

底栖动物完整性指数评价西苕溪溪流健康

李强, 杨莲芳, 吴璟, 王备新*

(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)

摘要: 根据浙江安吉县西苕溪的 64 个底栖动物样点数据, 对 36 个生物参数的分布范围、Pearson 相关性和判别能力进行分析, 确定 B-IBI 指数由总分类单元数、EPT 分类单元数、鞘翅目%、前 3 位优势分类单元%、(纹石蛾科/毛翅目)%、滤食者%和 BI 指数构成。用比值法统一参数量纲, 采用直接累加、变异系数权重法和熵值权重法分别计算 B-IBI 值并进行 B-IBI 健康标准的准确性检验, 结果表明, 熵值权重法的准确性(92.9%)优于直接累加(85.7%)和变异系数权重法(78.5%)。建立了评价西苕溪健康的 B-IBI 标准: B-IBI > 0.69 健康, 0.52 ~ 0.68 亚健康, 0.35 ~ 0.51 一般, 0.18 ~ 0.34 差, B-IBI < 0.17 极差。B-IBI 指数与栖息指数($r = 0.62, p < 0.01$)、水温($r = -0.64, p < 0.01$)和海拔($r = 0.64, p < 0.01$)显著相关。

关键词: B-IBI 指数; 溪流; 健康评价; 大型底栖无脊椎动物

中图分类号: X820.2 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)09-2141-07

Stream Health Assessment Using a Benthic-Index of Biotic Integrity in Xitiaoxi Stream, Zhejiang Province, China

LI Qiang, YANG Lian-fang, WU Jing, WANG Bei-xin

(Laboratory of Aquatic Insects and Stream Ecology, Department of Entomology, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: Stream macro-invertebrate assemblages were collected from 64 stream sites in Xitiaoxi Stream, Anji County, Zhejiang Province, China. Thirty-six candidate metrics were evaluated stepwise by distributing range analysis, discriminatory power analysis, and Pearson's correlation analysis. The B-IBI was composed of seven metrics: total taxa, EPT taxa, Coleoptera %, three dominant taxa, Hydropsychidae (Trichoptera) %, filterers %, and Biotic Index (BI). The ratio scoring method was used to transform the value of each metric into a uniform score. A variability coefficient method and an entropy method were used to calculate the weight value of each metric of the B-IBI. The measurement accuracy of the health criteria for the B-IBI derived from all sample data was better than that from only reference data. The entropy method had a higher accuracy (92.9%) than the sum total score method (85.7%) and the variability coefficient method (78.5%) in discriminating stressed and reference sites. The B-IBI health criteria for Xitiaoxi Stream were: B-IBI > 0.69 = healthy, 0.52 - 0.68 = sub-healthy, 0.35 - 0.51 = good-fair, 0.18 - 0.34 = fair, B-IBI < 0.17 = poor. The Pearson's correlation analysis between B-IBI and chemical-physical variables showed that the B-IBI strongly corresponded with the habitat quality index ($r = 0.62, p < 0.01$), water temperature ($r = -0.64, p < 0.01$), and altitude ($r = 0.64, p < 0.01$). Our results suggest that the B-IBI is a good indicator in stream health assessment and should be used in water resource management in China.

Key words: benthic index of biotic integrity; stream; health assessment; macro-invertebrate

河流生物群落具有整合不同时间尺度上化学、物理和生物影响的功能, 利用河流生物评价溪流生态系统健康, 能反映多种生态胁迫对水环境的累积效应^[1]。大型底栖动物生物学、生态学与生理学特征是反映水生态系统质量的重要指标, 基于其群落结构特征而构建的底栖动物完整性指数 B-IBI (benthic index of biotic integrity) 是应用最广泛的水生态系统健康评价指标之一^[2]。美国环保署 (environmental protection agency, EPA) 建立的 B-IBI 操作规范^[3], 已成功应用于马里兰州、佛罗里达州、密苏里州、弗吉尼亚州等 16 个州的河流健康评价^[4,5]。20 世纪 90 年代初, 杨莲芳等首次将美国 EPA 制定的大型底栖无脊椎动物快速水质生物评价技术介绍到国内, 但仅限于利用 EPT (E: 蜉蝣目, P: 襁翅目, T: 毛翅目) 分类单元数和科级水平生物指数 FBI 评价水质。2005 年,

