

应用底栖动物完整性指数评价太湖生态健康*

蔡琨¹, 张杰¹, 徐兆安², 吴东浩², 张咏³, 王备新^{1**}

(1: 南京农业大学昆虫学系水生昆虫与溪流生态实验室, 南京 210095)

(2: 太湖流域水文水资源监测中心, 无锡 214024)

(3: 江苏省环境监测中心, 南京 210036)

摘要: 依据 2010 年春季至 2012 年秋季, 太湖 32 个样点的底栖动物和环境变量共 11 次的季节性调查结果, 采用干扰程度最小系统法定义构建底栖动物生物完整性指数的参照系统, 提出了确定参照系统的 4 个基本条件, 进而按非湖心区和湖心区两个生态区分别构建太湖底栖动物完整性指数 (*LTB-IBI*)。通过对候选生物参数的分布范围筛选、判别能力分析、与理化因子的相关性和参数间的冗余分析, 获得了非湖心区 *LTB-IBI* 的 4 个构成指数: 总分类单元数、Simpson 多样性指数、前 3 位优势单元% 和 *BMWP* 指数, 以及湖心区 *LTB-IBI* 的 5 个构成指数: 总分类单元数、Simpson 多样性指数、甲壳 + 软体分类单元数、前 3 位优势单元% 和 *BMWP* 指数。采用比值法统一构成指数量纲, 分别构建了非湖心区和湖心区 *LTB-IBI* 指数, 评价太湖水生态健康的等级。2010—2012 年, 太湖生态健康总体上呈现逐步提升的趋势。影响太湖底栖动物完整性的重要环境变量是水体中的氮含量。研究表明, 连续观察数据可较大程度上提高太湖 *LTB-IBI* 指数的可靠性和评价结果的合理性。

关键词: 底栖动物; 完整性指数; 生态系统健康评价; 太湖

Application of a benthic index of biotic integrity for the ecosystem health assessment of Lake Taihu

CAI Kun¹, ZHANG Jie¹, XU Zhao'an², WU Donghao², ZHANG Yong³ & WANG Beixin¹

(1: *Laboratory of Aquatic Insects and Stream Ecology, Department of Entomology, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, P. R. China*)

(2: *Monitoring Center of Hydrology and Water Resource, Lake Taihu Basin, Wuxi 214024, P. R. China*)

(3: *Jiangsu Environmental Monitoring Center, Nanjing 210036, P. R. China*)

Abstract: In order to develop a benthic index of biotic integrity for Lake Taihu (*LTB-IBI*), we seasonally carried out investigation on macroinvertebrate assemblages and their environments at 32 sites in Lake Taihu from spring, 2010 to autumn, 2012. Based on the investigation, we used the method of least disturbed condition and four criteria to define reference sites. *LTB-IBI* was developed separately for non-central region and central region of Lake Taihu. Metrics were stepwise examined for distribution analysis, discriminating power analysis, relationship with environmental variables and redundancy analysis. The core metrics of *LTB-IBI* for non-central region were total taxa richness, Simpson diversity index, 3 dominant taxon% and *BMWP* score. One more metric, i. e. (Crustacea + Mollusca) taxa for central region. *LTB-IBI* value for non-central region and central region were respectively obtained by summing up core metrics, which were transformed into a uniform score by ratio score method. Health condition of Lake Taihu was found to improve gradually from 2010 to 2012. Total nitrogen was suggested as the major factor affected *LTB-IBI*. Our results suggest that long-term data would benefit the development of a robust *LTB-IBI* and its use in practice of Lake Taihu health assessment.

Keywords: Benthic macroinvertebrate; index of biotic integrity; ecosystem health assessment; Lake Taihu

* 国家水体污染控制与治理科技重大专项项目(2012ZX07506-003)资助。2013-02-07 收稿;2013-04-10 收修改稿。蔡琨(1988~),男,硕士研究生;E-mail:caikunck@163.com.

** 通信作者;E-mail:wangbeixin@njau.edu.cn.

近 10 年来,生物完整性指数(index of biotic integrity, *IBI*),尤其是底栖动物完整性指数(*B-IBI*)在国内河溪生态健康评价研究^[1-4]与管理实践中的作用不断得到认可。但是,*B-IBI*指数在湖泊和水塘等静水生态系统中的研究,无论是国内还是国外都比较少^[5-12],最主要的原因是湖泊参照点系统即受干扰最小样点难以确定、底栖动物采样困难大^[5],以及底栖动物物种发生和分布的时空变异很大^[6]。我国绝大部分与人类活动密切相关的湖泊和水塘,已受到中等程度以上的干扰,致使构建 *B-IBI* 过程中的参照系统难以科学确定。马陶武等^[10]、汪星等^[11]和高欣等^[12]首先采用依据生物指数来确定参照点和受损点,然后按照建立 *B-IBI* 指数的步骤分别构建了太湖、洞庭湖和太湖流域的 *B-IBI* 指数。这种方法虽然有一定的科学性,但存在循环论证的缺陷。渠晓东等^[13]提出了采用标准化的水质、生境、人类活动强度和土地利用方式等客观的方法来建立确定河溪参照点的标准,对今后国内河溪健康评价具有较好的参考价值。但在湖泊方面目前仍采用主观的方法即专业判断并结合理化结果来确定是参照点还是受损点^[7]。

