

基于大型底栖动物完整性指数评价深圳茅洲河生态状况

李斌¹, 李先福^{2,3,4}, 唐涛², 敖偲成², 胡建成², 谭路², 吴基昌¹, 李慧¹, 蔡庆华²

(1. 中电建生态环境集团有限公司, 广东 深圳 518100;
2. 中国科学院水生生物研究所, 湖北 武汉 430072;
3. 大理大学东喜玛拉雅研究院, 云南 大理 671003;
4. 云南省高校洱海流域保护与可持续发展研究重点实验室, 云南 大理 671003)

摘要:对受人类活动强烈影响、几乎不存在常规参照点的城市河流开展生态评价存在很多困难。研究基于2018年春季深圳市茅洲河水系调查数据,用水体理化指标聚类法确定参照组、受损组样点,从底栖动物多样性、群落结构、耐污能力、功能摄食类群等角度确定候选参数,筛选出核心参数构建底栖生物完整性指数(Benthic index of biotic integrity, B-IBI)评价其生态状况。调查共采集到大型底栖动物62个分类单元,虽然茅洲河水环境质量整体较差,聚类分析仍然能将水质相对较好和较差的样点分成不同组。大型底栖动物以颤蚓和摇蚊等耐污种为主,大型底栖动物总分类单元数和集食者分类单元数对水环境变化较敏感。用这2个参数构建的B-IBI对各点的生态状况进行评价表明:12个位于干、支流上游或水库出水口附近的样点生态状况达到“好”等级;7个位于干流下游和汇入干流下游河段的支流样点为“差”,其他15个样点为“中”。NH₃-N、TN、PO₄-P和COD对B-IBI有显著负影响,DO浓度对B-IBI有显著正影响。建议参照“好”等级样点的生态状况确定茅洲河现阶段修复目标,并以水质提升作为当前首要修复任务。

关键词:大型底栖动物完整性指数;生态评价;城市河流;茅洲河

中图分类号:X826 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2021)05-0062-07

生态评价不仅是了解河流生态状况的重要手段,还可为河流生态管理和生态修复提供重要依据,因此越来越受到科研人员和管理部门的重视(Palmer et al, 2005; Paulsen et al, 2020; Poikane et al, 2020)。鱼类、大型底栖动物和着生藻类等是河流主要的生物类群,也是各种环境胁迫的受体,对不同时空尺度的环境变化响应敏感,所以常被用于指示河流生态状况(Tang et al, 2016; Chi et al, 2017; 胡建成等, 2020; Alric et al, 2021)。用河流生物进行生态评价时,需要事先依据人类干扰程度将调查样点分成参照组和受损组,然后从众多生物参数中筛选出对不同样点组具有显著判别能力的参数用于构建评价指标(Stoddard et al, 2008)。因此,参照组样点选择合理与否对生态评价的精准性有重要影响(Hawkins et al, 2010a)。研究中一般以无

干扰或最小干扰(least-disturbed condition)作为参照点标准(Hawkins et al, 2010b)。

城市是人类活动密集的区域,人类对自然生态系统的影响广泛而强烈,城市河流因此往往高度退化(Iacarella et al, 2018; Gál et al, 2019; Waite et al, 2020),水系内几乎不存在标准的参照点,导致城市河流生态评价困难重重(Jerves-Cobo et al, 2020)。近年来,随着我国生态文明建设的不断推进,很多城市将受损河流的生态修复作为重要建设任务。随之而来的问题是:城市河流的生态现状如何?生态修复的目标该如何确定?生态评价是回答这些问题的重要基础,因此如何对城市河流开展生态评价成为一个重要的科学问题。

茅洲河是深圳市境内最大的河流。近40多年来,随着城市建设的飞速发展,茅洲河流域内居民和工业企业数量也急剧增长,水环境污染日益加剧,河流生态状况严重恶化,生态系统服务功能发生极大改变甚至丧失(郭卫华等, 2015)。为全面改善茅洲河水环境,恢复茅洲河生态面貌,深圳市政府于近年推出了一系列综合整治措施(闫宏晔, 2018)。然而,茅洲河的生态现状如何、现阶段生态修复应该达到怎样的目标等问题依然需要深入研究。本研究以大