王备新等在安徽祁门县开展了利用 B-IBI 指数评价大北河和阊江河健康的尝试性研究^[6]。

本实验根据太湖流域上游西苕溪水系的 64 个采样点数据, 开展 B-IBI 指数的构建、评价标准建立和 B-IBI 与理化指标关系的研究。首次尝试采用变异系数法和熵值法计算 B-IBI 各构成指数的权重来提高其健康标准的准确性。

1 研究地点和研究方法

1.1 研究地点概况

西苕溪 (东经 119°14' ~ 120°29', 北纬 30°23' ~

收稿日期: 2006-11-06; 修订日期: 2007-02-05

基金项目: 国家自然科学基金项目 (40301047, 30370252)

作者简介: 李强 (1981 ~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向水生昆虫与溪流生态, E-mail: liqiang401@tom.com

* 通讯联系人, E-mail: wangbeixin@njau.edu.cn

31°11′)位于浙江省湖州市境内,属太湖流域.西苕溪干流总长 157 km,流域面积约2 200 km²,是太湖上游的重要来水支流.径流的年际变化显著,峰值出现在5、6月份和9月份.西苕溪是山区河流,发源地天目山,森林茂密,没有大的污染源,水质良好.近年来,由于农业源污染加重,工业废水、生活污水未经任何处理直排入河,造成西苕溪中下游水质形势不容乐观^[7].

1.2 样点划分标准

参照点的确定应遵循客观的、定量的划分程序,必须从多空间尺度分析所研究流域土地的利用情况,并进行实地考察评估^[8].本研究根据样点上游流域内的森林覆盖率、居民地利用率和农田利用率,并结合实地考察,考虑其上游无水利发电建设工程的影响,制定参照点标准:田地土地利用率<6%,居民土地利用率<0.2%,森林覆盖率>90%,栖境指数>75.

1.3 样本采集

采样时间 2004-05 和 2005-05,在浙江安吉县采集了 64 个样点的大型底栖无脊椎动物样本,其中参照点 13 个,受干扰点 51 个(图 1).底栖动物采集方

法、水体理化指标测定、栖境指标的测定均参照文献[7]的方法.

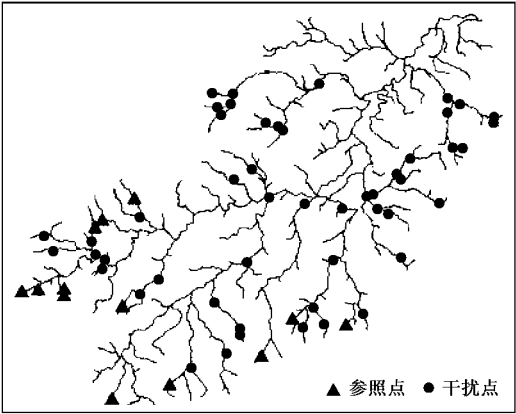


图 1 西苕溪 64 个采样点分布
Fig.1 Distribution of 64 sampling sites in Xitiao River

1.4 B-IBI 指数构建

1.4.1 B-IBI 构成指数

参照相关文献^[3,9-11]选取了对干扰反应敏感的 36 个生物参数(表 1),进行分布范围筛选、判别能力分析、相关性分析和分值计算^[6].

表 1 西苕溪候选生物参数对干扰的反应

Table 1 Expected direction of response under stress for candidate metrics for Xitiao River

生物参数	对干扰 的响应	生物参数	对干扰 的响应	生物参数	对干扰 的响应
M1 总分类单元数	降低	M13 双翅目%	升高	M25 捕食者%	可变
M2 蜉蝣目分类单元数	降低	M14 鞘翅目%	降低	M26 撕食者%	降低
M3 毛翅目分类单元数	降低	M15 优势分类单元%	升高	M27 粘附者%	降低
M4 襀翅目分类单元数	降低	M16 前三位优势分类单元%	升高	M28 滤食者%	升高
M5 甲壳动物+软体动物分类单元数	降低	M17 无分节附肢动物	降低	M29 集食者%	升高
M6 鞘翅目分类单元数	降低	M18 (摇蚊科/双翅目)%	升高	M30 刮食者%	降低
M7 EPT 分类单元数	降低	M19 (纹石蛾科/毛翅目)%	升高	M31 敏感类群分类单元数	降低
M8 寡毛类动物%	可变	M20 (扁蜉科/蜉蝣目)%	升高	M32 耐污类群分类单元数	升高
M9 软体动物%	可变	M21 (甲壳动物+软体动物)%	降低	M33 敏感类群%	降低
M10 蜉蝣目%	降低	M22 四节蜉科%	升高	M34 耐污类群%	升高
M11 襀翅目%	降低	M23 (蚺科/双翅目)%	升高	M35 BI 指数	升高
M12 毛翅目%	降低	M24 (长角泥甲科/鞘翅目)%	降低	M36 香农多样性指数	降低

