

DOI: 10.5846/stxb201407211483

蔡琨, 秦春燕, 李继影, 张咏, 牛志春, 李旭文. 构建浮游植物生物完整性指数 评价湖泊生态系统——以 2012 年冬季太湖为例. 生态学报, 2016, 36(5): - .

Cai K, Qin C Y, Li J Y, Zhang Y, Niu Z C, Li X W. Preliminary Study on Phytoplanktonic Index of Biotic Integrity (P-IBI) Assessment for Lake Ecosystem Health—A Case of Taihu Lake in Winter, 2012. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(5): - .

构建浮游植物生物完整性指数 评价湖泊生态系统 ——以 2012 年冬季太湖为例

蔡 琨^{1,*}, 秦春燕², 李继影³, 张 咏¹, 牛志春¹, 李旭文¹

1 江苏省环境监测中心, 南京 210036

2 南京博思科环境科技有限公司, 南京 210000

3 苏州市环境监测中心, 苏州 215004

摘要: 依据 2012 年 12 月对太湖 29 个样点和同一地理区划 4 个湖、库的浮游植物和环境变量的监测结果, 应用生物完整性理论和方法, 构建冬季太湖浮游植物生物完整性指数, 评价冬季太湖水生态健康质量。采用干扰程度最小系统法定义筛选确定参照点, 对 51 个候选参数进行分布范围筛选、判别能力分析、参数间相关性分析, 获得了太湖枯水期 P-IBI 指数的 6 个构成参数: 总分类单元数、硅藻门分类单元%、细胞 Simpson 指数、细胞密度、硅藻门细胞密度%和绿藻门个体密度%。采用比值法统一各参数的量纲, 累加后得到枯水期太湖 P-IBI 分值, 并划分健康评价标准。应用 P-IBI 对冬季太湖水生态进行评价, 8 个参照点中 1 个点位评价结果为健康其余 7 个为亚健康; 25 个受损点中, 2 个点位为亚健康, 9 个点位为一般, 12 个点位为差, 2 个点位为极差。太湖总体受到了不同程度的人为干扰, 东太湖湖区水生态状况最好, 评价结果多为亚健康或一般; 竺山湖、贡湖、东部沿岸和西部沿岸次之; 南部沿岸和湖心区最差, 湖心区有 2 个点位评价结果为极差。与冬季太湖 P-IBI 指数显著相关的水化学因子是氨氮和总磷含量。

关键词: 浮游植物; 生物完整性指数; 太湖; 健康评价

Preliminary Study on Phytoplanktonic Index of Biotic Integrity (P-IBI) Assessment for Lake Ecosystem Health—A Case of Taihu Lake in Winter, 2012

CAI Kun^{1,*}, QIN Chunyan², LI Jiying³, ZHANG Yong¹, NIU Zhichun¹, LI Xuwen¹

1 Jiangsu Environmental Monitoring Center, Nanjing 210036, China

2 Nanjing bio-seeker environmental technology company limited, Nanjing 210000, China

3 Suzhou Environmental Monitoring Center, Suzhou 215004, China

Abstract: A preliminary phytoplanktonic index of biotic integrity (P-IBI) was developed to evaluate the ecosystem health of Taihu Lake in winter by means of the data that were collected from 29 sites in Taihu Lake and 4 sites in similar lakes or reservoirs in December 2012. The method of the least disturbed condition was used to find the reference sites. Fifty-one metrics were examined stepwise in the distribution analysis, discriminating power analysis, and redundancy analysis to obtain the core metrics. The final P-IBI included the total taxa number, Bacillariophyta taxa number (%), the Simpson diversity index of cells, cell density, Bacillariophyta cell density(%), and Chlorophyta individual density (%). These metrics were transformed into uniform scores using the ratio score method, and a P-IBI value was obtained by summing up

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07506003-2, 2013ZX07502001-5); 2013 年度环保公益性行业科研专项(201309008)

收稿日期: 2014-07-21; **网络出版日期:** 2015- -

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: caikunck@163.com

the scores. According to the P-IBI assessment, 8 reference sites included 1 healthy site, and the rest were subhealthy; 2 of 25 impaired sites were subhealthy, while 9 were good-to-fair, 12 were fair, and the other 2 sites were poor. East Taihu Lake was best in terms of the health condition in the entire Taihu Lake, while the central region was the worst. The health conditions in other regions (Zhushan Lake, Gong Lake, eastern lakeshore, and western lakeshore) were intermediate, meaning relatively poor conditions. Our results suggest that ammonia nitrogen and total phosphorus are the major factors that correlate significantly with the P-IBI score for Taihu Lake in winter.

Key Words: phytoplankton, index of biotic integrity, Taihu Lake, ecosystem health assessment

生物完整性指数 (Index of Biotic Integrity, IBI) 概念最先由 Karr 在 1981 年提出,并以鱼类作为研究对象对所研究河流成功建立^[1]。随后这一评价体系被广泛应用于大型底栖动物、周丛生物、浮游生物和大型水生植物等水生生物类群中^[2-7]。IBI 指数在流水和静水等不同水体中评价应用效果及与管理实践中的作用也得到越来越多学者的研究认可^[8-11]。

浮游植物是水体生态系统初级生产者,其群落直接影响上层食物链结构及整个生态系统稳定,利用浮游植物生物完整性指数 (Phytoplanktonic Index of Biotic Integrity, P-IBI) 评价水生态健康的研究已有相关报道。Li 等^[12]利用水坝建立前后浮游植物群落调查结果,选用丰度、多样性、生物量和营养状态这 4 个类别共 16 个候选参数构建 P-IBI 并对水生态健康状况进行评价,结果表明水坝建成后,点位 P-IBI 指数值锐减,P-IBI 可以较好的反映水坝对河流水生态健康的影响;Johnson 等^[13]研究表明,其构建的 P-IBI 指数对样点的营养和光线差异敏感;Kane 等^[14]利用 1970 年和 1996 年伊利湖浮游生物调查数据,选用 13 个候选参数构建浮游植物完整性指数,并依此评价伊利湖水生态健康状况演变,评价结果显示:伊利湖从 1970 至 19 世纪中期水生态健康状况逐渐变好,并在 19 世纪 90 年代后期开始逐渐变差,评价结果与水体营养水平变化一致。但目前国内外更多的是利用 IBI 评价河流和溪流等流水水体,对湿地、湖泊等静水水体,特别是富营养化静水水体的研究较少^[15]。