收稿日期:2021-03-02

基金项目:国家重点研发计划(2016YFC0503601);广东省科技计划项目(2019B110205005)。

作者简介:李斌,1988年生,男,博士,工程师,主要从事淡水生态学和水生态修复研究。E-mail: libin2e@126.com

通信作者:唐涛,1974年生,男,博士,研究员,主要从事淡水生态学研究。E-mail: tangtao@ihb.ac.cn

型底栖动物作为茅洲河生态状况的指示生物,基于水体理化指标聚类分析将水质相对较好的样点作为参照组,构建大型底栖动物完整性指数(benthic index of biotic integrity, B-IBI)评价茅洲河的生态状况,并分析对B-IBI有显著影响的环境因子。研究结果不仅有助于了解茅洲河的生态现状,还能为其他城市河流生态评价提供借鉴。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

茅洲河属珠江口水系,发源于深圳市羊台山,流经宝安区、光明新区,以及东莞市长安镇,在深圳沙井街道汇入伶仃洋(蒋自胜等,2021)。茅洲河干流全长41.61 km,其中石岩水库以下河段长31.29 km,上游石岩河长10.32 km(属石岩水库控制河段)。下游感潮河段长13.02 km。该河为深圳市和东莞市的界河,流域面积388.23 km²,其中深圳境内流域面积310.85 km²,占80.1%;东莞境内面积77.38 km²,占19.9%。茅洲河流域属南亚热带海洋性季风气候区,温暖、湿润、多雨,太阳总辐射量较多,夏季长,冬季不明显,冷期短,全年无霜。年降雨季节分布极不均匀,4~9月为雨季,降水量占全年的85%~90%,其他月份为旱季,降雨较少。

茅洲河受两岸工业生产和居民生活污染严重(楼少华等,2020)。流域内产能聚集,电镀、线路板、印染等重污染企业高度集中。该流域为典型的高密度人口集聚区,深圳辖区人口约304万。然而,由于流域内污水处理设施缺乏,污水直排入河,水体普遍发黑发臭,水质长期劣于V类,一度成为广东省污染最为严重的河流之一。2016年以来,深莞两地三区通过实施雨污分流工程、河道整治工程、内涝治理工程、清淤和底泥处置工程、生态补水工程、生态修复工程和景观工程对茅洲河流域进行系统治理。2017年底完成茅洲河中上游段干流水环境综合整治工程,基本消除了水体黑臭状态,水环境质量得到初步改善(蒋自胜等,2021)。

1.2 样品采集处理与分析

1.2.1 样点设置 于2018年3月底至4月初,对位于深圳市内的茅洲河水系34个样点展开调查(图1),包括干流样点11个(MZH1~MZH11),另外23个样点位于排涝河、新桥河、沙井河、松岗河、老虎坑水、罗田河、马田排洪渠、下村水、莲塘水、楼村水、木墩河、东坑水、鹅颈河、石岩河等14条支流上。

1.2.2 样品采集与鉴定 根据不同的生境类型,采

用不同的采样方法(崔文彦等,2020):能涉水的河段利用索伯网(筛网孔径为420 μm,采样面积为900 cm²)进行采集;不能涉水的泥质底河段,用面积为1/16 m²的改良彼得森采泥器进行采集。样品带回实验室经200 μm网径的纱网筛洗干净后,在解剖盘中将大型底栖动物捡出,置入50 mL的塑料标本瓶,并添加10%的福尔马林溶液进行保存。干流每个断面分别对左侧、中间、右侧3个点位进行采集,每个点位采集3个重复样品。在解剖镜下对大型底栖动物进行鉴定(Morse et al,1994)、计数,并计算大型底栖动物的密度(个/m²)。