1.4.2 权重系数

为增加评价结果的客观性和准确性,分别用变异系数法^[12,13]和熵值权重法^[12-14]2 种客观赋权法来确定 B-IBI 构成指数的权重.采用变异系数法的计算各生物参数的权重系数 ω_i 的公式为: $\omega_i = \frac{V_i}{\sum_{j=1}^p V_j}$, 其中, $V_i = \frac{S_i^2}{\bar{X}}$, V_i 为变异系数, S_i^2 为方差, $\bar{X}$ 为平均值.

熵值权重法计算 ω_i 的公式为: $\omega_i = \frac{h_i}{\sum_{j=1}^n h_i}$, 其

中 $h_i = 1 - e_j$, $e_j = -k \sum_{i=1}^m y_{ij} \ln y_{ij}$, $k = (\ln m)^{-1}$ y_{ij} 为 m 个评价样本, n 个指标构成的标准化矩阵, $Y = \{y_{ij}\}_{m \times n} \frac{1}{n}$. 本研究所有数据处理均在 SPSS 11.5 中完成.

1.5 健康评价标准确定

采用参照点 B-IBI 值分布的 25%分位数值和所有样点 B-IBI 值分布的 95%分位数值作为评价溪流水体健康的标准^[15].

2 结果与分析

2.1 生物参数筛选

2.1.1 分布范围和判别能力筛选

寡毛类动物%(M8)、软体动物%(M9)、捕食

者%(M25)对于干扰的反应处于可变状态(表 2). 襁翅目%(M11)的 25%~75%分位数范围分别为 0~0.01,(甲壳动物+软体动物)%(M21)为 0.01~0.05,撕食者%(M26)为 0~0.02,随着干扰的增强,其值的可变范围非常窄,此 6 个参数不适宜参与构建 B-IBI 指数体系.余下 30 个生物参数进入下一步筛选.根据 IQ 值的评定方法和筛选原则,总分类单元数(M1)和蜉蝣目分类单元数(M2)等 $IQ \geq 2$ 的 14 个生物参数(图 2)进入下一程序.

表 2 14 个候选生物参数间的 Pearson 相关分析结果
Table 2 Pearson's correlation matrix of 14 candidate metrics

	M1	M2	M3	M4	M7	M14	M15	M16	M19	M28	M31	M33	M35	M36
M1	1													
M2	0.69	1												
M3	0.35	0.63	1											
M4	0.63	0.40	0.29	1										
M7	0.68	0.93	0.84	0.55	1									
M14	0.39	0.05	0.07	0.34	0.12	1								
M15	-0.42	-0.21	-0.07	-0.09	-0.17	-0.41	1							
M16	-0.53	-0.31	-0.07	-0.20	-0.25	-0.60	0.83	1						
M19	-0.63	-0.25	0.09	-0.47	-0.20	-0.41	0.30	0.37	1					
M28	-0.27	-0.08	0.13	-0.46	-0.09	-0.36	-0.03	0.09	0.55	1				
M31	0.77	0.77	0.68	0.76	0.88	0.31	-0.18	-0.28	-0.43	-0.30	1			
M33	0.66	0.37	0.00	0.59	0.34	0.51	-0.28	-0.48	-0.68	-0.51	0.51	1		
M35	-0.72	-0.47	-0.19	-0.66	-0.49	-0.56	0.20	0.45	0.64	0.49	-0.66	-0.89	1	
M36	0.65	0.46	0.20	0.31	0.42	0.52	-0.88	-0.91	-0.46	-0.09	0.44	0.53	-0.49	1

2.1.2 相关性分析

14 个生物参数进行 Pearson 相关分析,以检验各参数所反应信息的独立性^[10].采用 Maxted 的标准^[6]进行生物参数的筛选.

反应群落丰富度的 M1、M2、M4、M6、M7 和 M31 之间的相关系数均大于 0.75; M7 又和 M3 高度相关($r > 0.8$)(表 2).由于 M1(总分类单元数)信息最多,而 M7(EPT 分类单元数)具有高灵敏性和指示性,保留这 2 个参数.