本研究基于 IBI 健康评价的发展成果,以 2012 年冬季太湖为例,从“水华”爆发的群落自身入手,将浮游植物个体和细胞两个特性分开设立候选参数,研究 P-IBI 指数在富营养化湖泊水体中的构建方法,探讨其在大型浅水湖泊中的评价应用效果,以期对太湖生态健康评价、管理和生态修复评估提供技术支持和数据支撑。

1 研究区域和方法

1.1 研究区域及样点布设

太湖是我国第二大淡水湖,位于长江三角洲南部太湖平原上。湖泊水域面积 2338km²,平均水深 1.9m,最大水深 2.6m^[16],是一个典型的大型浅水湖泊。经过半个多世纪的演变,太湖逐渐从一个贫营养型湖泊转变为目前夏季浮游植物水华频发,总体富营养型部分湖区超富营养型的湖泊^[17-18]。

本研究于 2012 年 12 月,考虑湖区分布及样点均匀性,对太湖及同一地理区划、期望健康状况形态类似的水源地湖、库(傀儡湖、钱资荡、长荡湖和瓦屋山水库)分别布设了 29 个和 4 个采样点位,开展水质及浮游植物调查监测。

1.2 样品采集与处理

现场采集水样,4℃ 保存并带回实验室中,水样参照《水和废水监测分析方法》在 48 小时内完成氨氮、总磷、高锰酸盐指数、生化需氧量、总氮、硝酸盐和亚硝酸盐含量的测定^[19]。

浮游植物定量样品用有机玻璃采水器采集在水深 0.5m 处采集水样 1L,现场加入 15ml 鲁哥氏液并摇匀,带回实验室静置沉淀 48h 后浓缩并定容至 50ml 供镜检。镜检前先将浓缩沉淀后水样充分摇匀,吸取 0.1ml

样品置于 0.1ml 计数框内,在 10 * 40 倍显微镜下按行格法观察计数^[20]。每个样品观察 100 个视野,计数 2 次取其平均值,同一样品 2 次计数结果误差在 15% 内说明有效,否则须计数第三片。浮游植物参照胡鸿钧和魏印心等^[21],保证结果准确性的前提下鉴定到尽可能低的分类单元。

本研究中非参数检验、相关性分析等统计分析均在 SPSS 19.0 中进行^[22],香农多样性指数等群落结构指数在 PRIMER 6.0 中计算完成^[23]。

1.3 P-IBI 指数构建

P-IBI 指数的构建方法包括 4 个重要步骤:(1)参照系统构建及参照点设定。(2)获取采样点生物和环境数据。(3)候选生物参数通过分布范围分析、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筛选出生物学意义清楚且对于干扰反应敏感的参数。(4)将参数统一量纲并划分区间,得到样点健康状况评价标准。

2 结果与分析

2.1 浮游植物的群落结构特征

本研究共监测到浮游植物 8 个门类共 295 个分类单元的浮游植物(以下统称“种”),其中硅藻门 113 种,占 38.3%;金藻门 11 种,占 3.7%;蓝藻门 27 种,占 9.2%;裸藻门 14 种,占 4.7%;绿藻门 121 种,占 41.0%,其他 3 个门类共 9 种,占 3.0%。每个监测样点平均监测到浮游植物 32 种,平均香农多样性值为 3.67。所有样点中出现频次大于 70% 的有 4 种,分别为隐藻门尖尾蓝隐藻 *Chroomonas acuta*、微囊藻属某种 *Microcystis sp.*、嗜蚀隐藻 *Cryptomonas erosa* 和颗粒直链藻 *Melosira granulata*。所有样点个体和细胞密度最大的都为微囊藻属某种 *Microcystis sp.*,个体密度为 163 万个/升,细胞密度为 16285 万个/升。个体优势种(优势度^[24] $Y > 0.02$,下同)为小环藻属某种 *Cyclotella sp.*、颗粒直链藻 *Melosira granulata*、微囊藻属某种 *Microcystis sp.*、尖尾蓝隐藻 *Chroomonas acuta* 和嗜蚀隐藻 *Cryptomonas erosa*;细胞优势种为颗粒直链藻 *Melosira granulata* 和微囊藻属某种 *Microcystis sp.*。

2.2 参照点的确定

太湖流域人口密集,工农业发达,太湖及其周边水域均受到不同程度的人类干扰,寻找绝对清洁参照点几无可能。因此依据干扰程度最小系统法,适当参考最容易实现系统法^[25],参考太湖 1960s 生态环境特点、太湖目前水环境质量状况及浮游植物监测结果,设定以下条件来筛选参照点:(1)样点水域水生植物种类数不小于 3 种,且优势植物种类喜贫-中营养水体;(2)样点水域除总氮外符合国家Ⅲ类水标准;(3)样点水域风浪扰动较小,浮游植物生活于此处水体;(4)监测结果样点浮游植物多样性状况较好,藻细胞密度低于 200 万个/升^[26]且优势种为非水华藻;(5)样点水域无航道、养殖和娱乐功能,受水利工程影响小。通过筛选,太湖中 4 个样点和周边水源地湖库的 4 个样点共 8 个样点结果符合上述标准,设为参照点;其余 25 个样点为受损点(图 1)。

2.3 候选生物参数确定和筛选

2.3.1 候选生物参数确定和分布范围分析

考虑不同种类个体所含有的细胞数不同,对整个群落的作用也存在差异,分别计算诸如香农多样性指数等的数值,并作为独立的候选参数;参照国内外浮游植物生物完整性指数研究实例^[14, 27-31],并结合本次浮游植物监测结果,尽可能全面的选取相关参数。