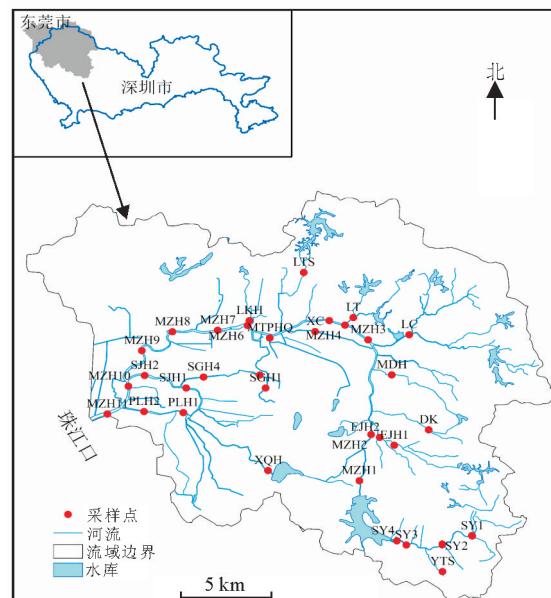


图1 茅洲河水系调查样点分布

Fig.1 Sampling sites in the Maozhou River watershed

1.2.3 理化指标测量 现场用便携式多参数水质监测仪器YSI对每个样点的溶解氧(DO)、电导率(Cond)、pH、水温、浊度、盐度(Sal)和TDS等水体理化指标进行测量。同时,用采水器采集0~0.5 m水层的混合水样,取610 mL现场添加浓硫酸,使pH<2低温保存,带回实验室用连续流动分析仪(Skalar SAN++, Netherlands)测定总氮(TN)、氨氮(NH₃-N)、硝态氮(NO₃-N)、总磷(TP)、磷酸盐(PO₄-P)和化学需氧量(COD)。其中总氮用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法、氨氮用纳氏试剂分光光度法、硝态氮用分光光度法、总磷用钼酸铵分光光度法、磷酸盐用磷钼蓝比色法、化学需氧量采用高锰酸钾滴定法测定(国家环保总局,2002)。

1.3 B-IBI评价体系构建

1.3.1 样点分组 构建B-IBI前,需要将调查样点分成参照组和受损组,以便进行参数筛选。一般情

况下,参照组样点应该选择不受人类活动干扰的原始健康状态的样点,但由于茅洲河流经工业高度发展的城市密集建成区,流域内基本没有不受人类活动干扰的区域,多数样点都受到了如河道改造、水质污染等不同类型的人为干扰。为了进行生态评价,本研究基于水体理化指标对调查样点进行聚类,以此为依据将样点分成两组进行评价。这样处理的好处是:一方面可以用传统的生态评价方法研究茅洲河的生态状况;另一方面,选择水体理化指标相对较好的样点作为参照点,可为现阶段受损点的生态修复提供相对好的、可实现的参照目标。

参与聚类分析的水体理化指标包括:TN、NO₃-N、NH₃-N、TP、PO₄-P、COD、Cond、Sal、TDS、DO和浊度。对各指标数据进行标准化处理后,基于欧式距离,采用 Ward 最小方差聚类法将样点分成参照组和受损组;然后采用 Kurskal-Wallis 检验分析两组样点间理化指标的差异程度。

1.3.2 参数计算与筛选 从大型底栖动物多样性、群落结构、耐污能力、功能摄食类群等角度确定 16 个候选参数(表 1)。

表 1 B-IBI 候选参数

Tab.1 Candidate metrics for an B-IBI for Maozhou River

类型	参数编号	候选参数
物种	1	总分类单元数
丰	2	蜉蝣目、毛翅目和𫌀翅目总分类单元数
富度	3	蜉蝣目分类单元数
	4	𫌀翅目分类单元数
	5	毛翅目分类单元数
种类	6	蜉蝣目、毛翅目和𫌀翅目总个体数百分比
相对	7	蜉蝣目个体数百分比
丰富度	8	摇蚊类个体数百分比
	9	敏感类群分类单元数
耐污	10	耐污类群个体数百分比
能力	11	Hisenhoff 生物指数
	12	优势类群个体数百分比
功能	13	集食者分类单元数
摄食	14	集食者个体数百分比
类群	15	滤食者个体数百分比
	16	刮食者个体数百分比

根据各候选参数的判别能力进行筛选(Stoddard et al,2008)。首先采用 Mann-Whitey U 秩和检验将参照组与受损组间差异不显著($P>0.05$)的参数剔除;再比较参照组和受损组间各参数 25%~75% 分位值箱体重叠程度,只有那些箱体没有重叠或有部分重叠,但各自中位数都在对方箱体范围之外的参数才视为有较强的判别能力,进而保留作后续分析。为避免参数冗余,检验保留参数所反映信息的独立性,对各保留参数进行 Spearman 相关分