开展基于生物群落的湖泊生态健康监测与评价,是预警由生物群落引发的生态灾难和生态安全的有效手段之一。太湖底栖动物具有明显的时空分布特点^[14-15],其群落组成与结构在不同湖区和不同季节间的差异较大,但现有研究关于太湖底栖动物时间尺度变化规律的报道很少^[15-16]。而在利用底栖动物完整性指数开展水质生物评价过程中,为了避免底栖动物自身生长规律对评价结果的影响,越来越多的研究者意识到采用多个季节或年际间的数据,将有助于提高所构建的完整性指数的可靠性^[17-20]。

本研究的目的是明确太湖参照点系统的确定方法,初步筛选确定符合参照系统要求的参照样点,并结合 2010—2012 年间太湖 32 个采样点的季节性理化和生物数据,构建适合太湖今后一段时期内应用的底栖动物完整性指数——*LTB-IBI*(Lake Taihu benthic index of biotic integrity),为太湖水生生态健康评价、管理和生态修复实践评估提供技术参数。

1 研究区域与方法

1.1 太湖概述

太湖(30°55'40"~31°32'58"N,119°52'32"~120°36'10"E)是我国第二大淡水湖,位于长江下游长江三角洲太湖平原。太湖水域面积 2338 km²,平均水深 1.9 m^[21]。自 1980 年以来,随着太湖地区人口和经济的快速发展,太湖的富营养化程度不断加剧,生态环境质量不断退化,并在 2007 年暴发了由蓝藻“水华”引起的生态灾难^[22],湖泊生态健康受损严重。

1.2 太湖分区

浅水湖泊底质是决定底栖动物群落特征的关键环境变量^[23],底质既可以被认为是一种自然属性,但同时又易受人类活动干扰而发生改变。就太湖而言,湖心区受风流扰动最大,底质以泥沙为主,且鲜有植物生长^[15]。而其他区域一般都有较厚的以淤泥为主的沉积物,历史上都有较丰富的水生植物生长^[24]。因此,湖心区和非湖心区期望的健康状态在本质上明显不同。鉴于此,本文将为湖心区和非湖心区分别建立 *B-IBI*。结合实际采样观察,在 32 个样点中,6 个采样点被划为湖心区样点,余下的 26 个样点为非湖心区样点(图 1)。

1.3 底栖动物和水样

2010 年春季至 2012 年秋季,对太湖 32 个监测点进行了共 11 次季节性水质和底栖动物调查。底栖动物样品均通过 1/16 m²彼得逊采泥器采集,每个监测点采集 2~3 个样方,其中 2010—2011 年为每个监测点采集 2 个样方,2012 年为 3 个样

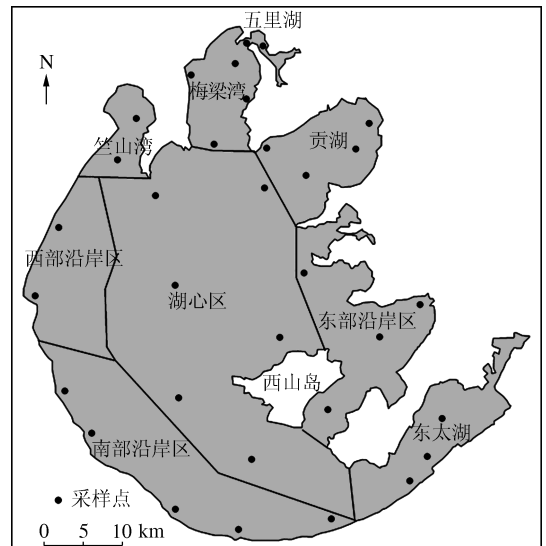


图 1 太湖湖区划分及采样点

Fig. 1 Regions and sampling sites in Lake Taihu

方. 底栖动物样品经 60 目筛网筛选后, 用 8% 福尔马林液固定保存, 带回实验室挑拣并鉴定至尽可能低的分类单元. 将每个监测点的每次调查作为独立样本, 剔除未能采集到底栖动物的样本, 最终得到 339 个有效样本, 其中非湖心区 281 个样本, 湖心区 58 个样本.

现场测定监测点水体的溶氧量和 pH, 氨氮、总氮、高锰酸盐指数、总磷含量的测定参照《水和废水监测分析方法》^[25].

本文所有统计分析均在 SPSS 19.0 中完成.

1.4 B-IBI 构建

B-IBI 指数的建立方法包括 4 个重要步骤: (1) 研究区域生态分区、定义参照系统和确定参照系统的标准; (2) 开展野外调查, 获取采样点生物和环境数据; (3) 候选生物参数筛选. 构成 *B-IBI* 指数的各参数应具有清楚的生物学意义, 同时对干扰反应敏感. 具体筛选过程包括分布范围分析、判别能力分析、生物与环境因子的响应分析以及参数间的冗余分析; (4) 分值计算和 *B-IBI* 评价标准的建立. 将通过筛选的参数统一计分标准并累加, 得到 *B-IBI* 指数. 将其分布范围划分区间, 得到样点健康状况的评价标准.