图 1 采样点分布

Fig. 1 Location of sampling sites

依照以上原则共选取了浮游植物 4 个类别共 51 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 M3、M4、M6、M7、M10、M12、M14、M15、M16、M18、M19、M20、M22、M23、M24、M28、M32、M34、M36、M38、M40、M42、M43、M44、M45、M46、M48 因自身数值很小、分布范围太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 1 51 个候选生物参数(标记 * 参数进入下一步计算)

Table 1 51 candidate metrics (* remained metrics for further test)

参数类别 Type of Metric	生物参数 Metrics		
群落多样性 Diversity of community	* 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%	M6 蓝藻门分类单元%
	M7 绿藻门分类单元%	* M8 个体香农多样性指数	* M9 细胞香农多样性指数
	M10 个体 Margalef 指数	* M11 细胞 Margalef 指数	M12 个体 Simpson 指数
群落物种丰度 Abundance of community	* M13 细胞 Simpson 指数	M14 个体 Pielou 指数	M15 细胞 Pielou 指数
	M16 个体密度	* M17 细胞密度	M18 硅藻门个体密度
	M19 硅藻门细胞密度	M20 蓝藻门个体密度	* M21 蓝藻门细胞密度
	M22 绿藻门个体密度	M23 绿藻门细胞密度	M24 不可食藻个体密度
群落均匀性 Evenness of community	* M25 不可食藻细胞密度		
	* M26 硅藻门个体密度%	* M27 硅藻门细胞密度%	M28 蓝藻门个体密度%
	* M29 蓝藻门细胞密度%	* M30 绿藻门个体密度%	* M31 绿藻门细胞密度%
	M32 优势种个体%	* M33 优势种细胞%	M34 前三优势种个体%
耐污能力及特性 Tolerance and characteristics	* M35 前三优势种细胞%	M36 分类单元个体密度均值	* M37 分类单元细胞密度均值
	M38 水华藻个体密度%	* M39 水华藻细胞密度%	M40 产毒藻个体密度%
	* M41 产毒藻细胞密度%	M42 敏感种个体密度	M43 敏感种细胞密度
	M44 敏感种个体密度%	M45 敏感种细胞密度%	M46 耐污种个体密度
	* M47 耐污种细胞密度	M48 耐污种个体密度%	* M49 耐污值细胞密度%
	* M50 不可食藻个体密度%	* M51 不可食藻细胞密度%	

2.3.2 判别能力分析

通过分布范围分析的候选参数需进行判别能力分析,以确定参数可以很好的区分出参照点和受损点。判别能力分析方法有箱线图法和 Mann-Whitney 非参数检验法^[14]。对候选参数采用 Mann-Whitney 非参数检验法,结果表明除 M26 外所有 23 个参数在参照点和受损点之间存在有显著差异($P < 0.05$, 表 2),可以进入下一步筛选。

表 2 Mann-Whitney 非参数检验结果(标记 * 进入下一步计算)

Table 2 Results of Mann-Whitney test(* remained metrics for further test)

参数 Metrics	* M1	* M2	* M5	* M8	* M9	* M11	* M13	* M17
Z	-2.566	-3.201	-2.731	-2.731	-3.613	-2.983	-3.613	-3.823
P	0.010	0.001	0.006	0.006	.000	.003	.000	.000
参数 Metrics	* M21	* M25	M26	* M27	* M29	* M30	* M31	* M33
Z	-3.760	-3.823	-1.933	-3.781	-3.193	-2.058	-3.277	-3.613
P	.000	.000	.053	.000	.001	.040	.001	.000
参数 Metrics	* M35	* M37	* M39	* M41	* M47	* M49	* M50	* M51
Z	-3.571	-4.201	-3.487	-3.571	-3.781	-3.445	-3.235	-3.361
P	.000	.000	.000	.000	.000	.001	.001	.001

2.3.3 参数间 Pearson 相关性分析

通过判别能力分析得到的参数需进行 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”。当 $|r| \geq 0.75$ 时,则认为信息间的重叠程度较高,选择其中一个即可反映出参数所表达的大部分信息^[32]。

表 3 23 个生物参数之间的 Pearson 相关分析
Table 3 The Pearson's correlation coefficients between 23 Metrics

相关系数 Correlation coefficients	M1	M2	M5	M8	M9	M11	M13	M17	M21	M25	M27	M29	M30	M31	M33	M35	M37	M39	M41	M47	M49	M50	M51	
M1	1																							
M2	0.65	1																						
M5	0.27	0.85	1																					
M8	0.75	0.58	0.41	1																				
M9	0.74	0.66	0.45	0.74	1																			
M11	0.99	0.71	0.35	0.78	0.82	1																		
M13	0.68	0.63	0.48	0.75	0.98	0.77	1																	
M17	-0.23	-0.37	-0.40	-0.55	-0.59	-0.35	-0.61	1																
M21	-0.32	-0.37	-0.37	-0.61	-0.64	-0.43	-0.66	0.99	1															
M25	-0.33	-0.37	-0.36	-0.61	-0.65	-0.44	-0.66	0.99	1.00	1														
M27	0.45	0.79	0.66	0.39	0.76	0.55	0.70	-0.45	-0.45	-0.45	1													
M29	-0.65	-0.52	-0.28	-0.59	-0.85	-0.71	-0.79	0.46	0.55	0.55	-0.68	1												
M30	0.52	0.01	-0.26	0.59	0.51	0.53	0.48	-0.29	-0.38	-0.39	0.08	-0.56	1											
M31	0.70	0.33	0.07	0.61	0.80	0.73	0.75	-0.38	-0.45	-0.46	0.47	-0.76	0.75	1										
M33	-0.68	-0.64	-0.48	-0.72	-0.98	-0.77	-0.99	0.58	0.63	0.63	-0.75	0.81	-0.48	-0.80	1									
M35	-0.70	-0.63	-0.41	-0.65	-0.97	-0.78	-0.91	0.54	0.58	0.58	-0.81	0.87	-0.49	-0.83	0.94	1								
M37	-0.47	-0.49	-0.47	-0.73	-0.66	-0.55	-0.68	0.93	0.95	0.94	-0.44	0.52	-0.34	-0.44	0.64	0.57	1							
M39	-0.68	-0.56	-0.28	-0.65	-0.88	-0.76	-0.84	0.51	0.58	0.58	-0.66	0.93	-0.59	-0.77	0.84	0.86	0.54	1						
M41	-0.67	-0.57	-0.31	-0.65	-0.90	-0.75	-0.85	0.51	0.58	0.58	-0.71	0.94	-0.57	-0.77	0.86	0.88	0.54	1.00	1					
M47	-0.32	-0.36	-0.36	-0.60	-0.65	-0.43	-0.67	0.99	1.00	1.00	-0.45	0.55	-0.38	-0.46	0.63	0.58	0.94	0.58	0.58	1				
M49	-0.64	-0.50	-0.27	-0.64	-0.89	-0.72	-0.85	0.51	0.58	0.58	-0.66	0.95	-0.60	-0.79	0.85	0.88	0.54	0.98	0.99	0.59	1			
M50	-0.73	-0.59	-0.38	-0.73	-0.84	-0.79	-0.82	0.60	0.68	0.68	-0.59	0.83	-0.51	-0.67	0.80	0.79	0.71	0.81	0.82	0.68	0.82	1		
M51	-0.67	-0.53	-0.27	-0.60	-0.85	-0.73	-0.79	0.46	0.54	0.55	-0.66	0.96	-0.55	-0.73	0.81	0.86	0.51	0.93	0.95	0.54	0.96	0.86	1	