析,剔除相关系数 >0.9 的参数。通过所有筛选步骤保留下来的参数作为核心参数,用于构建 B-IBI。1.3.3 B-IBI 得分计算 参照《河湖健康评估技术导则》(SL/T 793-2020) 推荐的方法计算 B-IBI。首先,为解决各核心参数量纲不统一的问题,对核心参数取值进行标准化处理:

a) 对于外界压力响应下降或减少的参数,以所有样点由高到低排序 5% 的分位值作为最佳期望值,该类参数的分值等于实际值除以最佳期望值;

b) 对于外界压力响应增加或上升的参数,则以 95% 的分位值为最佳期望值,该类参数的分值=(最大值-实际值)/(最大值-最佳期望值)。

将各样点标准化的核心参数值加和,得到该点 B-IBI 指数监测值,根据 B-IBI 最佳期望值,按照以下公式计算 B-IBI 值。

$$BIBI_r = (BIBI_o / BIBI_E) \times 100 \quad ①$$

式中:BIBI_r 为大型底栖动物完整性指数得分,BIBI_o 为大型底栖动物完整性指标监测值,BIBI_E 为大型底栖动物完整性指标最佳期望值。

1.3.4 生态状况分级 B-IBI 得分大于参照组得分 25% 分位数的样点生态状况为“好”,低于 5% 分位数的样点为“差”,介于 5% 分位数和 25% 分位数的样点为“中”(US EPA, 2020)。

2 结果与分析

2.1 大型底栖动物群落组成

本次调查共采集到大型底栖动物 62 个分类单元,隶属 4 门 8 纲 17 目 42 科,其中水生昆虫包括双翅目 19 种、蜉蝣目 10 种、鞘翅目 7 种、毛翅目 5 种、蜻蜓目 3 种、半翅目 2 种、𫌀翅目 1 种,非水生昆虫类有螺类 6 种、颤蚓目 5 种、其他种类 4 种。平均每个样点采集到 3 种大型底栖动物,其中物种丰富度最高的样点是羊台山 1(YTS1),为 23 个分类单元,最低的样点未采集到大型底栖动物。调查样点的大型底栖动物平均密度为 1 323 个/m²(密度范围:0~11 919 个/m²),其中颤蚓目、双翅目和中腹足目的个体数量占平均密度的 98.3%。颤蚓(*Tubifex* sp.)和摇蚊(*Chironomus* sp.)是绝对优势种,它们的平均密度相对丰度分别为 76.4% 和 12.6%。另外,有 4 种动物的平均相对丰度大于 1%:多足摇蚊(*Polypedilum* sp., 3.5%)、环足摇蚊(*Rheocricotopus* sp., 1.2%)、无突摇蚊(*Ablabesmyia* sp., 1.1%)、膀胱萝卜螺(*Physa acuta*, 1.0%)。其他物种密度相对丰度均低于 1%。

2.2 参照组、受损组样点间理化指标差异

聚类分析将调查样点分成2组,第1组包括11个样点,主要分布于干、支流的上游;其余23个样点为第2组(图2)。Kruskal-Wallis检验结果表明:所有水体理化指标均存在显著的组间差异($P<0.05$)。第1组样点的TN、NH₃-N、TP、PO₄-P、Cond、Sal、TDS、浊度均小于受损组,而DO浓度高于第2组样点(表2)。显然,虽然调查样点的水质整体较差,TN、NH₃-N、TP等指标的平均值均大于V类地表水标准,但第1组的水体理化状况明显好于第2组,因此把第1组作为生物评价的参照组,第2组为受损组。

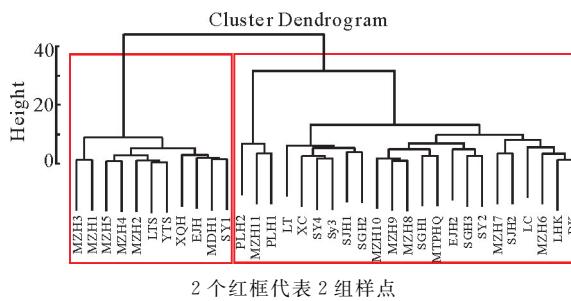


图2 基于水体理化指标的样点聚类

presented with two red frames

Fig.2 Two site groups (within the two red frames) identified by hierarchical clustering of water physicochemical variables

2.3 B-IBI得分及生态状况分级

通过一系列筛选步骤,总分类单元数和集食者分类单元数被确定为核心参数,它们对参照组和受损组样点具有较强的判别能力(图3)。

基于2个核心参数构建B-IBI,所有样点B-IBI的平均得分为45.80,参照组与受损组样点间存在显著差异(图4)。参照点的B-IBI平均得分为73.67,95%的置信区间为52.90~100;受损点平均得分为35.75,95%的置信区间为24.82~46.6。