1.5 参照系统

本文定义太湖中干扰程度最小的系统 (least minimally disturbed condition, LDC) 作为建立 *IBI* 指数的参照系统, 适当参考最容易实现系统法 (best attainable condition, BAC)^[26] 的内涵, 参考太湖 1960s 的生态环境特点^[27], 结合目前太湖水环境质量状况, 提出采用以下条件来确定参照系统 (表 1): (1) 有水生植物且水生植物的种类大于 2 种, 且优势植物种类以喜贫-中营养型类群为主; (2) 氨氮和总磷满足国家 III 类水标准; (3) 生境和底质适宜底栖动物生长, 其中非湖心区有丰富的沉积物且水生植物残体含量较少, 湖心区有相对较丰富的沉积层; (4) 样点所在水体无航道、养殖和娱乐功能, 受水文水利管理和工程的影响最小. 非湖心区的参照点需同时满足上述 4 个条件, 经过筛选, 281 个采样结果中共有 8 个采样结果符合参照点条件, 其余作为受损样点. 湖心区参照点需满足第 2、第 3 和第 4 个参照点条件, 经过筛选, 有 7 个采样结果符合.

表 1 2010—2012 年太湖参照和受损样点的环境变量

Tab. 1 Ranges of environmental variables of reference and impaired sites during the period of 2010–2012 in Lake Taihu

环境变量	非湖心区		湖心区	
	参照点	受损点	参照点	受损点
溶解氧含量/(mg/L)	5.93 ~ 12.51	1.85 ~ 16.45	7.73 ~ 13.2	6.51 ~ 13.08
pH	7.96 ~ 8.53	7.25 ~ 9.74	8.19 ~ 9.13	7.72 ~ 9.38
氨氮含量/(mg/L)	0.04 ~ 0.11	0.03 ~ 3.68	0.06 ~ 0.23	0.04 ~ 1.38
总氮含量/(mg/L)	0.55 ~ 2.96	0.36 ~ 7.51	0.63 ~ 3.61	0.63 ~ 5.40
高锰酸盐指数/(mg/L)	1.77 ~ 4.60	2.01 ~ 16.80	2.51 ~ 4.90	2.13 ~ 10.40
总磷含量/(mg/L)	0.016 ~ 0.047	0.013 ~ 0.291	0.024 ~ 0.055	0.014 ~ 0.234
沉水植物种类数	2 ~ 5	0 ~ 5	—	—
底质是否适宜底栖动物生长	适合	不适合 ~ 适合	适合	不适合 ~ 适合

2 结果与分析

本研究 11 次调查共采集鉴定出底栖动物 3 门 (软体动物门、环节动物门、节肢动物门), 7 纲 (腹足纲、瓣鳃纲、寡毛纲、多毛纲、甲壳纲、蛭纲、昆虫纲), 30 科, 68 个分类单元, 31647 个个体. 其中软体动物门 21 种 (为表述方便, 此处及下文将分类单元统一表述为种), 占 30.88%; 环节动物门 13 种, 占 19.12%; 节肢动物门 34 种, 其中甲壳纲 6 种 (占 8.82%), 昆虫纲 28 种 (占 41.18%). 常见种 (出现频率 50% 以上) 为河蚬、齿吻沙蚕和水丝蚓.

2.1 候选生物参数确定和筛选

2.1.1 候选生物参数确定和分布范围分析 参照 *LBII* 指数^[28] 和 *LMII* 指数^[7] 及其他相关研究^[18-20] 所采用的

参数及 EPA 推荐的常用生物参数,本文共选取了 4 个类别 31 个候选参数.通过计算和分析各参数值在样点中的分布特点,其中,非湖心区的 M4、M5、M6、M7、M8、M10、M12、M13、M14、M15、M16、M21、M22、M23、M24、M25、M26,湖心区的 M4、M5、M6、M7、M8、M10、M12、M13、M14、M15、M16、M17、M18、M21、M22、M23、M24、M25、M29 因自身数值很小、分布范围大小或可预测环境变化值的范围太小而被删除,剩余参数进入下一步计算(表 2).

