溪河各样点生态健康状况

Table 5 Statuses of the ecological health of sites in Liuxi River

采样点代码 Site	特征 Characteristics	B-IBI 值 IBI value	健康状况 Health condition	核心指标百分比/% Percentage of core indicators				
				M2	M4	M6	M25	M26
S1	参照点(上游支流)	3.29	健康	30.3	21.3	29.2	0	19.2
S2	参照点(上游支流)	3.19	亚健康	15.8	25.8	26.4	5.7	26.3
S3	受损点(上游干流)	2.49	亚健康	7.8	24.6	37.5	17.2	12.9
S4	受损点(上游干流)	2.76	亚健康	12.3	31.4	31.2	16.7	8.4
S5	参照点(中游支流)	3.74	健康	7.1	12.7	36.2	34.9	9.1
S6	受损点(中游支流)	3.00	亚健康	19.6	23.4	20.6	28.5	7.9
S7	受损点(中游干流)	2.02	一般	9.7	21.7	34.1	21.1	13.4
S8	受损点(中游干流)	2.78	亚健康	14.1	25.3	31.7	7.7	21.2
S9	受损点(中游支流)	2.94	亚健康	13.3	14.9	26.3	10.9	34.6
S10	受损点(中游支流)	2.69	亚健康	7.3	16.3	28.1	23.9	24.4
S11	受损点(下游干流)	1.73	一般	0	10.2	35.1	43.3	11.4
S12	受损点(下游干流)	1.77	一般	0	0	24.4	60.6	15.0
S13	受损点(下游支流)	0.87	差	0	10.0	0.00	86.0	4.0
S14	受损点(下游干流)	1.35	差	0	0	36.6	63.4	0.00

3.5 B-IBI 值与环境因子间相关性

根据水质分析结果, 将各位点的 B-IBI 值与表 1 中的 9 项水体理化指标进行相关性分析, 结果如表 6 所示。B-IBI 值与 DO 呈极显著正相关($P < 0.01$), 与 EC($P < 0.01$)、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ($P < 0.01$)、TN($P < 0.05$)和 TP($P < 0.05$)呈显著负相关, 而与 T、pH、 COD_{Mn} 、 BOD_5 相关性不显著($P > 0.05$)。上游河段受人类活动干扰较少, 在卵石底质和流速较快的溪流生境中, DO 含量高, 是体现位点健康状况的主要环境因子, 对应的 B-IBI 分值也较

高。与 COD_{Mn} 和 BOD_5 相较, B-IBI 值能更好地反映 EC 和营养盐(TN、TP 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$)变化情况。总体上,对溪流河进行健康评价的结果显示,随着水体污染程度的增加, B-IBI 值呈现逐渐降低的趋势,且与主要的环境因子呈显著相关关系,说明本文构建的 B-IBI 体系能够较好地反映溪流河各河段水质状况。

表 6 B-IBI 评价值与水体理化指标的相关系数

Table 6 Correlation coefficient between B-IBI and physico-chemical parameters

T	pH	EC	DO	TN	TP	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	COD_{Mn}	BOD_5
-0.174	-0.300	-0.676**	0.685**	-0.585*	-0.578*	-0.724**	-0.386	-0.266

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

CCA 分析结果如图 3 所示,所构建的溪流河 B-IBI 及其核心指标共解释了水质因子的 68.1%,其中 CCA1 解释了 51.3%, CCA2 解释了 16.3%,说明前两个主轴对环境变量有较好的解释。Monte Carlo 置换检验结果显示, CCA1 轴与其他各轴间差异显著($P < 0.05$),而其他各轴间差异并不显著($P < 0.05$)。同时,上(S1—S5)、中(S6—S10)、下游(S11—S14)位点沿 CCA1 轴梯度划分明显,说明 B-IBI 指标能够有效地区分上、下游位点间的环境因子。B-IBI 指标中反映清洁水质的生物类群对处于健康水平的 S1 和 S5 位点解释度最高,与环境因子中的 DO 相关性较高, S2—S4 位点由于受周边度假山庄和温泉小镇的影响,原有底质和沿岸带生境受到破坏,导致其处于亚健康水平, B-IBI 指标对其解释度较低。中游河段健康水平有明显下降趋势,其中支流(S6、S9 和 S10)健康水平要明显高于干流(S7 和 S8), B-IBI 对中游各位点的解释反映了指标间的综合影响,无明显对应关系。TN、TP 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量在下游与耐污类群单元数(M25)联系紧密,此外, M25 也是反映下游位点(S11—S14)健康水平下降的主要指标。CCA 结果总体上说明,反映溪流健康状况的 B-IBI 指标从上游的 M2、M4、M6、M26 转变为下游的 M25,而对应的水质指标从上游的 DO 转变为下游的营养盐含量。