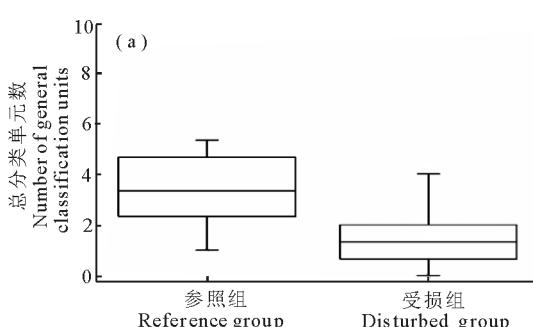


图3 参照组、受损组间核心参数取值范围差别

表2 参照组、受损组样点水体理化指标差异情况

Tab.2 Differences in physicochemical variables between reference and disturbed site groups

水体理化指标	参照组		受损组		P
	平均值	标准差	平均值	标准差	
总氮/mg·L ⁻¹	5.43	6.04	18.19	5.74	<0.01
氨氮/mg·L ⁻¹	2.64	3.81	11.84	6.15	<0.01
总磷/mg·L ⁻¹	0.20	0.12	1.80	1.34	<0.01
磷酸盐/mg·L ⁻¹	0.17	0.12	1.08	0.75	<0.01
化学需氧量/mg·L ⁻¹	4.62	2.98	11.21	6.65	<0.01
电导率/μS·cm ⁻¹	335.81	213.94	1610.56	2063.82	<0.01
盐度	0.16	0.11	0.80	1.07	<0.01
总溶解性颗粒物/mg·L ⁻¹	173.20	100.87	1027.18	1289.81	<0.01
溶解氧/mg·L ⁻¹	7.02	3.09	2.54	2.53	<0.01
浊度/NTU	18.95	13.63	52.00	37.04	<0.01

按照参照组样点的B-IBI得分分布确定“好”、“中”、“差”3类生态状况的对应标准分别为:B-IBI>56.76,24.32~56.76,<24.32。按此标准,34个调查样点中,生态状况达到“好”的样点有12个,包括3个位于洋涌河闸上游的干流样点(MZH1、MZH3、MZH4)和9个位于支流上游(EJH1、EJH2、YTS、SY1、SY2)或靠近水库出水口位置(MDH、LC、LTS、XQH)的样点(图1)。“差”的样点7个,位于干流下游和汇入干流下游河段的支流样点。其他15个样点的生态状况为“中”。

2.4 B-IBI指数与环境因子的关系

B-IBI得分与水体理化因子回归分析(表3)发现:氮、磷营养盐(NH₃-N、TN、PO₄-P)和COD对B-IBI有显著负影响(斜率为负, $R^2_{adj}>0.1$),DO浓度对B-IBI有显著正影响(斜率为正, $R^2_{adj}>0.1$)。

3 讨论

虽然茅洲河水环境质量整体较差,但本研究用聚类分析仍然能将水质相对较好和较差的样点分成不同组,为后续的B-IBI构建奠定了基础。该方法选出的参照组样点虽然不是严格意义的参照状态,

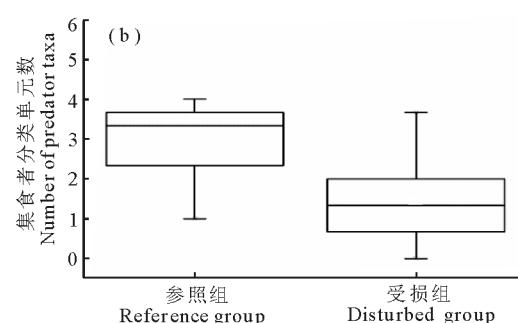


Fig.3 Boxplots indicating differences in the value range of selected metrics between the reference and disturbed groups

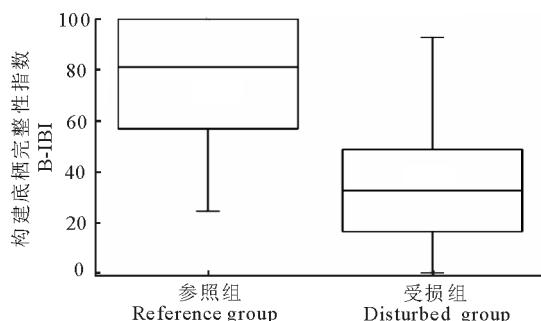


图4 参照组、受损组间 B-IBI 得分差别

Fig.4 Boxplots indicating differences in B-IBI scores between reference and disturbed groups