表 2 31 个候选生物参数
Tab. 2 31 candidate metrics

类别	生物参数	对干扰的反映
群落结构组成	* Δ 总分类单元数(M1)	降低
	* Δ Simpson 多样性指数(M2)	降低
	* Δ Shannon-Wiener 多样性指数(M3)	降低
	腹足纲分类单元数(M4)	降低
	等足 + 端足分类单元数(M5)	降低
	摇蚊分类单元数(M6)	降低
	双翅目分类单元数(M7)	降低
	双翅目分类单元%(M8)	降低
	* Δ 甲壳 + 软体分类单元数(M9)	降低
	群落组成种类个体数量比	非昆虫(M10)
* Δ 分类单元个体数均值(M11)		升高
等足 + 端足%(M12)		不定
腹足纲%(M13)		降低
摇蚊%(M14)		升高
双翅目%(M15)		降低
蚬类%(M16)		升高
* 甲壳 + 软体%(M17)		降低
* 多毛纲%(M18)		不定
* Δ 优势单元%(M19)		升高
种群营养级组成	* Δ 前 3 位优势单元%(M20)	升高
	滤食者分类单元数(M21)	降低
	滤食者%(M22)	不定
	捕食者分类单元数(M23)	降低
	捕食者%(M24)	降低
	集食者分类单元数(M25)	降低
	Δ 集食者%(M26)	不定
耐污能力	* Δ <i>BMWP</i> 指数(M27)	降低
	* Δ <i>ASPT</i> 指数(M28)	降低
	* Goodnight-Whitley 指数(M29)	升高
	* Δ 耐污类群%(M30)	升高
	* Δ <i>HBI</i> 指数(M31)	升高

* 表示参数进入非湖心区下一步计算; Δ 表示参数进入湖心区下一步计算.

2.1.2 判别能力分析 参照和受损样点间参数的 Mann-Whitney 非参数检验结果(表 3)表明,非湖心区的 M1、M2、M3、M9、M19、M20 和 M27 这 7 个参数在参照和受损点间有显著差异($P < 0.05$).湖心区的 M1、M2、M3、M9、M19、M20 和 M27 这 7 个参数在参照和受损点间有显著差异($P < 0.05$).

2.1.3 与水理化指标的 Spearman 相关性分析 将水体溶解氧含量、pH 值、氨氮含量、总氮含量、高锰酸盐指数和总磷含量这 6 个理化参数按季节分别与通过判别能力分析的生物参数进行 Spearman 相关性分析.如果生物参数在某一季节与其中一个理化参数显著相关($P < 0.05$),我们就认为此生物参数与理化环境存在

表 3 Mann-Whitney 非参数检验结果
Tab. 3 Results of Mann-Whitney test

参数	非湖心区		参数	湖心区	
	Z 值	P 值		Z 值	P 值
* M1	-4.600	<0.001	* M1	-4.285	<0.001
* M2	-3.842	<0.001	* M2	-3.401	0.001
* M3	-4.271	<0.001	* M3	-3.974	<0.001
* M9	-3.796	<0.001	* M9	-2.583	0.010
M11	-1.032	0.302	M11	-0.704	0.481
M17	-0.433	0.665	—	—	—
M18	-1.095	0.273	—	—	—
* M19	-3.395	0.001	* M19	-2.542	0.011
* M20	-3.990	<0.001	* M20	-3.498	<0.001
—	—	—	M26	-0.466	0.642
* M27	-4.242	<0.001	* M27	-4.171	<0.001
M28	-1.491	0.136	M28	-1.018	0.309
M29	-1.535	0.125	—	—	—
M30	-1.526	0.127	M30	-1.889	0.059
M31	-1.248	0.212	M31	-0.346	0.729

* 表示参数进入下一步计算。

选,最终选定总分类单元数 M1、Simpson 多样性指数 M2、前 3 优势单元% M20、BMWP 指数 M27 这 4 个指数来构建非湖心区 B-IBI。

表 4 非湖心区 7 个生物参数之间的 Pearson 相关分析*

Tab. 4 The Pearson's correlation coefficients between 7 metrics for non-central region

参数	M1	M2	M3	M9	M19	M20	M27
M1	1	0.535	0.718	0.652	-0.454	-0.640	0.901
M2	0.535	1	0.950	0.328	-0.971	-0.705	0.483
M3	0.718	<u>0.950</u>	1	0.447	-0.903	-0.837	0.650
M9	0.652	0.328	0.447	1	-0.264	-0.461	0.797
M19	-0.454	<u>-0.971</u>	<u>-0.903</u>	-0.264	1	0.673	-0.402
M20	-0.640	-0.705	<u>-0.837</u>	-0.461	0.673	1	-0.588
M27	<u>0.901</u>	0.483	0.650	<u>0.797</u>	-0.402	-0.588	1

* 下划线表示两参数高度相关, $|r| > 0.8$ 。

湖心区 Pearson 相关分析结果(表 5)表明, M1 与 M27 高度相关, M1 所包含的信息量最大, 予以保留; M27 是所剩唯一反映物种耐污能力的指数, 也予以保留; M3 与 M2、M19、M20 均高度相关, 首先被删除; M9、M20 与其他指数均不相关, 予以保留; M2 与 M19 相关, 反映群落优势性的指数, M20 已被保留, 删除 M19 保留 M2。经过以上筛选, 最终选定总分类单元数 M1、Simpson 多样性指数 M2、甲壳 + 软体分类单元数 M9、前 3 位优势单元% M20、BMWP 指数 M27 这 5 个指数来构建湖心区 B-IBI。