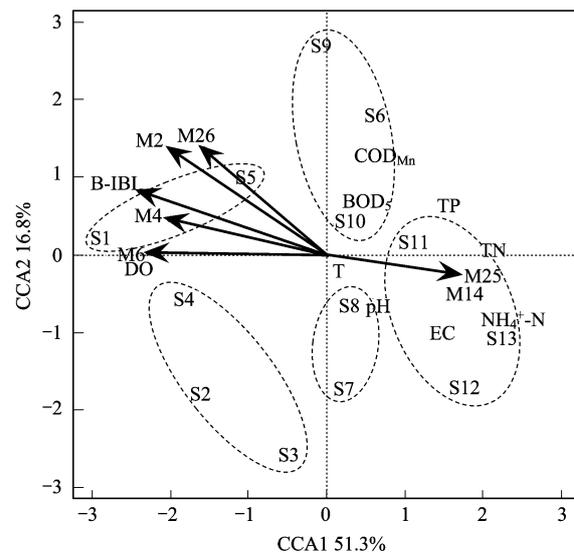


图 3 溪流河 B-IBI 核心指标与环境因子的典型对应性分析(CCA)

Fig.3 Canonical correspondence analysis based on the key indicators of B-IBI and environmental factors in Liuxi River

4 讨论

4.1 应用 B-IBI 评价河流健康的影响因素

Astin^[35] 和 Paller 等^[36] 在构建河流 B-IBI 时认为,将同一监测点不同季节的数据进行合并处理是有必要的,但 Gerritsen 等^[37] 发现在不同季节各自建立一套 B-IBI 是没有必要的,因为季节间底栖动物群落结构相似性很高。熊春晖等^[38] 发现用全年数据构建的 B-IBI,其核心指标数量及健康评价水平要高于各季节,并认为在同一水域用全年数据构建的 B-IBI 更具实用价值。本研究在构建溪流河 B-IBI 体系过程中,利用了前、后汛期及枯水期 3 季底栖动物样本数据,能够有效地排除季节间差异对生物指标筛选的影响,在流域尺度上,本文所得评价结果较前人研究更具全面性和客观性。

受研究区域水环境和地理条件制约,不同的参照点选择标准会对最终评价结果产生影响^[14,36]。大多数学者依据 Barbour 无干扰样点和干扰极小样点作为参照点选择标准,如李强等^[15] 对西苕溪进行 B-IBI 评价时,由于西苕溪地处山区,所受外来干扰较小,故采用了无干扰样点标准;张远等^[14] 对辽河流域进行 B-IBI 评价时,由于多数河段受城镇化影响,且上下游均受到污染,故在干扰极小样点标准上,又以 III 类水质标准作为

补充。本研究中,流溪河从上游吕田镇桂峰山流经下游广州市区,流域内既有相对原始的山区溪流,也有受人为干扰明显的城镇河段。在确定参照点时,为了能够具有针对性地反映各河段健康状况,不仅以 Barbour 干扰极小样点和Ⅲ类水质为标准,还结合实际位点的生境状况(底质为卵石、无土地改造、植被处于原始态且覆盖度高、洪泛区完整),对各样点所受干扰程度进行综合考虑后筛选参照点,以提高准确性。

除参照点外,经筛选所得的 B-IBI 核心指标和健康评分标准也有较大差异。本文构建的流溪河 B-IBI 由“EPT 分类单元、摇蚊分类单元、总生物量、耐污类群单元和敏感类群个体%”5 个指标构成,健康状态 B-IBI 值 >3.24。为比较不同地区 B-IBI 体系的异同,表 7 中列举了温带地区黄山溪流^[13]、辽河流域^[14]、西苕溪^[15]、上海市河流^[38]的 B-IBI 核心指标组成与健康评价标准(均采用比值法)。对照不同区域研究结果发现,虽然流溪河地处亚热带季风气候区,但其 B-IBI 指标组成与温带气候区的辽河流域和黄山地区溪流相似,与同样处于温带地区的西苕溪和上海市河流有较大差异。其原因在于,西苕溪地处自然山区,受外来干扰程度小,除水质良好外,还保留了多样的生境斑块(如浅滩和深潭),生物多样性高,B-IBI 指标以水生昆虫参数为主。与其相反,上海市河流完全位于城市发展区,受人为干扰严重,B-IBI 基本由耐污类群构成。相较之下,辽河流域、黄山地区溪流以及本研究中的流溪河均发源于上游山区,中下游流经城镇,流域内既有保留完好的原始生境,也有受人为干扰严重的区域,故 B-IBI 指标综合了反映游清洁水质的敏感类群和水质恶劣的耐污类群。本研究结果说明,在筛选所得的 B-IBI 核心指标中,地理区域间的气候差异可能并非主要影响,其关键在于所研究河流各河段及整体水平上受外来干扰和水体污染的程度。