表3 B-IBI 得分与环境因子回归分析结果

Tab.3 Results of regression analyses between the B-IBI score and environmental variables

环境因子	斜率	截距	调整 R^2	自由度	F	P
总氮	-2.15	76.80	0.29	32	14.41	<0.01
氨氮	-2.78	70.09	0.33	32	16.98	<0.01
磷酸盐	-24.77	63.36	0.19	32	8.70	<0.01
化学需氧量	-3.04	69.11	0.14	32	6.29	0.02
溶解氧	5.81	23.18	0.32	32	16.69	<0.01

但确实能为高度退化城市河流的生态修复提供有用的参照。基于总分类单元数和集食者分类单元数构建的茅洲河 B-IBI, 能明显区分参照组、受损组样点且与环境因子关系显著。这些结果说明, 本研究构建的 B-IBI 是成功的。组成茅洲河 B-IBI 的 2 个参数中, 总分类单元数反映大型底栖动物多样性情况, 而集食者分类单元数能从功能摄食类群角度反映出大型底栖动物对细颗粒沉积物污染的耐受性(Akamagwuna & Odume, 2020)。由此说明, 即使在高度退化的城市河流中, 某些大型底栖动物参数依然对环境胁迫响应敏感。这 2 个参数也常被其他研究选择用于构建 B-IBI。例如, 杨柳等(2012)用包括总分类单元数在内的 6 个参数构建 B-IBI 评价温榆河生态健康状况; 熊春晖等(2015)用“耐污类群分类单元数”和“集食者分类单元数百分比”构建 B-IBI 评价上海市河流的生态状况。其他常用于构建 B-IBI 的“EPT 分类单元数”、耐污类群(双翅目、寡毛类等)分类单元数或百分比等(付岚等, 2018), 因构成这些参数的动物类群在茅洲河水系较少见或占优势地位(如双翅目)而未入选, 也间接反映出茅洲河水环境质量整体较差。

出于防洪和安全考虑, 茅洲河大部分河段为硬质化河岸, 部分河床为干砌石, 多数样点的物理生境质量较差, 因此本研究未将生境质量作为样点分组指标。调查中发现少数水质相对较好的样点生境质

量较差, 而一些对河岸进行过修复的样点水质依然较差。该情况说明物理生境对水质的影响不显著或其影响在调查时段尚未显现, 间接反映出短期快照式生态调查的局限性。此外, 少数水质较差的样点因距上游清洁河段不远, 上游河段的大型底栖动物可通过扩散作用增加下游水质较差样点中的分类单元数。上述原因造成个别参照点得分较低而个别受损点得分高。该结果说明生态调查与评价时应该考虑空间扩散作用的影响。

本研究结果可为茅洲河生态修复提供科学依据。基于 B-IBI 得分, 有 12 个样点的生态状况等级为“好”, 它们可作为茅洲河现阶段生态修复的参照样点。这些样点位于干、支流上游, 以及万丰水库、老虎坑水库、石岩水库和鹅颈水库的出水口附近, 它们的特点是人类干扰强度相对较弱, 水质相对较好, 且有的样点河岸有植被覆盖。生态状况为“中”和“差”的样点主要位于流经密集居住区或工业区的支流以及干流下游。这些河段受到人类活动干扰更为强烈, 一方面受到更为严重的水质污染, 另一方面河岸硬化、河底清淤等导致河流生境条件遭到破坏。可以参照“好”等级样点的水质和河岸状况开展“中”、“差”等级样点的生态修复工作。本研究发现, 茅洲河 B-IBI 得分与 TN、NH₃-N、PO₄-P、COD 和溶氧浓度等水质参数有显著的关系。显然, 有效拦截生产、生活废水入河是当前茅洲河生态修复的重要任务。虽然茅洲河干流宝安片区已经实施了雨污分流管网工程, 但流域中其他区域的雨污拦截工作仍然需加强。对于已经完成雨污分流、消除黑臭的河段, 通过实施生态修复工程提高水体溶解氧浓度、降低氮磷负荷是下一阶段的主要任务。其他研究发现, 水质提升是城市河流生态修复的先决条件, 是进一步改善受损城市河流生态状况的重要基础(李昆, 2015; 付岚等, 2018)。基于社会安全考虑, 城市河流河堤硬化、河道固化等工程较普遍, 如何平衡社会-生态需求, 充分保护、发挥城市河流的诸多生态服务功能, 是城市河流生态修复面临的新课题。