2.2 分值计算与 B-IBI 健康评价标准建立

本文采用比值法统一各参数评价量纲。干扰越强参数值越低, 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, 以 5% 分位数值作最佳值, 参数计算方法为: (最大值 - 参数值)/(最大值 - 最佳值)。按表 6 公式计算各参数分值, 分值范围为 0 ~ 1, 大于 1 的记为 1。将

响应而予以保留进入下一步筛选。通过计算分析, 非湖心区所有的 7 个生物参数、湖心区所有的 7 个生物参数都符合上述标准。

2.1.4 生物参数之间的 Pearson 相关性分析 对经过以上多步筛选得到的生物参数进行 Pearson 相关性分析, 以检验各指数所反映信息的独立性, 避免“冗余”。采用 Maxted 等的标准^[29], 以 $|r| > 0.80$ 表示 2 个参数间高度相关。对于高度相关的参数, 只选取其中的 1 个就可以代表指数间包含的大部分信息。

非湖心区相关性检验结果(表 4)表明, M1 与 M27 高度相关, M1 所包含的信息量最大, M1 予以保留; 考虑到 M27 是所剩唯一反映物种耐污能力的指数, 且其他 B-IBI 构成中都有关于耐污能力的指数, 因此也予以保留; M3 与 M2、M19、M20 均高度相关 ($r > 0.8$) 且已知 B-IBI 构成指数中少有采用 Shannon-Wiener 多样性指数, 因此, M3 被删除; M9 因与 M27 高度相关也被删除; M20 同其他参数相关性均不显著, 予以保留。M19 同 M2 的相关系数为 -0.971 ($|r| > 0.95$, 极相关) 且反映群落优势单元的 M20 被保留, 因此删除 M19 保留 M2。经过以上筛

各参数的分值累加分别得到适用于太湖非湖心区和湖心区的 *LTB-IBI*. 将非湖心区和湖心区 *LTB-IBI* 指数值进行Kolmogorov-Smirnov检验(KS-test),验证其是否符合正态分布. 结果表明,非湖心区 $P=0.740$,湖心区 $P=0.986$,说明均符合正态分布. 以非湖心区和湖心区样点 *LTB-IBI* 值分布的95%分位数数值为最佳值,将低于该值的分布范围进行4等分,其中靠近95%分位数数值的一等分代表样点处于健康状态. 依照上述方法,计算划定评价太湖非湖心区和湖心区生态系统不同健康程度的标准(表7).

表5 湖心区7个生物参数之间的 Pearson 相关分析*

Tab.5 The Pearson's correlation coefficients between 7 metrics for central region

参数	M1	M2	M3	M9	M19	M20	M27
M1	1	0.638	0.789	0.744	-0.555	-0.767	0.954
M2	0.638	1	0.963	0.440	-0.970	-0.727	0.615
M3	0.789	<u>0.963</u>	1	0.548	-0.910	-0.860	0.758
M9	0.744	0.440	0.548	1	-0.359	-0.531	0.755
M19	-0.555	<u>-0.970</u>	<u>-0.910</u>	-0.359	1	0.655	-0.533
M20	-0.767	-0.727	<u>-0.860</u>	-0.531	0.655	1	-0.729
M27	<u>0.954</u>	0.615	0.758	0.755	-0.533	-0.729	1

* 下划线表示两参数高度相关, $|r| > 0.8$.

表6 比值法计算各参数分值的计算公式

Tab.6 Formulas for calculation of metric scores

非湖心区		湖心区	
参数	计算公式	参数	计算公式
总分类单元数	值/18	总分类单元数	值/10.05
Simpson 多样性指数	值/0.8115	Simpson 多样性指数	值/0.7677
—	—	甲壳 + 软体分类单元数	值/5
前3位优势单元%	$(1 - \text{值}) / (1 - 0.62014)$	前3位优势单元%	$(1 - \text{值}) / (1 - 0.7387)$
<i>BMWP</i> 指数	值/39.35	<i>BMWP</i> 指数	值/34.25

表7 非湖心区和湖心区 *LTB-IBI* 指标体系生态健康评价标准

Tab.7 Grades for ecosystem health assessment of *LTB-IBI* in non-central region and central region

区域	优秀	健康	中等	一般	差
非湖心区	>3.63	2.72 ~ 3.63	1.81 ~ 2.72	0.91 ~ 1.81	≤0.91
湖心区	>4.61	3.46 ~ 4.61	2.31 ~ 3.46	1.15 ~ 2.31	≤1.15

3 太湖生态健康评价

本文构建的 *LTB-IBI* 评价结果表明,2010—2012年,太湖生态健康质量正在逐步恢复,特别是2012年的健康质量明显好于2010年和2011年. 但同一年份4个季节间的生态健康质量存在较大差异. 其中2010年夏、秋季好于春季;2011年则是夏季最差,冬、春、秋季较好,但没有明显差异;2012年春、夏季最好,冬季其次,秋季最差(图2).