表 7 国内不同 B-IBI 健康评价指数构成及参照点选择标准

Table 7 The health assessment index components of B-IBI and criteria of reference in China

研究对象 Research object	参照点选择标准 The standard of choosing reference point	B-IBI 构成 Component of Benthic-Index of Biotic Integrity (B-IBI)	健康标准 The standard of health
西苕溪 Xitiaoxi Stream ^[15]	田地土地利用<6%,居民土地利用 0.2%,森林覆盖率>90%,栖境指数>75	总分类单元数、EPT 分类单元数、鞘翅 目个体数%、前 3 位优势分类单元数%、 纹石蛾科个体数%、滤食者个体数%和 BI 指数	健康>0.69
滇池入湖河 Inflow rivers in Lake Dianchi catchment ^[39]	无干扰样点和干扰极小样点	(甲壳动物+软体动物)分类单元数、集 食者个体数%、捕食者个体数%、耐污 类群个体数%	健康>1.62
温榆河 Wenyu River ^[16]	无干扰样点和干扰极小样点	总分类单元数、总生物量、优势分类单 元个体数%、敏感类群分类单元数、生 物指数和粘附者个体数%	健康>1.82
上海市河流 Rivers in Shanghai City ^[38]	百分比模式相似性指数 PMA ≥ 50,水 质标准在Ⅲ类以上	(寡毛类动物+蛭纲)个体数%、耐污类 群分类单元数、双翅目个体数%和集食 者个体数%	健康>2.69
流溪河(本文) Liuxi River	干扰极小样点;水标准在Ⅲ类以上;卵 石底质、原始植物群落且覆盖度>80%、 有完整洪水缓冲带	EPT 分类单元数、摇蚊分类单元数、总 生物量、耐污类群单元数和敏感类群个 体数%	健康>3.24
黄山溪流 Huangshan Stream ^[13]	无干扰样点和干扰极小样点	总分类单元数、EPT 分类单元数、前 3 位优势分类单元数%、粘附者个体 数%、敏感类群个体数%和 BI 指数	健康>3.59
辽河流域 Liao River basin ^[14]	水干扰极小样点;质标准在Ⅲ类以上	总分类单元数、EPT 分类单元数、摇蚊 分类单元数、前 3 位优势分类单元个 体数%、敏感类群个体数%和粘附者个 体数%	健康>3.66

Barbour 无干扰样点:上游无农作物和居住点,森林覆盖率达 90%,无明显人类活动干扰迹象;Barbour 干扰极小样点:无点源污染源,上、下游 5 km 之内无村庄,两侧 100 m 宽、5 km 长的范围内无农田且有较好的沿岸植被带

4.2 应用 B-IBI 评估流溪河生态健康的可行性

本文以“合理的生物完整性指数应该包括尽可能多的参数类型”为依据^[18,32],在 B-IBI 构建过程中提出

底栖动物物种丰度、种类组成、耐受性、营养结构和小生境质量 5 大指标类型,以尽可能多候选指标(32 个)反映环境变化对底栖动物数量、结构和功能的影响。CCA 分析结果说明,经筛选所得 5 个 B-IBI 核心指标能够清晰地区分流溪河上、下游位点及支、干流位点,前 2 主轴对环境因子的解释度达 68.1%,说明本文构建的 B-IBI 能切实地反映流溪河健康状况。此外,Palmer 等^[36]的研究发现,运用底栖生物监测水质与溪流的级别不存在显著相关关系,本文对比了流溪河支流(级别低)和干流(级别高)间的评价结果,发现中上游支流区域人口密度少、乡镇覆盖度低,受到外来干扰因素较少,故其健康水平高于中上流干流;相反,下游支流河段城镇密集,河床底质与沿岸带生境退化严重,且受到养殖业和工厂污水排放影响,导致下游支流健康水平远低于干流。据此,本研究结果支持 Palmer 等^[36]的观点,表明 B-IBI 能够综合评价城市河流的生态健康。