M15、M16、M36 的相关系数 $|r| > 0.85$,在目前已知的 B-IBI 构成指数中,都没有 M36(多样性指数),删除 M36;比较 M16、M15 与 M36 的相关性,M16 ($|r| = 0.91$)大于 M15($|r| = 0.88$),而且 M16 反应的群落种类的个体组成信息明显比后者多,所以保留 M16(前 3 位优势分类单元%).M33 和 M35 的相关系数 $|r| = 0.89$,M35(BI 指数)中包含底栖动物的耐污值,可以单独评价各种污染因子引起的水质变化,予以保留.

最终,由总分类单元数(M1)、EPT 分类单元数(M7)、鞘翅目%(M14)、前 3 位优势分类单元%(M16)、(纹石蛾科/毛翅目)%(M19)、滤食者%

(M28)、BI 指数(M35)7 个生物参数构成 B-IBI.

2.1.3 分值计算

采用比值法计算各生物参数的分值.根据 7 个生物参数在所有样点的分布建立分值计算公式.采用直接累加法,变异系数权重法和熵值权重法计算 B-IBI 值(表 3).

2.2 健康评价标准

按上述 3 种方法分别计算出各参照点和干扰点的 B-IBI 值,并进行判别能力分析(图 3),均具高判别能力($IQ = 3$).Pearson 相关系数分别为 0.97,0.97 和 0.89 ($p < 0.01$),高度相关.

根据参照点 B-IBI 值分布的 25%分位数值和所有样点 B-IBI 值分布的 95%分位数值,初步建立溪流健康评价标准(表 4).采用表 4 标准评价参照点和干扰点,结果表明,以参照点数据建立的标准评价参照点的准确率,3 种方法均为 77%,对受干扰点的准确率均为 96%,无差异.据所有样点资料建立的标准评价参照点时,累加总和法和变异系数法的准确率分别为 85%和 77%,熵值法的准确率高达 92%,对于受干扰点,累加总和法和变异系数法的准确率均为 96%,熵值法准确率为 98%.综上所述,采

