

# 供水型水库底栖动物完整性指数的构建

池仕运<sup>1</sup>, 俞建军<sup>2</sup>, 陈 晖<sup>2</sup>, 胡菊香<sup>1</sup>, 陈 胜<sup>1</sup>, 马沛明<sup>1</sup>, 陈 威<sup>1</sup>

(1. 水利部中国科学院水工程生态研究所, 水利部水工程生态效应与生态修复重点实验室, 武汉 430079;

2. 浙江省水资源管理中心, 杭州 310009)

**摘要:**为给水源地水库的生态风险评估提供科学依据和决策支持, 根据浙江省和湖北省几个典型水库的调查数据, 构建了底栖动物完整性指数(B-IBI)。参考相关文献及调研选取了32个备选参数, 经统计分析筛选出8个指示能力较强的参数, 构建B-IBI指标体系, 分别为香依-维纳多样性指数(Shan\_2)、捕食者类群数量百分比(Pred-Pct)、寡毛类物种数百分比(% OligoTax)、非水生昆虫数量百分比(NonInPct)、Hilsenhoff生物指数(HBI)、收集者物种数百分比(% CllctTax)、收集者数量百分比(CllctPct)和平均物种数量(RichnessPerTaxon)。确立了水库生态系统健康评价标准, 并与潜在环境梯度进行了相关性分析。结果表明, 该指数很好地反映了潜在环境梯度, 用于供水型水库的水生态系统健康评估较为合适。

**关键词:**底栖动物; 供水型水库; 底栖动物完整性指数

**中图分类号:**Q146 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2012)02-0006-10

底栖动物具有种类多、迁移能力差和对干扰反应敏感等特点, 是目前世界上应用最为广泛的生物监测指标(王备新等, 2005)。底栖动物完整性指数(Benthic-Index of Biological Integrality, B-IBI)最早由Kerans & Karr(1994)提出, 该指数被广泛用于溪流和河流(Barbour et al, 1996; Butcher et al, 2003; Ofenb & Moog, 2003; Böhmer et al, 2004; Haase et al, 2004; Silveira et al, 2005; Weigel & Dimick, 2011)、河口(Weisberg et al, 1997; Christman & Dauer, 2003)、湿地(Burton et al, 1999; Kashian & Burton, 2000; Stevenson & Hauer, 2002)、湖泊和水库(Blocksom et al, 2002)。根据目前已有的文献来看, B-IBI指数绝大多数被用于溪流和河流的水生态健康评价, 为水环境管理部门提供了决策依据, 而针对河口、湿地、湖泊和水库建立的B-IBI指数较为罕见。Blocksom等(2002)对新泽西州的湖泊和水库尝试性地建立了LMII(Macro-invertebrate Integrity Index)指数; Ma Taowu等(2008)建立了一套基于底栖动物的多参数生物指数(实质为B-IBI)用于太湖的水质生物学评价。针对水库建立B-IBI指数的研究目前较为欠缺。

我国人均水资源水平不足世界平均水平的1/4, 水库的调蓄在我国工农业及人民生活中有着举足轻重的作用(林秋奇和韩博平, 2001)。近年来, 水库已成为主要的水源地, 针对水库建立B-IBI指数用于水源地水生态健康评估, 可为供水型水库的生态风险评估提供科学依据和决策支持。本研究根据近年来一些水库的调查数据构建B-IBI指数, 并建立相应的评估准则, 旨在为供水型水库的水生态健康评估提供决策依据。

## 1 材料和方法

### 1.1 研究区域

本次研究区域包括湖北省的三道河水库、华阳河水库及富水水库, 浙江省的汤浦水库、玉溪水库和牛头山水库。各水库设置库首、库中和库尾3个采样点, 其中三道河水库于2007年8月和10月、2008年1月和4月进行了周年调查, 汤浦水库于2010年7月和10月及2011年4月、5月和7月进行了重复采样, 华阳河水库于2007年10月和2008年5月、富水水库于2006年3月和7月进行了2次调查, 玉溪水库和牛头山水库于2010年7月进行了1次调查。由于调查水库数量不多, 作者将所有水库的不同站点不同时间所获样本均作为1个单独站点看待, 经统计, 共计78个采样站位, 记录57个物种。

### 1.2 水库中参照点群和受损点群的确立原则

由于所调查的水库均为水源性水库, 或多或少存在一些富营养化的问题, 但不存在由于剧烈的人

收稿日期: 2012-02-14

基金项目: 浙江省科技厅项目(2010C33080); 浙江省水利厅科技计划重点项目(RB1005); 水利部公益性行业科研专项(200901055-03)。

作者简介: 池仕运, 1979年生, 男, 硕士, 助理研究员, 主要从事淡水底栖动物生态学研究。E-mail: chishiyun@gmail.com

类活动对整个水库生态系统造成持久的、不可逆转的严重胁迫,因此本次研究难以按照专家判断法来确立参照点群。由于各个站点水化数据的缺失,无法运用水质理化数据进行参照点群的判定,因此采用多元统计分析的手段—极点排序( Bray-Curtis Ordination)来探查水生态系统中的潜在环境梯度,并根据各站点在排序轴上的得分,确立参照点群或受

损点群。

### 1.3 备选参数的选取原则

参照 Blocksom 等(2002)针对美国新泽西州湖泊和水库建立的 LMII 指数的参数体系及 EPA 推荐的常用生物参数群( Barbour et al,1999),本文共选取 32 个生物参数作为备选,构建水库底栖动物完整性指数(B-IBI)。备选参数的具体释义见表 1。