为进一步阐明流溪河 B-IBI 体系构建与评价标准的适用性,本文将所得评价结果与前期资料进行对比。吉冬青等^[17]发现流溪河流域景观特征表现为从上游到下游城市化增强的梯度,水质状况响应这个梯度变化表现为上游优于下游;李斯婷^[40]对流溪河水质动态特征研究发现,上游河段全年的水质状况明显好于下游;刘芳文等^[41]采用有机综合污染指数法对流溪河下游河段水质进行评价,发现该段水体中有机污染综合评价价值逐年升高,水质逐年变差。本研究发现,上游位点 B-IBI 评分相对较高,其中以 EPT 分类单元数和敏感类群丰度贡献最高;下游位点由于受水体污染影响,B-IBI 评价价值普遍较低,其中以耐污类群单元数贡献最高,说明流溪河下游河段的生态环境和健康水平逐步衰退,底栖动物生存环境受到威胁。综上,本文所得 B-IBI 评价结果与前期报道相符,说明应用 B-IBI 评价亚热带城市河流的生态健康是可行的。

4.3 水环境因子与 B-IBI 评价

底栖动物的群落特征与空间分布受诸多环境因子影响。TN 和 TP 含量的增加会刺激耐污类群丰度和生物量的增加,而 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 不仅是水体中主要的耗氧污染物,还对鱼类和大型底栖动物具有毒害作用。研究发现,珠江、香溪河大型底栖动物数量和整个河流的 TP、TN 含量呈显著性负相关^[42-43],张晏溧等^[44]发现 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 是决定浑太河下游大型底栖动物分布的主要因子。此外,河流与湖泊中底栖动物多样性也与 DO 和 EC 关联紧密,若沉积物中 DO 含量降低,会明显抑制生境区域内底栖动物群落的发展^[45];而 EC 作为衡量水体中离子总含量的指标,可综合反映人为干扰强度和沿岸带土地利用对河流生态系统的影响,徐宗学等^[46]研究发现 EC 显著影响了渭河流域底栖动物的空间分布。本研究发现,流溪河 B-IBI 值与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的负相关性最显著 ($-0.724, P < 0.01$),其次为 EC、TN 和 TP ($P < 0.05$),且与 DO 呈极显著正相关 ($P < 0.01$),说明本文构建的 B-IBI 能综合反映流溪河水质状况。

CCA 分析结果发现,筛选出的 B-IBI 核心指标对各环境因子的解释度也有较大差异,流溪河上游人为干扰程度较弱,DO 值高,对应的 B-IBI 以敏感生物类群为代表,与健康水平呈正相关;至下游河段人为干扰程度逐渐增强,EC、TP 和 TN 增加,对应的 B-IBI 以耐污类群为代表,与健康水平呈负相关。有学者指出,水质评价的结果可能低估当地生态环境受损情况^[4,6],流溪河下游 S14 位点受人为干扰十分严重,硬化岸坡、河床挖深及底质改造使彻底改变了原有的生境状况,虽然该位点水质条件处于中间水平,但其 B-IBI 评价结果为差,此评价结果充分证实了水质评价的片面性。有趣的是,流溪河 S6 位点的水质状况较差,但 B-IBI 评价结果为亚健康,虽然该位点受到农业面源的污染,但其完整的沿岸带生境保留了底栖生物的生存空间,且该位点水体重金属检测结果并未发现超标,说明有害污染物含量可能暂时未对水生生物产生毒性影响,对该位点的跟踪观测将进一步揭示水质、生境以及生物评价间的响应关系。总体上,本文构建的 B-IBI 能够真实反映流溪河水质和生境状况,为从生态系统水平上评价河流生态健康提供了有效的生物监测手段。

5 结论

本研究以典型城市河流——流溪河为例,应用 B-IBI 首次对热带亚热带河流进行了生态健康评价,为推广河流健康评价技术提供了新的科学依据。通过对流溪河全年的水质监测,底栖动物群落结构调查,以及 B-IBI 体系构建,得到主要结论如下:(1)流溪河 B-IBI 由总生物量,敏感类群个体%,EPT、摇蚊和耐污类群单元

数5个核心指标构成,健康标准为 >3.24 ,流域内健康位点数占14.3%,亚健康占50.0%,一般占21.4%;(2)EPT分类单元数和敏感类群个体%对上游河段B-IBI值贡献最高,反映健康状况良好,而耐污类群单元数对下游河段B-IBI值贡献最高,反映健康状况恶化;(3)B-IBI值与溶解氧呈显著正相关($P<0.01$),与电导率、氨氮、总氮和总磷呈显著($P<0.05$)负相关,说明流溪河当前健康水平受水体污染影响严重;(4)5个核心指标对环境因子解释度达68.1%,并且能区分上、下游及干、支河段不同的健康水平,说明本文构建的B-IBI体系能够准确地评价流溪河健康状况;(5)对照不同地理区域的研究结果发现,流溪河B-IBI指标主要以人为干扰和水体污染程度为导向,对特定气候区的响应较弱,说明B-IBI在热带亚热带地区也有较好的适用性。