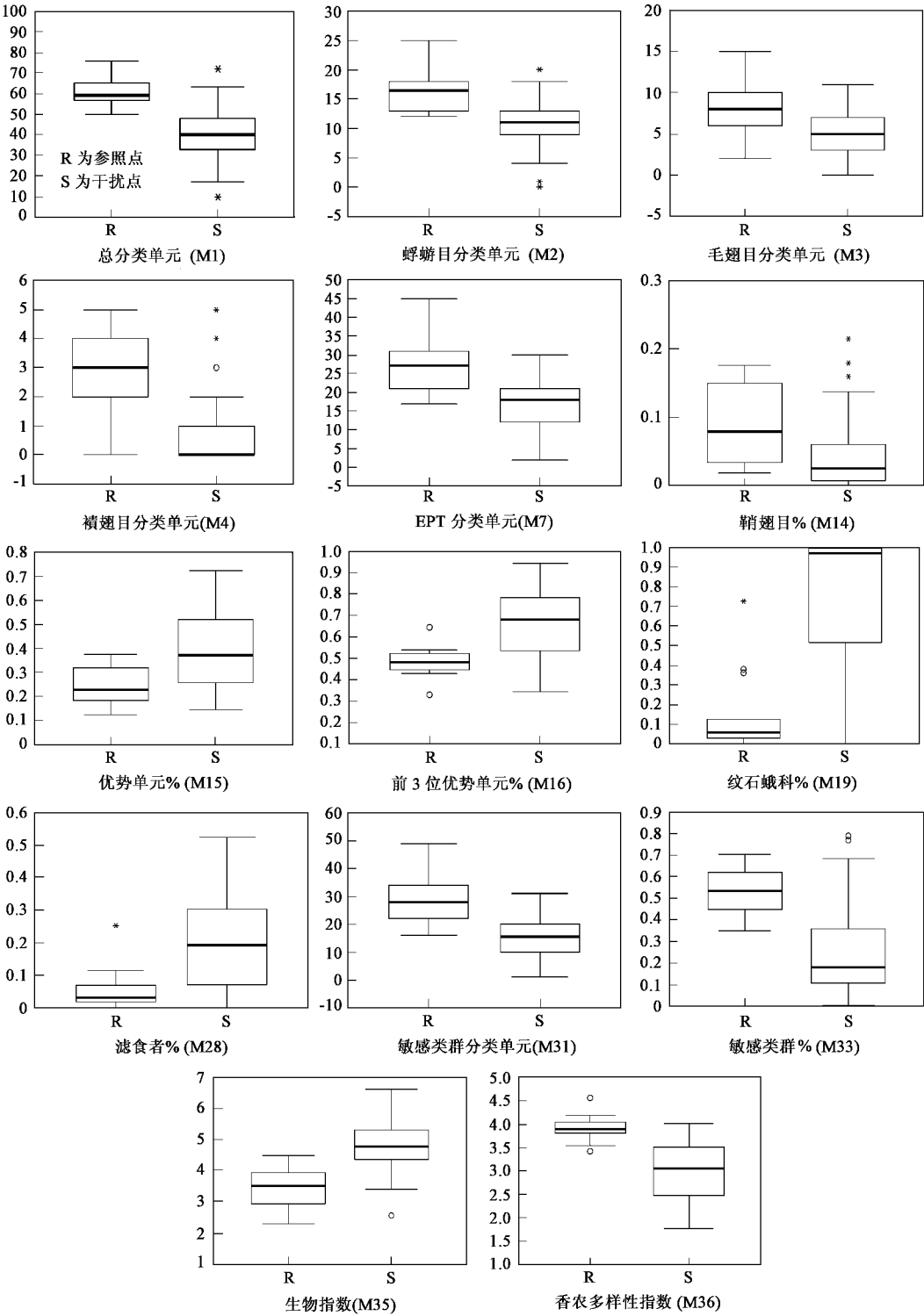


图 2 IQ≥2 的 14 个候选生物参数在参照点和受损点的箱线图

Fig. 2 Box-plots of 14 candidate metrics with IQ≥2 between reference and stressed sites

用熵值法确定 7 个生物参数的权重,应用所有样点数据制定西苕溪溪流生态系统健康评价标准: B-IBI > 0.69 健康, 0.52 ~ 0.68 亚健康, 0.35 ~ 0.51 一般, 0.18 ~ 0.34 差, B-IBI < 0.17 极差。

B-IBI 与环境因子的 Pearson 相关性分析表明, B-IBI 与栖境指数 ($r = 0.62, p < 0.01$), 水温 ($r = -0.64, p < 0.01$) 和海拔 ($r = 0.64, p < 0.01$) 高度相关。B-IBI 与栖境指数、水温、海拔、溪流级别的散点

表 3 7 个生物参数在所有样点的分布情况及其分值的公式和权重系数表

Table 3 Distribution of seven metric values from all sampling sites and formulas calculation, coefficient weight value

生物参数	5% 分位数	25% 分位数	95% 分位数	最大值	计算公式	变异系数 权重	熵值 权重
M1 总分类单元数	19	35	71	76	总分类单元数/71	0.076	0.179
M7 EPT 分类单元数	5	13	33	45	EPT 分类单元数/33	0.099	0.188
M14 鞘翅目%	0	0.01	0.17	0.21	鞘翅目%/0.17	0.258	0.131
M16 前 3 位优势分类单元%	0.38	0.49	0.88	0.94	$\frac{0.94 - \text{前 3 位优势分类单元}\%}{0.94 - 0.38}$	0.119	0.163
M19 (纹石蛾科/毛翅目)%	0	0.05	1	1	$1 - (\text{纹石蛾科/毛翅目})\%$	0.256	0.028
M28 滤食者%	0.01	0.04	0.40	0.52	$\frac{0.52 - \text{滤食者}\%}{0.52 - 0.01}$	0.090	0.111
M35 BI 指数	2.65	4.03	6.19	6.62	$\frac{6.62 - \text{BI 指数}}{6.62 - 2.65}$	0.103	0.200

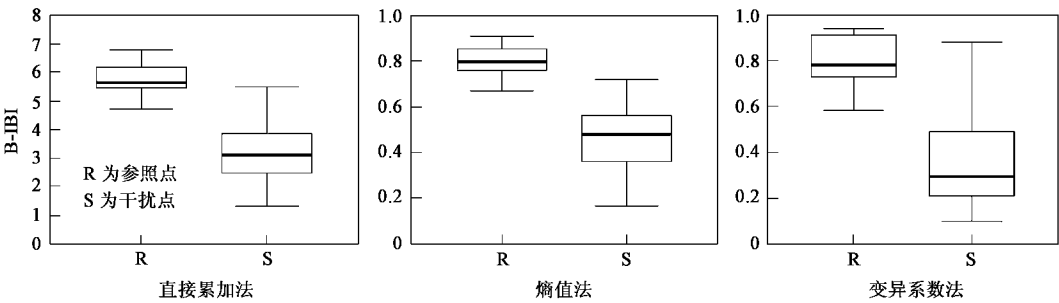


图 3 直接累加法、变异系数法和熵值法所得 B-IBI 的判别能力分析

Fig.3 Discriminatory power of B-IBI derived from sum total score, sum variability coefficient value and entropy value