表3为各参数相关性检验结果。M1包含信息量最大,首先考虑予以保留,因此删除M8和M11;M2与M5和M27都高度相关,M5与除M2外所有参数都不相关,因此删除M2,保留M5;M17对水生生态健康具有重要而予以保留,删除与之高度相关的M21、M25、M37和M47;M33、M35、M39、M41、M49、M50和M51两两高度相关,考虑M51与M31不相关,且M51反应信息量更大,删除M33、M35、M39、M41、M49和M50;M30只与M31一个参数相关,M31与多个参数相关,保留M30删除M31;M9与M13均为反应浮游植物群落丰富度和均匀性的综合指数,所包含群落信息量较大,M13与较少剩余参数相关且与之相关的参数也都与M9相关,因此保留M13,删除M9和与M13相关的M29和M51。

经过上述筛选,最终选定M1总分类单元数、M5硅藻门分类单元%、M13细胞Simpson指数、M17细胞密度、M27硅藻门细胞密度%和M30绿藻门个体密度%这6个参数来构建枯水期太湖P-IBI指数。

2.4 分值计算与P-IBI健康评价标准建立

筛选得到的参数需进行换算统一各参数的量纲。参数量纲统一方法有比值法、3分制法和4分制法,利用比值法统一参数量纲效果优于3分制法和4分制法^[33],本研究采用比值法。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%分位数值作最佳值,参数计算方法为:(最大值-参数值)/(最大值-最佳值)。按表4公式计算各参数分值,分值范围0—1,大于1的记为1。将各参数分值累加得到适用于太湖枯水期的P-IBI。各点位P-IBI指数分值Kolmogorov-Smirnov检验(KS test)验证结果 $P=0.88$ 说明符合正态分布。选用所有点位P-IBI值的95%分位数为最佳值,将低于该值的范围4等分,得到评价太湖生态系统不同健康程度的标准:P-IBI ≥ 5.17 ,健康;3.88 \leq P-IBI < 5.17 ,中等;2.59 \leq P-IBI < 3.88 ,一般;1.29 \leq P-IBI < 2.59 ,差;P-IBI < 1.29 ,极差(表5)。

表4 比值法计算各参数分值的计算公式

Table 4 Formulas for calculation of metric scores

参数 Metrics	计算公式 Equations for scores
M1 总分类单元数 The total taxa number	值/54.5
M5 硅藻门分类单元% Bacillariophyta taxa number /%	值/0.686
M13 细胞 Simpson 指数 The Simpson diversity index of cells	值/0.922
M17 细胞密度 Cell density	(30134000-值)/(30134000-1063400)
M27 硅藻细胞密度% Bacillariophyta cell density /%	值/0.410
M30 绿藻门个体密度% Chlorophyta individual density /%	值/0.489

表5 太湖枯水期P-IBI指标体系健康评价标准

Table 5 Grades for health assessment of P-IBI for Taihu Lake in winter

健康 Healthy	亚健康 Subhealthy	一般 Good-to-fair	差 Fair	极差 Poor
≥ 5.17	3.88—5.17	2.59—3.88	1.29—2.59	< 1.29

2.5 枯水期太湖P-IBI指数健康评价结果

P-IBI指数对全太湖及周边湖、库评价结果(图2),8个参照点中1个点位评价结果为健康剩余7个为亚健康;25个受损点中,2个点位评价结果为亚健康,9个点位评价结果为一般,12个点位评价结果为差,2个点位评价结果为极差(湖心区乌龟山和平台山)。全太湖,东太湖湖区评价结果最好,健康状况均亚健康或一般;竺山湖、贡湖、东部沿岸和西部沿岸评价结果次之,多为一般或差;南部沿岸和湖心区评价结果多为差,湖心区两个点位评价结果为极差。