参考文献(References):

- [1] Dudgeon D. Tropical Stream Ecology. Amsterdam: Elsevier, 2008.
- [2] Karr J R, Chu E W. Sustaining living rivers. *Hydrobiologia*, 2000, 422-423: 1-14.
- [3] 唐涛,蔡庆华,刘建康. 河流生态系统健康及其评价. *应用生态学报*, 2002, 13(9): 1191-1194.
- [4] Karr J R. Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework. *Environmental Management*, 1987, 11(2): 249-256.
- [5] Karr J R. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 1981, 6(6): 21-27.
- [6] Karr J R. Defining and assessing ecological integrity: beyond water quality. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1993, 12(9): 1521-1531.
- [7] Pinto U, Maheshwari B L. River health assessment in peri-urban landscapes: an application of multivariate analysis to identify the key variables. *Water Research*, 2011, 45(13): 3915-3924.
- [8] Johnson R K, Hering D, Furse M T, Verdonschot P F M. Indicators of ecological change: comparison of the early response of four organism groups to stress gradients. *Hydrobiologia*, 2006, 566(1): 139-152.
- [9] Wallace J B, Webster J R. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*, 1996, 41: 115-139.
- [10] Griffith M B, Hill B H, McCormick F H, Kaufmann P R, Herlihy A T, Selle A R. Comparative application of indices of biotic integrity based on periphyton, macroinvertebrates, and fish to southern rocky mountain streams. *Ecological Indicators*, 2005, 5(2): 117-136.
- [11] Barbour M T, Gerritsen J, Snyder B D, Stribling J B. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Wadeable Streams and Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish. 2nd ed. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 1999.
- [12] 杨莲芳,李佑文,戚道光,孙长海,田立新. 九华河水生昆虫群落结构和水质生物评价. *生态学报*, 1992, 12(1): 8-15.
- [13] 王备新,杨莲芳,胡本进,单林娜. 应用底栖动物完整性指数B-IBI评价溪流健康. *生态学报*, 2005, 25(6): 1481-1490.
- [14] 张远,徐成斌,马溪平,张铮,王俊臣. 辽河流域河流底栖动物完整性评价指标与标准. *环境科学学报*, 2007, 27(6): 919-927.
- [15] 李强,杨莲芳,吴璟,王备新. 底栖动物完整性指数评价西苕溪溪流健康. *环境科学*, 2007, 28(9): 2141-2147.
- [16] 杨柳,李泳慧,王俊才,杨玉格,丁振军. 基于B-IBI指数的温榆河生态健康评价. *生态学报*, 2012, 32(11): 3313-3322.
- [17] 吉冬青,文雅,魏建兵,吴志峰,刘庆,程炯. 流溪河流域景观空间特征与河流水质的关联分析. *生态学报*, 2015, 35(2): 246-253.
- [18] Barbour M T, Gerritsen J, Griffith G E, Frydenborg R, McCarron E, White J S, Bastian M L. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 1996, 15(2): 185-211.
- [19] 刘月英. 中国经济动物志:淡水软体动物. 北京:科学出版社,1979.
- [20] 刘月英,张文珍,王耀先. 医学贝类学. 北京:海洋出版社,1993.
- [21] 张玺,齐钟彦. 贝类学纲要. 北京:科学出版社,1961.
- [22] 齐钟彦,马绿同,楼子康,刘月英,黄修明,徐凤山. 中国动物图谱:软体动物. 北京:科学出版社,1964.
- [23] Sperber C. A taxonomical study of the Naididae. *Zoologiska Bidrag Från Uppsala*, 1948, 28: 1-296.
- [24] Brinkhurst R O, Jamieson B G M. Aquatic Oligochaeta of the World. Edinburgh: Oliver and Boyd, 1971.
- [25] 王洪铸. 中国小蛭类研究:附中国南极长城站附近地区两新种. 北京:高等教育出版社,2002.
- [26] 崔永德. 云南湖泊寡毛类环节动物研究[D]. 武汉:中国科学院水生生物研究所,2008.
- [27] 何雪宝. 西藏和四条大型河流寡毛类区系研究[D]. 武汉:中国科学院水生生物研究所,2011.
- [28] Epler J H. Identification Manual for the Larval CHIRONOMIDAE (Diptera) of Florida. Florida: Florida Department of Environmental Protection, 1995.
- [29] Morse J C, Yang L F, Tian L X. Aquatic Insects of China Useful for Monitoring Water Quality. Nanjing: Hohai University Press, 1994.
- [30] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法(第四版). 北京:中国环境科学出版社,2002.
- [31] Maxted J R, Barbour M T, Gerritsen J, Poretti V, Primrose N, Silvia A, Penrose D, Renfrow R. Assessment framework for mid-Atlantic coastal plain streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 2000, 19(1): 128-144.