4 讨论

4.1 参照系统

水质生物评价研究与实践中的参照系统是开展水质生物评价的基准. 它并不是一个具体的数值,而是一个综合了空间和时间尺度信息在内的值的变化范围. 定义参照系统的常用方法有4种,分别是极少受干

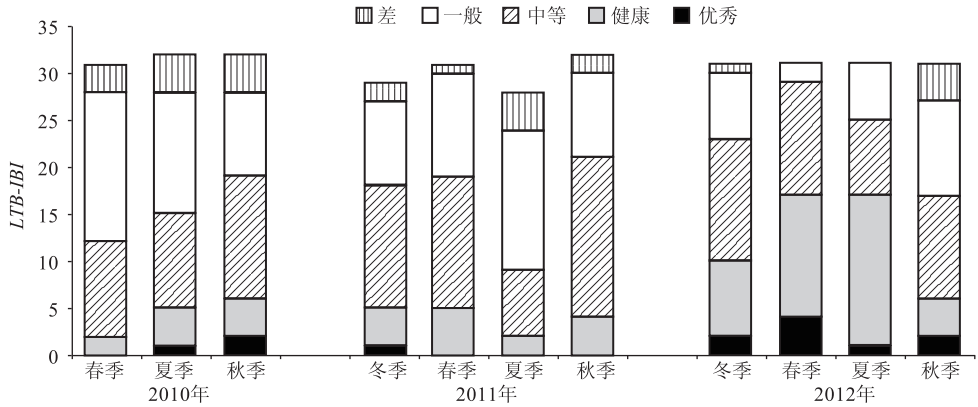


图 2 2010 年春季至 2012 年秋季 *LTB-IBI* 指数健康评价结果

Fig. 2 The health assessment results of *LTB-IBI* from spring, 2010 to autumn, 2012

扰系统法 (minimally disturbed condition, MDC)、干扰程度最小系统法 (least minimally disturbed condition, LDC)、最容易实现系统法 (best attainable condition, BAC) 和历史系统法 (historical condition, HC) [26]。一般对于已普遍受到人类活动干扰的水生态系统来说, LDC 和 BAC 是最合适的方法。就参照系统的确定标准而言, 受自然地理底质状况和自然环境梯度的不同以及人类干扰活动类型和污染特点不同, 不同地区确定参照系统标准的指标和值是有差异的 [30-32]。就太湖而言, 本文综合了 LDC 和 BAC 概念的内涵来定义参照系统。在具体的确定参照系统的条件方面, 本文结合太湖底质和自然干扰程度不同, 分成了湖心区和非湖心区, 将是否有明显的人类活动干扰痕迹、是否存在水生植物、水生植物的种类以及现在水生植物对水质的敏感性作为判别水体受干扰程度的大小的指标, 并结合理化性质和底质属性指标, 用定量和定性相结合的方式来确定筛选参照系统的条件。这一方法是国内外通用的方法, 因为干扰本身就是一个很宽泛的定义, 泛指所有可能对水生态系统产生影响的人类活动方式。这样的定义方法和确定参照系统的方法是否合适, 是否可适用于长江中下游流域的其他湖泊生态系统, 还有待于进一步的验证。

4.2 底栖动物完整性指数与水生态健康评价

自 Karr 提出生物完整性指数并应用于水生态健康评价实践以来, 生物完整性指数已成为应用最广泛的水生态健康评价生物参数 [33]。底栖动物完整性指数成为所有生物完整性指数研究和应用最多的指数。我国开展这方面的研究工作已近 10 年 [1,3], 特别是近 4 年来的发展尤为快速。但是都仍局限于研究阶段, 真正付之于水生态环境管理实践的几乎没有。

究其原因, 作者认为第一是目前建立的 *B-IBI* 与环境因子之间的响应关系较弱。弱相关性致使我们难以确定 *B-IBI* 的变化是由何种 (哪类) 环境胁迫因子导致的, 就无法开展有效和有针对性的环境管理实践。弱相关性的原因首先来自于影响 *B-IBI* 的环境因子太多。如太湖, 除了水体中主要的水质胁迫因子外, 尚有我们无法定量测定的航运、渔业捕捞和清淤工程以及这些干扰活动的遗留效应等。其次是在构建过程中较少考虑较长时间尺度对 *B-IBI* 指数的影响 [17-19], 致使所构建的 *B-IBI* 在构建时间以后的评价实践中的效果不理想。本文所构建的非湖心区的 *LTB-IBI* 同样并不是每个采样季节都与理化因子显著相关, 若有也仅与 1~3 个因子有显著相关性。进一步分析 *LTB-IBI* 年均值与理化因子年均值的相关性表明, 2010、2011 和 2012 年都没有显著相关关系, 但是这 3 年的 *LTB-IBI* 指数和总氮含量有较弱的显著相关性 ($r = -0.207, P = 0.064$)。这一结果基本符合太湖水体生态质量退化与水体中氮、磷等营养盐富集高度相关的研究报道 [34-35]。这也说明氮对太湖底栖动物影响的重要性, 暗示着在太湖, 无论是底栖动物群落的退化还是恢复, 都是一个长期的过程。这在一定程度上表明, 我们在解译 *B-IBI* 指数的评价结果时, 连续观察数据的重要性。