2.6 冬季太湖P-IBI指数与传统理化因子相关性

将枯水期太湖P-IBI指数及构成参数与水质理化参与进行Spearman相关性分析(表6)。

氨氮与P-IBI极显著正相关,同时也与浮游植物总分类单元数、细胞Simpson指数、绿藻门个体密度%和

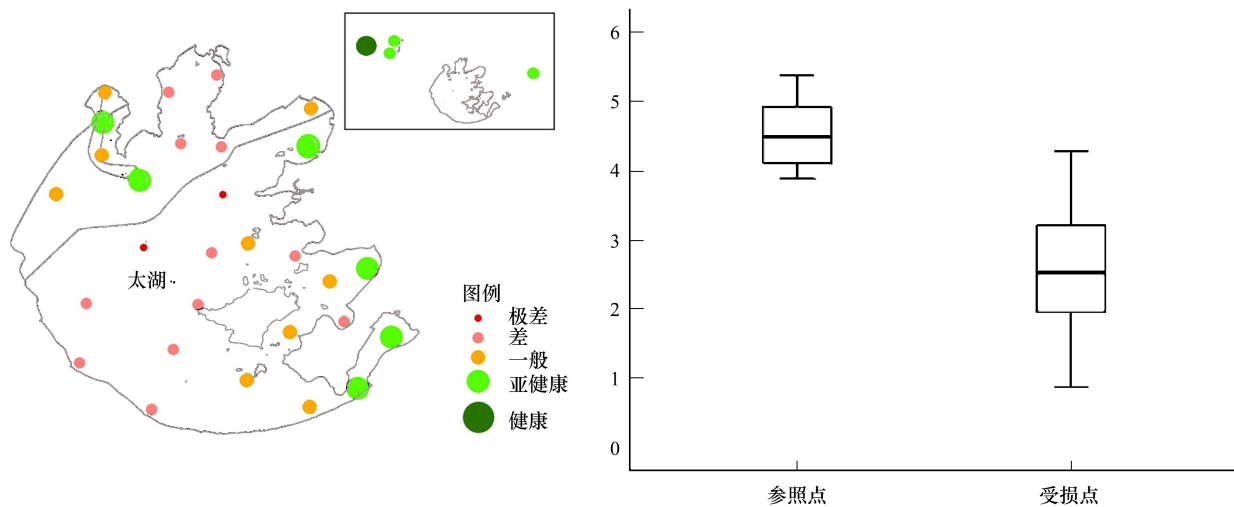


图 2 太湖冬季水生态 P-IBI 指数评价结果

Fig. 2 P-IBI ecosystem health assessment results for Taihu Lake in winter

硅藻门细胞密度%这几个对干扰负向响应的构成参数极显著或显著相关。可能原因是一定条件下氨氮浓度上升对浮游植物、大型水生植物的生长存在促进作用,这也与杨美玖等^[34]、颜昌宙等^[35]刘霞等^[36]的研究结果一致。硝酸盐浓度与浮游植物总分类单元数极显著正相关,说明在冬季,硝酸盐浓度的上升的同时,浮游植物群落结果也变得更复杂。虽然氨氮和硝酸盐不一定是浮游植物群落复杂、稳定的主要驱动因子,但极显著或显著正相关说明其群落会随氨氮和硝酸盐浓度的变化而正向变化。

表 6 P-IBI 指数与理化因子间的 Spearman 相关分析

Table 6 The Spearman's correlation coefficients between P-IBI and physicochemical factors

相关性 Correlation coefficients	氨氮 Ammonia nitrogen	总磷 Total phosphorus	高锰酸盐指数 Permanganate index	生化需氧量 Biochemical oxygen demand	总氮 Total nitrogen	硝酸盐 Nitrate	亚硝酸盐 Nitrite
P-IBI	0.543 **	-0.448 **	-0.285	0.222	-0.046	0.200	-0.083
总分类单元数 The total taxa number	0.656 **	-0.287	-0.061	0.399 *	0.266	0.483 **	0.240
细胞 Simpson 指数 The Simpson diversity index of cells	0.502 *	-0.472 *	-0.337	0.154	-0.009	0.202	-0.119
硅藻门分类单元% Bacillariophyta taxa number / %	-0.064	-0.365 *	-0.138	0.059	-0.409 *	-0.242	-0.321
绿藻门个体密度% Chlorophyta individual density / %	0.579 **	-0.247	-0.222	0.081	0.195	0.301	0.142
硅藻门细胞密度% Bacillariophyta cell density / %	0.410 *	-0.392	-0.205	0.235	-0.048	0.212	-0.068
细胞密度 Cell density	-0.252	0.409 *	0.294	-0.128	0.318	0.124	0.320

** 为在 0.01 水平上显著相关; * 为在 0.05 水平上显著相关

总磷浓度与 P-IBI 极显著负相关,同时也与细胞 Simpson 指数、硅藻门分类单元%显著负相关,而上述所有参数均为随干扰增强值变小的指数;同时总磷浓度还与细胞密度显著正相关,而细胞密度是随干扰增强而变大的指数。因此总磷虽不能说是浮游植物群落结构变差的驱动因子,但其群落会伴随总磷浓度的升高而变得不稳定。这个结果也与相关研究结果及目前对太湖藻类水华的治理重要着力点为限制磷元素排放,降低总磷浓度这一管理手段相吻合^[37-39]。

总氮对 P-IBI 及各构成参数相关性较弱,仅与硅藻门分类单元%显著负相关,可能的解释是冬季时太湖总氮浓度普遍较高,当前浓度范围完全适合浮游植物群落的生长且无抑制作用,限制进一步生长繁殖的是其他环境因子。

3 讨论

3.1 冬季太湖浮游植物生物完整性评价与水质评价结果异同

本研究构建的冬季太湖 P-IBI 指数与水质评价存在一致性:评价结果总体处于较差和一般,符合当前太湖富营养化严重,水体水质总体较差的现状;水源地主要分布区域东太湖、东部沿岸和贡湖评价结果多为亚健康或一般;污染较严重的南部沿岸、梅梁湖均为差,总体符合面前太湖水质状况的空间分布状况^[40]。

P-IBI 指数评价结果与水质评价也存在有差异:竺山湖、西部沿岸和附近的湖心区点位评价结果为亚健康或一般,这与水质评价存在较大差异性^[41],可能原因是枯水期限制水体浮游植物群落的决定性外部环境因子是水温,且其影响作用远远高于如营养盐浓度等因子^[42-43]。当水温限制了群落中某几种喜富营养、超富营养种类的大量繁殖爆发,原本被某一种或几种浮游植物所大量占用的生态位被释放,在占主导的如温度等外部压力影响下,浮游植物群落的种间竞争的竞争关系被极大削弱^[44]。而高浓度营养盐对浮游植物又存在有促进作用,大量浮游植物种类出现,且群落结构相对合理。其中竺山湖、西部沿岸及椒山点位平均浮游植物种类数为 50 种,而参照点平均种类数仅为 40 种,所有点位平均仅 32 种,远远低于上述区域。同时细胞 Simpson 指数,上述区域均值高达 0.70,而所有点位均值仅为 0.52。受外部压力因子限制,未出现绝对优势种,物种多且群落结构复杂合理等使得该区域点位的总分类单元数、细胞 Simpson 指数等 P-IBI 构成参数都处于较为健康的状态,因此 P-IBI 指数的评价结果较好。