表 4 B-IBI 值在参照点和全部样点中的分布及健康标准以及用不同客观赋权法所得 B-IBI 健康评价标准的准确率

Table 4 Distribution of B-IBI values of reference and all sites and criteria of health and accuracy of B-IBI criteria of health of three objective weight methods

项目	直接累加法		变异系数法		熵值法	
	参照点	全部样点	参照点	全部样点	参照点	全部样点
25% 分位数	5.46	2.55	0.72	0.27	0.75	0.42
95% 分位数	6.78	6.25	0.95	0.91	0.91	0.86
健康标准	> 5.46	> 5.00	> 0.72	> 0.73	> 0.75	> 0.69
对参照点的准确率	77%	85%	77%	77%	77%	92%
对干扰样点的准确率	96%	96%	96%	96%	96%	98%

图表明(图 4), 13 个参照点均分布在 1 级和 2 级支流, 随着溪流级别的增高, 居民、农田越来越多, 受到的人为干扰越大, 水质越差, B-IBI 值越低. 健康状态的样点, 绝大多数分布的海拔较高, 相应的人为干扰就要小, 堤岸稳定度、保护程度破坏较小, 溪流两边的植被生长繁茂且逼近水边, 遮蔽度高, 使到达河床的光通量减少, 水温较低, 同时, 溪流底质得到较好的保护, 底栖动物的栖息环境得到保护, 有利于其生存、繁衍, 所以多样性也较好.

3 讨论

3.1 参照点的选择

受自然和人为干扰的双重影响, 寻找河流原始

的健康状态建立参照是不现实的, 所以只能选择相对的无干扰点作为参照点, 研究河流健康状况的变化趋势^[16]. 根据流域内土地利用状况, 结合实地考察, 制定参照点的量化标准, 是目前国外同类研究中普遍采用的方法. Southerland 等根据马里兰州 2 500 个溪流样点的数据, 制定了参照点和干扰点的土地利用标准和水体理化标准, 其中包括本研究没有考虑到的公路密度和溪流渠道化的标准^[17]. Peter 等则在确定参照点标准时还加入了人口密度^[8]. 受数据限制, 本文所用参照点标准暂时仅适合西苕溪流域, 有关如何建立参照点标准还有待于进一步研究.

3.2 B-IBI 指数的适用性及在河流管理方面的应用展望

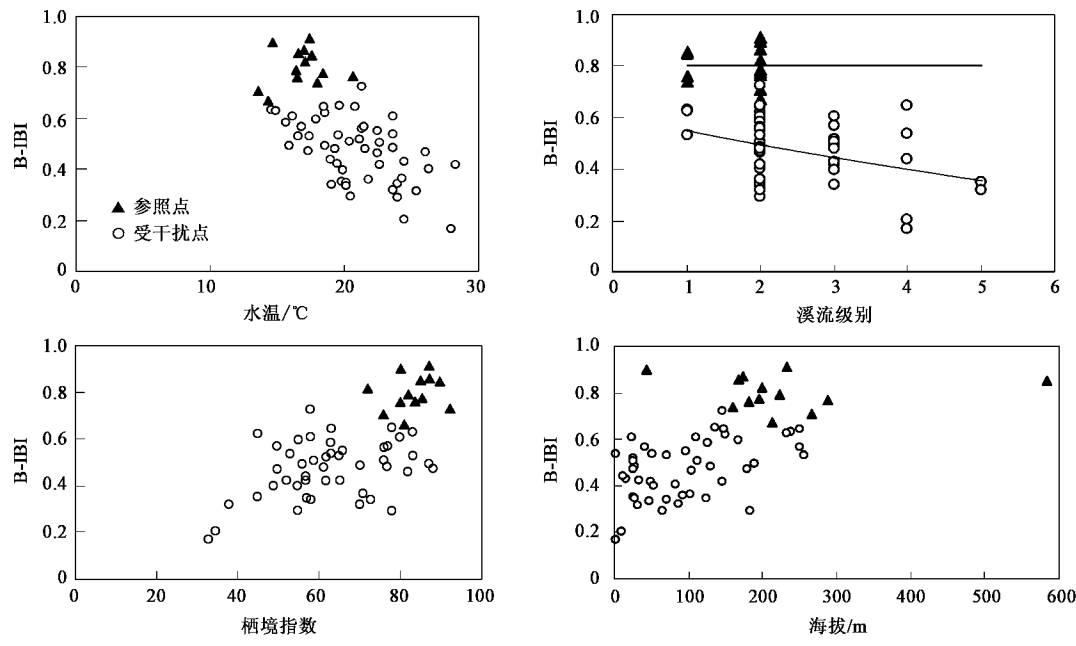


图 4 B-IBI 指数与栖息指数、水温、海拔、溪流级别的散点图

Fig.4 Scatter plots between B-IBI and habitat quality index, water temperature, altitude, stream order