综上所述, 本研究用理化指标分组的方法确定茅洲河参照组和受损组样点, 为高度退化城市河流的生态评价提供了新思路。构建的茅洲河 B-IBI 能有效区分参照组、受损组样点的生态状况, 能指示氮、磷、COD 和溶解氧对河流的影响。结合现场勘查及生态评价结果, 建议参照“好”等级样点的生态状况确定茅洲河现阶段修复目标, 并以水质提升作为当前首要修复任务。

参考文献

- 崔文彦,刘得银,梁舒汀,等,2020.永定河流域水生态环境质量综合评价[J].水生态学杂志,41(2): 23–28.
- 付岚,江源,刘琦,等,2018.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].生态环境学报,27(8): 1502–1511.
- 郭卫华,周永章,阙兴龙,2015.1990–2012年广东省废水排放特征及其驱动因素—基于STIRPAT模型和脱钩指数的研究[J].灌溉排水学报,34(2): 7–10.
- 国家环境保护总局,2002.水和废水分析监测方法[M].4版.北京:中国环境科学出版社.
- 胡建成,郭姝含,唐涛,等,2020.基于着生硅藻多参数指标评价赤水河生态状况[J].中国环境监测,36(3): 94–104.
- 蒋自胜,李斌,吴基昌,等,2021.茅洲河流域水环境治理工程的生态效应研究[J].水生态学杂志,42(3): 1–18.
- 李昆,2015.两类特征河流主要修复措施的生态效应研究[D].长春:东北师范大学.
- 楼少华,唐颖栋,陶明,等,2020.深圳市茅洲河流域水环境综合治理方法与实践[J].中国给水排水,36(10): 1–6.
- 熊春晖,张瑞雷,徐玉萍,等,2015.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,27(6): 1067–1078.
- 闫宏晔,2018.茅洲河水环境治理工程排水管网设计探讨[J].给水排水,54(1): 122–125.
- 杨柳,李泳慧,王俊才,等,2012.基于B-IBI指数的温榆河生态健康评价[J].生态学报,32(11): 3313–3322.
- Akamagwuna F C, Odume O N, 2020. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) functional feeding group responses to fine grain sediment stress in a river in the eastern cape, south Africa[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 192(4): 214.
- Alric B, Dézerald O, Meyer A, et al, 2021. How diatom-, invertebrate- and fish-based diagnostic tools can support the ecological assessment of rivers in a multi-pressure context: temporal trends over the past two decades in France[J]. Science of the Total Environment, 762: 143915.
- Chi S Y, Gong Y T, Wang H J, et al, 2017. A pilot macroinvertebrate-based multimetric index (MMI-CS) for assessing the ecological status of the Chishui River basin, China[J]. Ecological Indicators, 83: 84–95.
- Gál B, Szivák I, Heino J, et al, 2019. The effect of urbanization on freshwater macroinvertebrates – knowledge gaps and future research directions[J]. Ecological Indicators, 104: 357–364.
- Hawkins C P, Cao Y, Roper B, 2010a. Method of predicting reference condition biota affects the performance and interpretation of ecological indices[J]. Freshwater Biology, 55: 1066–1085.
- Hawkins C P, Olson J R, Hill R A, 2010b. The reference condition: predicting benchmarks for ecological and water-quality assessments[J]. Journal of the North American Benthological Society, 29: 312–343.
- Iacarella J C, Adamczyk E, Bowen D, et al, 2018. Anthropogenic disturbance homogenizes seagrass fish communities[J]. Global Change Biology, 24: 1904–1918.
- Jerves-Cobo R, Benedetti L, Amerlinck Y, et al, 2020. Integrated ecological modelling for evidence-based determination of water management interventions in urbanized river basins: case study in the Cuenca River basin (Ecuador)[J]. Science of the Total Environment, 709: 136067.
- Morse J C, Yang L F, Tian L X, 1994. Aquatic Insects of China: Useful for Monitoring Water Quality[M]. Nanjing: Hohai University Press.
- Palmer M A, Bernhardt E S, Allan J D, et al, 2005. Standards for ecologically successful river restoration[J]. Journal of Applied Ecology, 42: 208–217.
- Paulsen S G, Peck D V, Kaufmann P R, et al, 2020. Rivers and streams: upgrading monitoring of the nation's freshwater resources-meeting the spirit of the Clean Water Act. Water Quality-Science, Assessments and Policy[M]. IntechOpen.
- Poikane S, Salas Herrero F, Kelly M G, et al, 2020. European aquatic ecological assessment methods: a critical review of their sensitivity to key pressures[J]. Science of the Total Environment, 740: 140075.
- Stoddard J L, Herlihy A T, Peck D V, et al, 2008. A process for creating multimetric indices for large-scale aquatic surveys [J]. Journal of the North American Benthological Society, 27: 878–891.
- Tang T, Stevenson R J, Infante D M, 2016. Accounting for regional variation in both natural environment and human disturbance to improve performance of multimetric indices of lotic benthic diatoms[J]. Science of the Total Environment, 568: 1124–1134.
- U.S. Environmental Protection Agency (US EPA), 2020. National Rivers and Streams Assessment 2013 – 2014: A Collaborative Survey. [R/OL]. Washington, DC. <https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/nrsa>.
- Waite I R, Pan Y D, Edwards P M, 2020. Assessment of multi-stressors on compositional turnover of diatom, invertebrate and fish assemblages along an urban gradient in Pacific Northwest streams (USA)[J]. Ecological Indicators, 112: 106047.