水温这个限制浮游植物生长的重要环境因子随时间而季节性变化巨大,这也是本研究只选用一个特定时间冬季来构建 P-IBI 评价太湖水生生态健康状况的重要原因。可以料想当水温上升,如另一个极端夏季时,水温这个影响浮游植物的外部决定性限制被去除,高浓度的磷、氮等营养盐对群落结构的影响作用加强,喜富营养的藻类呈指数级大量繁殖并迅速挤占其他竞争能力较弱物种的生态位,原有群落结构剧烈变化^[43],甚至发生蓝藻“水华”现象。冬季 P-IBI 指数的各构成参数在夏季的群落状况下是否还能通过判别能力分析,即构成参数还能否有效区分出参照点和受损点将存在很大的疑问。仅以本次研究结果 P-IBI 指数的构成参数来看,冬季时诸如细胞 Simpson 指数、绿藻门个体密度%、硅藻门细胞密度%等参数因蓝藻优势性加大,其数值可预料将会下降;细胞密度数值大幅度升高,而导致 P-IBI 指数数值下降。这即意味着夏季太湖水生生态健康状况将远差于冬季,而这个结果也与水体丰水期(夏季)时因降雨增多水体交换速率加快,水质状况等往往优于枯水期(冬季)有较大的偏差。

本研究只选用了冬季太湖监测数据,旨在尽可能多的减少外部环境条件差异,同时避免藻类密度权重如何确定等未有相关研究成果的因素干扰,尽可能提高 P-IBI 指数评价结果准确性,反应 P-IBI 指数在静水水体的应用效果,科学的反应太湖水生生态健康现状。

3.2 生物完整性指数

生物完整性指数是目前最有效、应用最广泛的水生态健康评价体系之一^[1]。自 Karr 提出生物完整性指数并应用于水生生态健康评价实践已有三十余年,但该评价体系仍主要局限于研究阶段,少有真正付之于水生生态环境管理实践,作者认为这主要是完整性指数自身的缺陷导致。

参照点的选取是开展水质生物评价的基准,其直接影响最终生物完整性指数的核心参数和评价结果。许多研究学者建议参照点应选用受胁迫最小的水体样点,即没有明显人类活动干扰的区域,但受自然地理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差别,不同地区的参照系统标准的指标和值是有差异的^[15,25,45-46]。Detenbeck 等^[47]和 Casatti 等^[48]采用水体物理和化学差异设定参考条件;Astin 等^[49]利用水质和生境数据设立参照条件;Qadir 等^[50]选用环境和生物历史数据设定参照点;Kanno 等^[51]采用人类对水体

的干扰和利用程度差异来设立参照点。本研究参考上述研究,参照目前定义参照系统常用的三种方法^[25],针对太湖特点,采用理化和生境指标、定量和定性相结合的方式确定参照点的筛选标准,并通过对不同时间尺度的信息筛选,获得适合构建太湖浮游植物生物完整性指数的参照系统。

参数的选取是构建多参数评价体系的关键。候选参数需可以反映特定的人类活动干扰,并可预测参数值的变化。何种参数可以完整反映何种单一或复合的人类活动胁迫,目前仍没有定论,而各参数反映胁迫能力大小的研究更是进展缓慢。同时水生生物类群在水体分布的不均一性也削弱了调查监测数据及各参数的代表性。以浮游植物为例,作者未能查阅到关于其个体细胞数差异对群落结构、水生态评价结果影响差异的相关研究,而关于浮游植物的相关研究中藻密度虽更多指代的是细胞密度,但也少有用文字明确说明此情况的。这也影响了 P-IBI 指数的统一性和准确性,并给最终的应用带来了困难。因此在本研究中,笔者假定个体含有不同细胞数对群落的影响差异是存在的,将诸如细胞香农多样性指数、蓝藻门细胞密度等作为独立的候选参数进行计算筛选。最终 P-IBI 的构成核心参数有 3 个是关于细胞数量的参数,这也从一方面说明了细胞数和个体数的差异对浮游植物群落、乃至整个水生态系统所产生的影响是不完全相同的。

IBI 管理应用实践少的另一个原因,作者认为是其与环境因子特别是水体理化参数的响应关系较弱。弱相关性的主要原因是影响生物群落的因子太多,同时对不同生物类群其主要影响因子也不尽相同。以太湖为例,除水质理化因子胁迫外,湖流、航运、渔业生产、“引江济太”、清淤工程、娱乐旅游等自然或人为活动都会对水生生物类群产生干扰,而这些影响作用我们难以定量测定。目前对生态系统的健康仍没有科学准确的表征和评价体系,研究者普遍认可评价体系应至少包含结构指标和功能指标这两个指标体系,而生物学指标只是结构指标体系中的一个部分,因此理论上通过单生物学指标来代表整个生态系统的健康并不十分全面。更关键的是,在构建 IBI 的过程中,我们认为水生生物的群落质量与生态系统健康之间存在着明确的因果关系,但实际状况可能并不完全同我们的预假设一致,我们有可能无法准确完全的检测出所有人类活动的影响^[52]。

3.3 浮游植物生物完整性指数

Ruaro 等^[15]统计分析了发表在《Hydrobiologia》和《Ecological Indicators》上关于 IBI 的 93 篇研究论文发现,IBI 指数更多使用的水生生物类群是鱼类、大型底栖动物和硅藻,仅有约 5% 的论文使用浮游生物(包括浮游植物和浮游动物)作为构建对象。关于浮游植物的研究相较于鱼类和底栖动物等水生生物类群少,作者认为其主要原因是浮游植物自身的特殊性。