不同地理区系的大型底栖无脊椎动物组成不同, B-IBI 指数在应用中首先应考虑生态区的限制. 本研究的 B-IBI 与海拔高度相关, 而 Peter、Melo 等在评价加利福尼亚南部海岸溪流时, 却证明其与海拔、季节无关^[8,18]. 另外, 由于受自然地貌的影响, 即使在同一生态区, 溪流类型的差异也会对 B-IBI 产生较大的影响. 马里兰州在 B-IBI 应用体系中, 将溪流类型划分为海岸平原、内地平原、东部高原和山地丘陵等 4 种类型^[17]. 我国应用底栖动物评价溪流生态健康比美国起步晚, 相关的研究也比较少, 数据量和来源都比较有限, 在广度和深度方面尚处在尝试性研究阶段, 目前可参考傅伯杰等已建立的生态区体系来相应地建立适合不同生态区的 B-IBI 及其评价体系^[19].

根据 Vannote 等提出的河流连续体概念 (river continuum concept, RCC)^[20], 底栖动物的多样性高峰出现在 3~5 级支流, 所以用底栖动物监测水质大多不超过 5 级支流. 但有研究从分类单元的丰富度上证明这个理论存在其片面性, 只是符合温带且森林覆盖好的上游溪流^[18]. 底栖动物的分类单元丰富度与溪流级别不存在显著相关关系^[21], B-IBI 应用范围已不在局限于小于 5 级的河流. 但级别高的河流由于在河流的宽度, 深度, 底质等许多方面与小的溪流差异比较大, 所以在样点的确定及底栖动物的采集等方面都需要进一步的改进. Royer 等将修正改良

后的溪流底栖动物监测方法应用于大型河流的水质监测^[22]. Blocksom 等在比较了大型河流底栖动物的 6 种采样方法后^[23], 确定了标准^[24].

除了可以单从生物学角度, 如底栖动物完整性指数 B-IBI 和鱼类完整性指数 F-IBI 来评价河流生态健康外, 还可以通过以底栖动物为监测对象建立的预测模型如英国的 RIVPACS、澳大利亚的 AUSRIVAS^[1]和新西兰的 SHMAK^[25]开展水生生态系统健康评价. 我国目前对河流生态健康越来越重视, 研究报道也很多. 从方法看主要是通过指标体系, 如非生物因子 (水量、水质、栖息等) 和生物因子如鱼类等进行水生生态系统健康评价^[26], 但都还处在研究阶段. 在美国, 水生生物评价信息是水资源管理中的关键组成部分. 如何充分发挥水生生物信息如 B-IBI 和 F-IBI 在河流生态系统健康管理中的作用, 以及综合应用 B-IBI 和 F-IBI 与其它评价指标进行河流生态系统健康评价及其管理, 需要多个学科的专家学者共同参与.

3.3 B-IBI 指数构建的改进分析

本研究在 B-IBI 指数在构建过程中, 由于各个生物参数所反映的信息量不同, 它们之间的重叠度要通过 Pearson 相关分析进行筛选, 采用的相关性的标准不同, B-IBI 指数的构成就不同. 这样筛选不免会造成信息量的减少, 建议以后可以利用主成分分析代替相关性分析, 把相关性很高的指数综合成 1

~3个主成分,最大限度的保留生物参数所反映的信息量。

4 结论

(1)采用熵值权重系数计算 B-IBI 值,有利于提高 B-IBI 评价的准确性.B-IBI 健康评价标准为 B-IBI >0.69 健康,0.52~0.68 亚健康,0.35~0.51 一般,0.18~0.34 差,<0.17 极差。

(2)西苕溪中上游水体大部分处于亚健康和一般状态.主要原因是生境质量的恶化,表现在溪流内小生境的破坏、河岸植被群落毁损和农田水土流失等。

(3)提出了量化的参照点标准即田地土地利用 <6%,居民土地利用率 <0.2%,森林覆盖率 >90%和栖境指数 >75。

参考文献:

- [1] 唐涛,蔡庆华,刘建康. 河流生态健康及其评价[J]. 应用生态学报,2002,13(3):1191~1194.
- [2] Karr J R, Rossano E M. Applying public health lessons to protect river health [J]. Ecol Civil Eng, 2001, 4(1): 3~18.
- [3] Barbour M T, Gerritsen J, Snyder B D, *et al.* Rapid bio-assessment protocols for use in streams and wade able rivers: periphyton, benthic macro-invertebrates and fish [M]. (2nd ed). EPA/841/B-99/002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D C, 1999.
- [4] Yagow G, Wilson B, Srivastava P, *et al.* Use of biological indicators in TMDL assessment and implementation [J]. American Society of Agricultural and Biological Engineers, 2006,49(4): 1023~1032.
- [5] Astin L E. Developing biological indicators from diverse data: The Potomac Basin-wide Index of Benthic Integrity (B-IBI) [J]. Ecol Indic, doi:10.1016/j.ecolind.2006.09.004.
- [6] 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[J]. 生态学报,2005,25(6):1481~1490.
- [7] 李强,杨莲芳,王备新,等. 西苕溪 EPT 昆虫群落分布与环境因子的典范对应分析[J]. 生态学报,2006,26(11):3817~3825.
- [8] Peter R O, Andrew C R, Jason T M. A quantitative tool for assessing the integrity of southern coastal California streams [J]. Environmental Management,2005,35(4),493~504.
- [9] DeShon J E. Development and application of the Invertebrate Community Index (ICI) [M]. In: Davis W S, Simons T P (Eds.), Biological Assessment and Criteria [C]. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 1995. 217~243.
- [10] Barbour M T, Gerritsen J, Griffith G E, *et al.* A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macro-invertebrates [J]. Journal of the North American Benthological Society,1996, 15:185~211.
- [11] Fore L S, Karr J R, Wisseman R W. Assessing invertebrate responses to human activities: Evaluating alternative approaches [J]. Journal of the North American Benthological Society,1996, 15(2):212~231.
- [12] 王靖,张金锁. 综合评价中确定权重向量的几种方法比较[J]. 河北工业大学学报,2001, 30(2): 52~57.
- [13] Negoita C V. Applications of fuzzy sets to systems analysis [J]. Applied Economics Letters, 1997,4: 497~501.
- [14] 张成科. 基于熵的水质模糊评价模型及应用[J]. 系统工程理论与实践,1998, 6:80~85.
- [15] Blocksom K A, Kurtenbach J P, Klemm D J, *et al.* Development and evaluation of the lake macro-invertebrate integrity index (LMII) for New Jersey lakes and reservoirs[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2002, 77: 311~333.
- [16] 董哲仁. 河流健康的内涵[J]. 中国水利,2005,4:15~18.
- [17] Southerland M T, Rogers G M, Kline M J, *et al.* Improving biological indicators to better assess the condition of streams [J]. Ecological Indicator, doi:10.1016/j.ecolind.2006.08.005
- [18] Melo A S, Froehlich C G. Macro-invertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchment and assemblage structure between 2 seasons [J]. Journal of the North American Benthological Association, 2001, 20: 1~16.
- [19] 傅伯杰,刘国华,陈利顶,等. 中国生态区划方案[J]. 生态学报,2001,21(1):1~6.
- [20] Vannote R L, Minshall G W, Cummins K W, *et al.* The river continuum concept [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1980, 37: 130~137.
- [21] Paller M H, Specht W L, Dyer S A. Effects of stream size on taxa richness and other commonly used benthic bio-assessment metrics [J]. Hydrobiologia, 2006, 568:309~316.
- [22] Royer T V, Robinson C T, Minshall G W. Development of macro-invertebrate-based index for bio-assessment of Idaho Rivers[J]. Environmental Management, 2001, 27: 627~636.
- [23] Blocksom K A, Flotemersch J E. Comparison of macro-invertebrate sampling methods for non-wadable streams [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2005, 102: 243~262.
- [24] Flotemersch J E, Blocksom K A, Hutchens J J, *et al.* Development of a standardized large river bio-assessment protocol (LR-BP) for macro-invertebrate assemblages [J]. River Research and Application, 2006, 22: 775~790.
- [25] Joy M K, Death R G. Biological assessment of rivers in the Manawatu-Wanganui region of New Zealand using a predictive macro-invertebrate model [J]. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 2003, 37:367~379.
- [26] 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[J]. 生态学杂志,2006, 25(6):707~710.