第二个原因是底栖动物自身特性决定的。首先生态系统健康评价是生态学研究的前沿领域之一 [36-37], 虽然目前关于如何来科学表征和评价生态系统的健康仍然没有一套科学的评价体系, 即使在理论上有了一定的突破, 如何操作也一直进展缓慢。但是研究者们一致认为生态系统健康评价系统至少包括两大指标体

系:结构指标体系与与之相对应的功能指标体系^[36]. 结构和功能指标体系的有机结合,应该是今后水生态系统健康评价的重要研究内容^[37]. 在结构指标体系中,生物学指标只是其中之一. 也就是说希望通过一个生物学指标来反映或代表整个生态系统的健康并不是全面和十分合适的. 另外,在淡水生态系统中,在维护生态系统结构和功能的稳定性方面,通常认为处于食物链上层的鱼类的作用要明显强于底栖动物^[38]. 因此,有研究者已经开始采用多种生物来综合评价水体生态健康状况. 而现有研究表明,相对于群落组成与结构的参数而言,如 Shannon-Wiener 多样性指数和物种丰富度等,基于底栖动物生物学属性的群落功能多样性指标对胁迫响应的一致性和可预测性更好^[39]. 其次,底质组成的异质性和与水文相关的流速和深度等的异质性,决定了底栖动物空间分布的异质性,大大增强了采集代表性样品的难度,致使采样误差对结果的影响较大,增加了结果不确定性的误差风险^[6,40-41]. 在太湖,采用何种采样方法、采集多少个样方、样方在采样点的不同生境中如何分配等都有待进一步的研究. 最后,底栖动物群落组成与结构的地区差异性使我们无法直接应用别的地区(区域)建成的且成功应用的 *B-IBI* 指数,也无法进行有效的比对. 更关键的是,在构建 *B-IBI* 的过程中,我们一般认为 *B-IBI* 所表征的底栖动物群落质量与生态系统健康之间存在着明确的因果关系,但实际状况不一定同我们的假设一致,当然也有可能是我们的分析方法不合适,使得不能够准确检测出人类活动的影响^[42].

总之,我们相信通过 *IBI* 指数评价水体的生物学质量来反映水生态系统健康是科学的和合适的,也是优于单个生物学指数的^[42]. 但是,我们也必须清醒地认识到 *IBI* 指数在我国淡水生态系统(溪流、河流、湖泊和湿地)健康评价实践中存在的不足和面临的问题. 为更好地发挥 *IBI* 在水生态环境管理中的重要作用,我们建议一方面不要夸大其作用与功能,另一方面,要采用更科学的方法来构建 *IBI* 指数. 结合本文的研究结果,建议今后的研究中,需要着重注意以下 3 点:首先要明确定义参照系统;其次是建立科学和操作性强的确定参照系统的标准;最后就是要尽量采用连续观察数据.

5 参考文献

- [1] 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. 生态学报,2005,25(6):1481-1490.
- [2] 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. 环境科学,2007,28(9):2141-2147.
- [3] 张 远,徐成斌,马溪平等. 辽河流域河流底栖动物完整性评价指标与标准. 环境科学学报,2007,27(6):919-927.
- [4] 周晓蔚,王丽萍,郑丙辉等. 基于底栖动物完整性指数的河口健康评价. 环境科学,2009,30(1):242-247.
- [5] Beck MW, Hatch LK. A review of research on the development of lake indices of biotic integrity. *Environmental Reviews*, 2009, 17: 21-44.
- [6] Trigo C, García-Criado F, Fernández-Alaiz C. Among-habitat and temporal variability of selected macroinvertebrate based metrics in a Mediterranean shallow lake (NW Spain). *Hydrobiologia*, 2006, 563(1): 371-384.
- [7] Blocksom KA, Kurtenbach JP, Klemm DJ *et al.* 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.
- [8] Solimini AG, Bazzanti M, Ruggiero A *et al.* Developing a multimetric index of ecological integrity based on macroinvertebrates of mountain ponds in central Italy. *Hydrobiologia*, 2008, 597(1): 109-123.
- [9] Bazzanti M, Mastrantuono L, Solimini AG. Selecting macroinvertebrate taxa and metrics to assess eutrophication in different depth zones of Mediterranean lakes. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 2012, 180(2): 133-143.
- [10] 马陶武,黄清辉,王 海等. 太湖水质评价中底栖动物综合生物指数的筛选及生物基准的确立. 生态学报,2008,28(3):1192-1200.
- [11] 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. 农业环境科学学报,2012,31(9):1799-1807.
- [12] 高 欣,牛翠娟,裴雪姣. 太湖流域大型底栖动物生物完整性研究. 北京师范大学学报:自然科学版,2012,48(4): 392-398.
- [13] 渠晓东,刘志刚,张 远. 标准化方法筛选参照点构建大型底栖动物生物完整性指数. 生态学报,2012,32(15): 4661-4672.
- [14] 蔡永久,龚志军,秦伯强. 太湖大型底栖动物群落结构及多样性. 生物多样性,2010,18(1):50-59.
- [15] Cai Y, Gong Z, Qin B. Benthic macroinvertebrate community structure in Lake Taihu, China: Effects of trophic status, wind-induced disturbance and habitat complexity. *Journal of Great Lakes Research*, 2012, 38: 39-48.