首先浮游植物“不固着”,易被风浪、水流等带离至其他区域,这个特性给样品在空间区域的代表性和采样的均一性带来了干扰。其次浮游植物个体生活周期短,种群密度受外部环境影响变化大,监测结果仅能显现采样点短时间内的情况,难以反映长时间内的水生态健康状况。如 Sommer 等提出的著名 PEG(plankton ecology group)模型认为,浮游植物群落存在冬春季时隐藻和硅藻占优势,夏季绿藻占优势,夏末秋初是蓝藻占优势,而到秋季时硅藻数量再次上升的自然演替规律^[53]。浮游植物群落季节性自然演替导致的巨大差异使得利用某个时间监测结果构建的 P-IBI 指数广适性较差,而分不同时间构建多个 P-IBI 也将环境管理部门的应用实践变得繁琐。

根据对太湖夏季“水华”爆发的报道可推断,当外部环境条件合适时,太湖浮游植物群落诸如水华藻密度、优势种%等群落参数较冬季时差异巨大。构建夏季 P-IBI 时,这些参数在参照点和受损点理应存在巨大差别,几乎肯定可以通过判别能力分析。但藻类密度是“水华”与否的近乎唯一判断标准,藻类密度或水华藻密度等参数在构建 P-IBI 时权重是否需要调整,如何调整,目前还没有相关研究成果。同时,浮游植物是生态系统的初级生产者,其群落位于水生态系统食物链的最底层,受干扰时物种的变化可能是大量消失,种群密度大幅下降,亦可能是种群密度大爆发。受干扰时浮游植物相反的反应方向也给评价带来了困难。

最后在淡水生态系统,维护水生态系统结构和功能的稳定性方面,处于食物链中层的底栖动物和上层的鱼类的作用通常认为明显强于浮游植物^[54],陈桥等^[9]及作者前期研究结果^[10]也证实底栖动物生物完整性指数对太湖的评价结果相对更客观准确,在本研究中,也出现了蓝藻频发、污染严重的区域西部沿岸和竺山湖的

评价结果异常的现象。因此正如上文及 3.2 章节所述, P-IBI 可能更多反映的是水体适宜浮游植物群落健康的程度, 单用这一个生物学指标来代表整个水生态系统健康可能并不十分全面。

IBI 仍然是当前评价水生态环境状况最行之有效的方法之一^[15], 同时鉴于“水华”对生态破坏的不可忽视性, 作者认为浮游植物生物完整性指数尽管存在局限性, 但用其来评价水生态健康是可行的, 本研究的结果也表明 P-IBI 是相对科学准确的。作者建议后续研究可探讨如何建立更广适的浮游植物生物完整性指数, 进而对浮游植物、大型水生植物、底栖动物、鱼类以至微生物这一完整物质和能量流动环节中所有水生生物类群的长期群落变化进行监测研究, 结合水体理化因子, 构建更加科学合理的生物完整性指数, 更准确合理的对水生态环境健康状况进行评价。

致谢:感谢常州市环境监测中心在本研究开展过程中提供的大量帮助!

参考文献 (References):

- [1] Karr J R. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 1981, 6(6): 21-27.
- [2] Michael B Griffith, Brian H Hill, Frank H McCormick, Philip R Kaufmann, Alan T Herlihy, Anthony R Selle. 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.
- [3] Jungwirth M, Muhar S, Schmutz S. Assessing the ecological integrity of running waters //Proceedings of the International Conference. Vienna, Austria; Springer, 2000.
- [4] James R Karr, Ellen W Chu. Sustaining living rivers. *Hydrobiologia*, 2000, 422-423: 1-14.
- [5] Kerans B L, James R Karr. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications*, 1994, 4(4): 768-785.
- [6] Eugene A Silow, Oh In-Hye. Aquatic ecosystem assessment using exergy. *Ecological Indicators*, 2004, 4(3): 189-198.
- [7] 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.
- [8] 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]. 北京: 中国科学院研究生院, 2006.
- [9] 陈桥, 徐东炯, 张翔, 汤云. 太湖流域平原水网区底栖动物完整性健康评价. *环境科学研究*, 2013, 26(12): 1301-1308.
- [10] 蔡琨, 张杰, 徐兆安, 吴东浩, 张咏, 王备新. 应用底栖动物完整性指数评价太湖生态健康. *湖泊科学*, 2014, 26(1): 74-82.
- [11] 王备新, 杨莲芳, 刘正文. 生物完整性指数与水生态系统健康评价. *生态学杂志*, 2006, 25(6): 707-710.
- [12] Li J P, Dong S K, Liu S L, Yang Z F, Peng M C, Zhao C. Effects of cascading hydropower dams on the composition, biomass and biological integrity of phytoplankton assemblages in the middle Lancang-Mekong River. *Ecological Engineering*, 2013, 60: 316-324.
- [13] Jacqueline M Johnson, Claire Buchanan. Revisiting the Chesapeake Bay phytoplankton index of biotic integrity. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2014, 186(3): 1431-1451.
- [14] Douglas D Kane, Steven I Gordon, Mohiuddin Munawar, Murray N Charlton, David A Culver. The Planktonic Index of Biotic Integrity (P-IBI): an approach for assessing lake ecosystem health. *Ecological Indicators*, 2009, 9(6): 1234-1247.
- [15] Renata Ruaro, Éder André Gubiani. A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: Applications and main flaws. *Ecological Indicators*, 2013, 29: 105-110.
- [16] 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.
- [17] Duan H T, Ma R H, Xu X F, Kong F X, Zhang S X, Kong W J, Hao J Y, Shang L L. Two-decade reconstruction of algal blooms in China's Lake Taihu. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(10): 3522-3528.
- [18] Qin B Q, Xu P Z, Wu Q L, Luo L C, Zhang Y L. Environmental issues of lake Taihu, China. *Hydrobiologia*, 2007, 581(1): 3-14.
- [19] 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(第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [20] 章宗涉, 黄祥飞. 淡水浮游生物研究方法. 北京: 科学出版社, 1991.
- [21] 胡鸿钧, 魏印心. 中国淡水藻类——系统、分类及生态. 北京: 科学出版社, 2006.
- [22] Norusis M. SPSS 19.0 Guide to Data Analysis. Upper Saddle River, NJ: Prentice-Hall, Inc., 2010.
- [23] Clarke K R, Gorley R N. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, 2006.
- [24] 徐兆礼, 陈亚瞿. 东黄海秋季浮游动物优势种聚集强度与鲈鳎渔场的关系. *生态学杂志*, 1989, 8(4): 13-15.
- [25] John L Stoddard, David P Larsen, Charles P Hawkins, Richard K Johnson, Richard H Norris. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications*, 2006, 16(4): 1267-1276.