- [32] Reynoldson T B, Norris R H, Resh V H, Day K E, Rosenberg D M. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 1997, 16 (4): 833-852.
- [33] Resh V H, Jackson J K. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates//Rosenberg D M, Resh V H, eds. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. New York: Chapman and Hall, 1993.
- [34] Blocksom K A, Kurtenbach J P, Klemm D J, Fulk F A, Cormier S M. Development and evaluation of the Lake Macroinvertebrate Integrity Index (LMII) for New Jersey lakes and reservoirs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2002, 77(3): 311-333.
- [35] Astin L E. Data synthesis and bioindicator development for nontidal streams in the interstate Potomac River basin, USA. *Ecological Indicators*, 2006, 6(4): 664-685.
- [36] Paller M H, Specht W L, Dyer S A. Effects of stream size on taxa richness and other commonly used benthic bioassessment metrics. *Hydrobiologia*, 2006, 568(1): 309-316.
- [37] Gerritsen J, Carlson R E, Dycus D L, Faulner C, Gibson G R, Harcum J, Markowitz S A. *Lake and Reservoir Bioassessment and Biocriteria: Technical Guidance Document*. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 1998.
- [38] 熊春晖, 张瑞雷, 徐玉萍, 张玮, 陈萍萍, 王丽卿. 应用底栖动物完整性指数评价上海市河流健康. *湖泊科学*, 2015, 27(6): 1067-1078.
- [39] 苏玉, 曹晓峰, 黄艺. 应用底栖动物完整性指数评价滇池流域入湖河流生态系统健康. *湖泊科学*, 2013, 25(1): 91-98.
- [40] 李斯婷. 地表水质评价方法的研究——以流溪河为例[D]. 广州: 华南理工大学, 2013.
- [41] 刘芳文, 吴军, 颜文, 李静. 流溪河水质评价与监控措施. *安全与环境学报*, 2004, 4(5): 19-23.
- [42] 刘玉, Vermaat J E, De Ruyter E D, De Kruijf H A M. 珠江、流溪河大型底栖动物分布和氮磷因子的相关分析. *中山大学学报: 自然科学版*, 2003, 42(1): 95-99.
- [43] 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.
- [44] 张晏溧. 浑太河沉积物中重金属分布特征及其对大型底栖动物的影响[D]. 重庆: 西南大学, 2012.
- [45] 任海庆, 袁兴中, 刘红, 张跃伟, 周上博. 环境因子对河流底栖无脊椎动物群落结构的影响. *生态学报*, 2015, 35(10): 3148-3156.
- [46] 徐宗学, 武玮, 殷旭旺. 渭河流域水生生态系统群落结构特征及其健康评价. *水利水电科技进展*, 2016, 36(1): 23-30.