Ecological Condition Assessment of Maozhou River at Shenzhen City Based on the Benthic Index of Biological Integrity

LI Bin¹, LI Xian-fu^{2,3,4}, TANG Tao², AO Si-cheng², HU Jian-cheng²,
TAN Lu², WU Ji-chang¹, LI Hui¹, CAI Qing-hua²

(1.Power China Eco-Environmental Group Co., Ltd., Shenzhen 518100, P.R.China;

2.Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, P.R.China;

3.Institute of Eastern-Himalaya Biodiversity Research, Dali University, Dali 671003, P.R.China;

4.The key Laboratory of Yunnan Education Department on Er'hai catchment conservation
and sustainable development, Dali 671003, P.R.China)

Abstract: Ecological assessment of urban rivers is difficult because the extensive impacts resulting from human activities makes it difficult to find suitable reference sites. In this investigation, Maozhou River, the largest river in Shenzhen City was selected for a case study. A benthic index of biological integrity (B-IBI) was developed and then used to evaluate the ecological status of the river, and the environmental factors affecting the B-IBI were analyzed. Development of the B-IBI was based on an investigation of benthic invertebrates and water physicochemical parameters at 34 sites in the Maozhou River in late March and early April of 2018, with 11 main stem sites and 23 tributary sites. Cluster analysis of water physicochemical parameters was used to identify reference sites and disturbed sites. Sixteen benthic metrics indicating diversity, community composition, tolerance and functional feeding groups were calculated and screened for inclusion in the benthic index of biotic integrity (B-IBI). Water quality was poor at most surveyed sites and the benthic invertebrate community was composed of 62 taxa and was dominated by pollution-tolerant species such as *Tubifex* sp. and *Chironomus* sp. Although benthic communities were generally degraded, the total number of benthic taxa and the number of collector-gatherers were sensitive to environmental conditions and the B-IBI was constructed using these two metrics. The average B-IBI score for all sites was 45.80 and there was a significance difference between reference and disturbed sites, with an average score of 73.67 for reference sites and 35.75 for disturbed sites. Based on the B-IBI scores, the ecological condition of the 34 sites were grouped into three levels: good, medium and poor. Conditions at 12 sites, located in the upper reaches of the main stem and tributaries and near the reservoir outlet, were classified as good, while conditions at the other sites were classified as medium or poor. B-IBI scores were primarily affected by nitrogen, phosphorus, COD and DO concentrations. We recommend using environmental and ecological conditions at Maozhou River sites classified as good as the restoration reference for degraded sites, and improvement of water quality as the most urgent task for restoration projects. This study improves our understanding of the current ecological status of Maozhou River and provides a reference for the ecological evaluation of other urban rivers.

Key words: benthic index of biological integrity (B-IBI); ecological assessment; urban river; Maozhou River