- [26] 李颖, 施择, 张榆霞, 赵琦琳, 李爱军, 金玉, 铁程. 关于用藻密度对蓝藻水华程度进行分级评价的方法和运用. 环境与可持续发展, 2014, 39(2): 67-68.
- [27] Richard V Lacouture, Jacqueline M Johnson, Claire Buchanan, Harold G Marshall. Phytoplankton index of biotic integrity for Chesapeake Bay and its tidal tributaries. *Estuaries and Coasts*, 2006, 29(4): 598-616.
- [28] Michael Williams, Ben Longstaff, Claire Buchanan, Roberto Llansó, William Dennison. Development and evaluation of a spatially-explicit index of Chesapeake Bay health. *Marine Pollution Bulletin*, 2009, 59(1/3): 14-25.
- [29] Shen Q, Yu J J, Chen H, Hu J X, Chen M X, Zhen J X, Li D, Zhang J F. Planktonic index of biotic integrity (P-IBI) for water source assessment. *Journal of Hydroecology*, 2012, 33(2): 26-31.
- [30] Zhou S B, Yuan X Z, Liu H, Zhang Y W, Ren H Q. River health assessment based on different biological indicators: A review. *Chinese Journal of Ecology*, 2013, 32(8): 2211-2219.
- [31] Yin X W, Qu X D, Li Q N, Liu Y, Zhang Y, Meng W. Using periphyton assemblages to assess stream conditions of Taizi River Basin, China. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(6): 1677-1691.
- [32] 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.
- [33] 王备新. 大型底栖无脊椎动物水质生物评价研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2003.
- [34] 杨美玖. 氨氮浓度对太湖附着藻类的定植及演替的影响[D]. 南京: 南京信息工程大学, 2012.
- [35] 颜昌宙, 曾阿妍, 金相灿, 赵景柱, 许秋瑾, 王兴民. 不同浓度氨氮对轮叶黑藻的生理影响. *生态学报*, 2007, 27(3): 1050-1055.
- [36] 刘霞, 陆晓华, 陈宇炜. 太湖浮游硅藻时空演化与环境因子的关系. *环境科学学报*, 2012, 32(4): 821-827.
- [37] 刘霞. 太湖蓝藻水华中长期动态及其与相关环境因子的研究[D]. 武汉: 华中科技大学, 2012.
- [38] 孔繁翔, 马荣华, 高俊峰, 吴晓东. 太湖蓝藻水华的预防、预测和预警的理论与实践. *湖泊科学*, 2009, 21(3): 314-328.
- [39] 孔繁翔, 高光. 大型浅水富营养化湖泊中蓝藻水华形成机理的思考. *生态学报*, 2005, 25(3): 589-595.
- [40] 毛新伟, 徐枫, 徐彬, 高怡. 太湖水水质及富营养化变化趋势分析. *水资源保护*, 2009, 25(1): 48-51.
- [41] 成芳, 凌去非, 徐海军, 林建华, 吴林坤, 贾文方. 太湖水质现状与主要污染物分析. *上海海洋大学学报*, 2010, 19(1): 105-110.
- [42] 朱伟, 万蕾, 赵联芳. 不同温度和营养盐质量浓度条件下藻类的种间竞争规律. *生态环境*, 2008, 17(1): 6-11.
- [43] 孙小雪. 太湖浮游生物时空变化及其影响因素[D]. 武汉: 华中农业大学, 2012.
- [44] 由希华, 王宗灵, 石晓勇, 朱明远. 浮游植物种间竞争研究进展. *海洋湖沼通报*, 2007, (4): 161-166.
- [45] 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.
- [46] Rawer-Jost C, Zenker A, Böhmer J. Reference conditions of German stream types analysed and revised with macroinvertebrate fauna. *Limnology and Management of Inland Waters*, 2004, 34(4): 390-397.
- [47] Naomi E Detenbeck, Daniel A Cincotta. Comparability of a regional and state survey: effects on fish IBI assessment for West Virginia, U.S.A. *Hydrobiologia*, 2008, 603(1): 279-300.
- [48] Lilian Casatti, Cristiane P Ferreira, Francisco Langeani. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 2009, 623(1): 173-189.
- [49] LeAnne E Astin. Developing biological indicators from diverse data: The Potomac Basin-wide Index of Benthic Integrity (B-IBI). *Ecological Indicators*, 2007, 7(4): 895-908.
- [50] Abdul Qadir, Riffat Naseem Malik. Assessment of an index of biological integrity (IBI) to quantify the quality of two tributaries of river Chenab, Sialkot, Pakistan. *Hydrobiologia*, 2009, 621(1): 127-153.
- [51] Kanno Y, Vokoun J C, Beauchene M. Development of dual fish multi-metric indices of biological condition for streams with characteristic thermal gradients and low species richness. *Ecological Indicators*, 2010, 10(3): 565-571.
- [52] Joakim Dahl Lücke, Richard K Johnson. Detection of ecological change in stream macroinvertebrate assemblages using single metric, multimetric or multivariate approaches. *Ecological Indicators*, 2009, 9(4): 659-669.
- [53] Ulrich Sommer, Z Maciej Gliwicz, Winfried Lampert, Annie Duncan. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archiv Für Hydrobiologie*, 1986, 106: 433-471.
- [54] Ronald D Bassar, Michael C Marshall, Andrés López-Sepulcre, Eugenia Zandonù, Sonya K Auer, Joseph Travis, Catherine M Pringle, Alexander S Flecker, Steven A Thomas, Douglas F Fraser, David N Reznik. Local adaptation in Trinidadian guppies alters ecosystem processes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2010, 107(8): 3616-3621.