附表 流溪河大型底栖动物物种名录

Appendix The list of macrobenthos species in Liuxi River

物种 Species	物种 Species
环节动物门 Annelida	扁蜉科 Heptageniidae
寡毛纲 Oligochaeta	47. 动蜉属一种 <i>Cinygma</i> sp.
带丝蚓目 Lumbriculida	蜻蜓目 Odonata
带丝蚓科 Lumbriculidae	48. 束翅亚目一种 Zygoptera
1. 带丝蚓属一种 <i>Lumbriculus</i> sp.	49. 差翅亚目一种 Anisoptera
2. 夹杂带丝蚓 <i>Lumbriculus variegatus</i>	晏蜓科 Aeshnidae
颤蚓目 Tubificida	50. 晏蜓属一种 <i>Planaeschna</i> sp.
颤蚓科 Tubificidae	扇鳃科 Platycnemidae
3. 颤蚓属一种 <i>Tubifex</i> sp.	51. 综鳃属一种 <i>Sinolestes</i> sp.
4. 癩颤蚓属一种 <i>Spirosperma</i> sp.	丝鳃科 Lestidae
5. 盘丝蚓属一种 <i>Bothroneurum</i> sp.	52. 赭丝鳃属一种 <i>Indolestes</i> sp.
6. 多毛管水蚓 <i>Aulodrilus pluriseta</i>	53. 色丝鳃属一种 <i>Sympetma</i> sp.
7. 皮氏管水蚓 <i>Aulodrilus pigueti</i>	伪蜻科 Corduliidae
8. 管水蚓属一种 <i>Aulodrilus</i> sp.	54. 弓蜻属一种 <i>Macromia</i> sp.
9. 苏氏尾鳃蚓 <i>Branchiura sowerbyi</i>	蜻科 Libellulidae
10. 巨毛水丝蚓 <i>Limnodrilus grandisetosus</i>	55. 蜻属一种 <i>Libellula</i> sp.
11. 水丝蚓属一种 <i>Limnodrilus</i> sp.	春蜓科 Gomphidae
单向蚓目 Haplotaxida	56. 环尾春蜓属一种 <i>Lamelligomphus</i> sp.
仙女虫科 Naididae	57. 曲尾春蜓属一种 <i>Heliogomphus</i> sp.
12. 仙女虫属一种 <i>Nais</i> sp.	58. 猛春蜓属一种 <i>Labrogomphus</i> sp.
13. 头鳃虫属一种 <i>Branchiodrilus</i> sp.	色鳃科 Neurobasis
14. 尾盘虫属一种 <i>Dero</i> sp.	59. 色鳃科一种 <i>Neurobasis</i>

续表

物种 Species	物种 Species
15. 吻盲虫属一种 <i>Pristina</i> sp.	鳞翅目 Lepidoptera
16. 泥盲虫属一种 <i>Stephensoniana</i> sp.	60. 鳞翅目一种 Lepidoptera
17. 尖头杆吻虫 <i>Stylaria fossularis</i>	襁翅目 Plecoptera
18. 双凸杆吻虫 <i>Stylaria lacustris</i>	襁科 Perlidae
多毛纲 Polychaeta	61. 襁科一种 Perlidae
叶须虫目 Phyllocimorpha	半翅目 Hemiptera
沙蚕科 Nereididae	盖蝽科 Aphelocheiridae
19. 沙蚕科一种 Nereididae	62. 盖蝽属一种 <i>Aphelocheirus</i> sp.
龙介虫科 Serpulidae	毛翅目 Trichoptera
20. 管盘虫属一种 <i>Aulophorus</i> sp.	纹石蛾科 Hydropsychidae
蛭纲 Hirudinea	63. 纹石蛾科一种 Hydropsychidae
吻蛭目 Rhynchobdellida	64. 纹石蛾属一种 <i>Hydropsyche</i> sp.
舌蛭科 Glossiphoniidae	65. 弓石蛾属一种 <i>Arctopsyche</i> sp.
21. 舌蛭科一种 Glossiphoniidae	鞘翅目 Coleoptera
22. 泽蛭属一种 <i>Helobdella</i> sp.	66. 鞘翅目一种 Coleoptera sp.
23. 舌蛭属一种 <i>Glossiphonia</i> sp.	扁泥甲科 Psephenidae
无吻蛭目 Arhynchobdellida	67. 扁泥虫属一种 <i>Eubrianax</i> sp.
沙蛭科 Salifidae	泥甲科 Dryopidae
24. 巴蛭属一种 <i>Barbronia</i> sp.	68. 狭溪泥甲属一种 <i>Stenelmis</i> sp.
石蛭科 Erpobdellidae	长角泥甲科 Elmidae
25. 石蛭科一种 Erpobdellidae	69. 长角泥甲科一种 Elmidae
医蛭科 Hirudinidae	隐翅甲科 Staphilinidae
26. 医蛭属一种 <i>Hirudo</i> sp.	70. 隐翅甲科一种 Staphilinidae
软体动物门 Mollusca	叶甲科 Chrysomelidae
瓣鳃纲 Lamellibranchia	71. 叶甲科一种 Chrysomelidae
贻贝目 Mytoida	蜉蝣科 Ephemeridae
贻贝科 Mytilidae	72. 蜉蝣属一种 <i>Ephemera</i> sp.
27. 湖沼股蛤 <i>Limnoperna fortunei</i>	蚁形甲科 Anthicidae
蚌目 Unionoida	73. 蚁形甲科一种 Anthicidae
蚌科 Unionidae	广翅目 Megaloptera
28. 无齿蚌属一种 <i>Anodonta</i> sp.	鱼蛉科 Corydalidae
真瓣鳃目 Eulamellibranchia	74. 准鱼蛉属一种 <i>Parachauliodes</i> sp.
蜆科 Corbiculidae	双翅目 Diptera
29. 河蜆 <i>Corbicula fluminea</i>	大蚊科 Tipulidae
腹足纲 Gastropoda	75. 大蚊属一种 <i>Tipula</i> sp.
中腹足目 Mesogastropoda	76. 池大蚊属一种 <i>Limnophila</i> sp.
田螺科 Viviparidae	77. 朝大蚊属一种 <i>Antocha</i> sp.
30. 梨形环棱螺 <i>Bellamyia purificata</i>	虻科 Tabanidae
肋蜷科 Planorbidae	78. 虻科一种 Tabanidae
31. 方格短沟蜷 <i>Semisulcospira cancellate</i>	蠓科 Ceratopogonidae
32. 放逸短沟蜷 <i>Semisulcospira libertina</i>	79. 蠓科一种 Ceratopogonidae
狭口螺科 Stenothyridae	鹬虻科 Rhagionidae
33. 狭口螺属一种 <i>Stenothyra</i> sp.	80. 鹬虻属一种 <i>Atherix</i> sp.
34. 光滑狭口螺 <i>Stenothyra glabra</i>	摇蚊科 Chironomidae
瓶螺科 Pilidae	摇蚊亚科 Stenochironomus
35. 大瓶螺 <i>Pila gigas</i>	81. 摇蚊亚科一种 Chironominae
36. 带瓶螺 <i>Pila tischbeini</i>	82. 摇蚊属一种 <i>Chironomus</i> sp.