- [16] Cai Y, Gong Z, Qin B. Influences of habitat type and environmental variables on benthic macroinvertebrate communities in a large shallow subtropical lake (Lake Taihu, China). *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 2011, **47**(1): 85-95.
- [17] João Feio M, Reynoldson TB, Graça MA. Effect of seasonal changes on predictive model assessments of streams water quality with macroinvertebrates. *International Review of Hydrobiology*, 2006, **91**(6): 509-520.
- [18] Leung ASL, Li AOY, Dudgeon D. Scales of spatiotemporal variation in macroinvertebrate assemblage structure in monsoonal streams: the importance of season. *Freshwater Biology*, 2012, **57**: 218-231.
- [19] Oliveira R, Mugnai R, Castro C *et al.* Towards a rapid bioassessment protocol for wadeable streams in Brazil: development of a multimetric index based on benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators*, 2011, **11**: 1584-1593.
- [20] Bailey RC, Scrimgeour G, Coté D *et al.* Bioassessment of stream ecosystems enduring a decade of simulated degradation: lessons for the real world. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2012, **69**(4): 784-796.
- [21] 秦伯强, 胡维平, 陈伟民. 太湖水环境演化过程与机理. 北京: 科学出版社, 2004.
- [22] Duan H, Ma R, Xu X *et al.* Two-decade reconstruction of algal blooms in China's Lake Taihu. *Environmental Science & Technology*, 2009, **43**(10): 3522-3528.
- [23] Free G, Solimini AG, Rossaro B *et al.* Modelling lake macroinvertebrate species in the shallow sublittoral: relative roles of habitat, lake morphology, aquatic chemistry and sediment composition. *Hydrobiologia*, 2009, **633**(1): 123-136.
- [24] 水利部太湖流域管理局, 中国科学院南京地理与湖泊研究所. 太湖生态环境地图集. 北京: 科学出版社, 2000.
- [25] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法: 第4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [26] Stoddard JL, Larsen DP, Hawkins CP *et al.* Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications*, 2006, **16**(4): 1267-1276.
- [27] 范成新. 太湖水体生态环境历史演变. 湖泊科学, 1996, **8**(4): 297-304.
- [28] Lewis PA, Klemm DJ, Thoeny WT. Perspectives on use of a multimetric lake bioassessment integrity index using benthic macroinvertebrates. *Northeastern Naturalist*, 2001, **8**(2): 233-246.
- [29] Maxted JR, Barbour MT, Gerritsen J *et al.* Assessment framework for mid-Atlantic coastal plain streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 2000, **19**(1): 128-144.
- [30] Barbour MT, Gerritsen J, Griffith GE *et al.* A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 1996, **15**(2): 185-211.
- [31] Rawer-Jost C, Zenker A, Böhmer J. Reference conditions of German stream types analysed and revised with macroinvertebrate fauna. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 2004, **34**(4): 390-397.
- [32] Hawkins CP, Cao Y, Roper B. Method of predicting reference condition biota affects the performance and interpretation of ecological indices. *Freshwater Biology*, 2010, **55**(5): 1066-1085.
- [33] Karr JR. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 1981, **6**(6): 21-27.
- [34] 秦伯强, 杨柳燕, 陈非洲等. 湖泊富营养化发生机制与控制技术及其应用. 科学通报, 2006, **51**(16): 1857-1866.
- [35] 邓建才, 陈桥, 翟水晶等. 太湖水体中氮、磷空间分布特征及环境效应. 环境科学, 2008, **29**(12): 3382-3386.
- [36] Palmer MA, Febria CM. The heartbeat of ecosystems. *Science*, 2012, **336**(6087): 1393-1394.
- [37] Woodward G, Gessner MO, Giller PS *et al.* Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. *Science*, 2012, **336**(6087): 1438-1440.
- [38] Bassar RD, Marshall MC, López-Sepulcre A *et al.* Local adaptation in Trinidadian guppies alters ecosystem processes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2010, **107**(8): 3616-3621.
- [39] Doldec S, Phillips N, Townsend C. Invertebrate community responses to land use at a broad spatial scale: trait and taxonomic measures compared in New Zealand rivers. *Freshwater Biology*, 2011, **56**(8): 1670-1688.
- [40] Solimini AG, Sandin L. The importance of spatial variation of benthic invertebrates for the ecological assessment of European lakes. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 2012, **180**(2): 85-89.
- [41] Jyvasjarvi J, Aroviita J, Hamalainen H. Performance of profundal macroinvertebrate assessment in boreal lakes depends on lake depth. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 2012, **180**(2): 91-100.
- [42] Lücke JD, Johnson RK. Detection of ecological change in stream macroinvertebrate assemblages using single metric, multi-metric or multivariate approaches. *Ecological Indicators*, 2009, **9**(4): 659-669.