续表

物种 Species	物种 Species
豆螺科 Bithyniidae	83. 多足摇蚊属一种 <i>Polypedilum</i> sp.
37. 沼螺属一种 <i>Parafossarulus</i> sp.	84. 二叉摇蚊属一种 <i>Dicrotendipes</i> sp.
基眼目 Basommatophora	85. 拟摇蚊属一种 <i>Parachironomus</i> sp.
扁蜷螺科 Planorbidae	86. 长跗摇蚊属一种 <i>Tanytarsus</i> sp.
38. 圆扁螺属一种 <i>Hippeutis</i> sp.	87. 隐摇蚊属一种 <i>Cryptochironomus</i> sp.
膀胱螺科 Physidae	88. 小突摇蚊属一种 <i>Micropestra</i> sp.
39. 尖膀胱螺 <i>Physa acuta</i>	89. 齿斑摇蚊属一种 <i>Stictochironomus</i> sp.
椎实螺科 Lymnaeidae	90. 萨摇蚊属一种 <i>Saetheria</i> sp.
40. 椭圆萝卜螺 <i>Radix swinhoei</i>	91. 流长跗摇蚊属一种 <i>Rheotanytarsus</i> sp.
节肢动物门 Arthropoda	92. 拟枝角摇蚊属一种 <i>Paracladopelma</i> sp.
甲壳纲 Crustacea	直突摇蚊亚科 Orthocladiinae
十足目 Decapoda	93. 直突摇蚊属一种 <i>Orthocladus</i> sp.
匙指虾科 Atyidae	94. 趋流摇蚊属一种 <i>Rheocricotopus</i> sp.
41. 匙指虾科一种 Atyidae	95. 提尼曼摇蚊属一种 <i>Thienemanniella</i> sp.
束腹蟹科 Parathelphusidae	96. 矮突摇蚊属一种 <i>Nanocladius</i> sp.
42. 束腹蟹属一种 <i>Somanniathelphusa</i> sp.	97. 沼摇蚊属一种 <i>Limnophyes</i> sp.
溪蟹科 Potamonidae	98. 刀突摇蚊属一种 <i>Psectrocladius</i> sp.
43. 华溪蟹属一种 <i>Sinopotamon</i> sp.	99. 拟中足摇蚊属一种 <i>Parametrioctenemus</i> sp.
昆虫纲 Insceta	100. 环足摇蚊属一种 <i>Cricotopus</i> sp.
蜉蝣目 Ephemeroptera	长足摇蚊亚科 Tanypodinae
四节蜉科 Baetidae	101. 前突摇蚊属 <i>Procladius</i> sp.
44. 四节蜉属一种 <i>Baetis</i> sp.	102. 无突摇蚊属 <i>Ablabesmyia</i> sp.
细蜉科 Caenidae	扁形动物门 Platyhelminthes
45. 细蜉属一种 <i>Caenis</i> sp.	涡虫纲 Turbellaria
细裳蜉科 Leptophlebiidae	103. 涡虫纲一种 Turbellaria
46. 宽基蜉属一种 <i>Choroterpes</i> sp.	