表 1 备选参数含义详细说明

Tab.1 Definitions of candidate metrics and the responses to stressors

参数名称	参数含义	对外界压力的响应
TotalTax	样品中的总种类数	下降
Shan_2	Shannon-Wiener 多样性指数,反映群体的多样性和均匀度	下降
ChiroTax	摇蚊类幼虫的种类数	下降
DipTax	双翅目类群的种类数	下降
TolerTax	耐污值大于或等于 7 的类群种类数	上升
% TolerTax	耐污值大于或等于 7 的类群种类数所占百分比	上升
HBI	Hilsenhoff 生物指数	上升
TolerPct	耐污类群数量所占百分比	上升
Dom01Pct	优势类群数量所占百分比	上升
CrCh2ChiPct	环足摇蚊 + 摇蚊属数量百分比	上升
RichnessPerTaxon	总个体数/总种类数	上升
BivalPct	双壳类群数量所占百分比	下降
ChiroPct	摇蚊类数量所占百分比	下降
NonInPct	非水生昆虫的数量百分比	上升
OligoTax	寡毛类物种数	上升
% OligoTax	寡毛类物种数所占百分比	上升
OligoPct	寡毛类数量所占百分比	上升
CrMolPct	甲壳类和软体动物数量所占百分比	下降
% ChiroTax	摇蚊类种类数所占百分比	下降
% DipTax	双翅目种类数所占百分比	下降
DipPct	双翅目数量百分比	下降
ShredPct	撕食者数量所占百分比	变化不定
FiltrTax	滤食者物种数	下降
% FiltrTax	滤食者物种数所占百分比	下降
FiltrPct	滤食者数量所占百分比	下降
ClletTax	收集者类群种类数	下降
% ClletTax	收集者类群种类数所占百分比	下降
PredTax	捕食者物种数	变化不定
% PredTax	捕食者物种数所占百分比	变化不定
PredPct	捕食者类群数量所占百分比	变化不定
ClletPct	收集者类群数量所占百分比	下降
ScrapPct	刮食者类群数量所占百分比	下降

### 1.4 判别能力分析

采用箱线图进行各备选参数敏感度(即区分参照点群和受损点群的能力)的分析较为简洁直观,该方法为美国 EPA 快速生物评价手册推荐使用。使用者只需要观察各参数参照点群和受损点群箱体重叠程度进行定性判断即可。按照 Barbour 等(1996)的方法,分别比较参照点和受损点各个备选参数箱体(25% ~ 75% 分位值)的重叠程度,并予以不同的记分,箱体没有重叠,记为 3 分;部分重叠,但

各自中位数都在对方箱体范围之外,记为 2 分;只有 1 个中位数值在对方箱体范围内的,记为 1 分;各自中位数都在对方箱体范围内的,记为 0 分。只有记分值为 2 或 3 的备选参数才有较强判别能力,需要保留进入下一步的分析程序。

### 1.5 冗余度分析

为保证构成最后指数的各核心参数能独立地反映特定环境梯度或新的信息,对剩余参数进行 Person 相关性分析。采用美国环保总署(EPA)推荐的

标准,当2个参数相关性  $|r| > 0.9$  时,可认为这2个参数高度线性相关,可考虑2个参数所代表信息的冗余性,应两者选其一(Blocksom et al,2002)。

### 1.6 参数赋值和量纲归一化处理

由于不同参数具有不同的单位,其代表的生态学含义也各不相同,因此有必要通过归一化处理使各参数的单位统一,从而方便 B-IBI 指数的计算。采用比值法来统一各入选参数的量纲并进行赋分。比值法的计算方法为对于外界压力响应下降或减少的参数,以所有样点 95% 的分位值作为最佳期望值,该类参数的分值等于参数实际值除以最佳期望值;对于外界压力响应增加或上升的参数,则以 5% 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)。比值法规定计算后的分值范围为 0 ~ 1,若实际计算值大于 1,则均记为 1(Blocksom et al,2002)。

### 1.7 指数的构建及分级标准的确立

按照 EPA 推荐的分级标准,计算各站点入选参数的分值,将各参数的分值相加得到 B-IBI 分值,以所有样点 B-IBI 值分布的 95% 分位值作为最佳期望值,将低于该值的分布范围进行五等分,靠近 95% 分位值的一等分代表被测样点处于健康状态,其余四等分依次代表亚健康、一般和差和极差(Barbour et al,1999;王备新等,2005)。

## 2 结果与分析

### 2.1 参照点群和受损点群的确立

根据 78 个站点的底栖动物数据构建矩阵,并用多元统计分析软件 PC-Ord v5.0 进行极点排序(Bray-Curtis Ordination)(图 1)。结果表明,轴 1 较为真实地反映了一定的环境梯度,这是因为站点在轴 1 的排序分值越低,其物种组成越以耐污染的寡毛类为主,并且物种组成较为单一,多样性偏低。以所有站点轴 1 排序分值的 75% 分位值和 25% 分位值作为确立参照点群和受损点群的基准点,如站点排序分值大于 75% 的分位值,则确立为参照点群,如站点排序分值小于 25% 的分位值,则确立为受损点群。经统计分析,轴 1 的 75% 分位值为 0.7131,25% 的分位值为 0.3338。根据以上判定原则共确立 19 个参照点群和 19 个受损点群(表 2)。

### 2.2 参数判别能力分析

对 32 个备选参数分别进行箱线图分析,以找出判别能力较强的生物参数。结果表明,共计 14 个生物参数具有较强的判别能力,能有效地区分参照点

群和受损点群,分别是 Shan\_2、PredPct、% OligoTax、OligoPct、NonInPct、HBIDom01Pct、% DipTax、DipPct、% CllctTax、CllctPct、% ChiroTax、ChiroPct 和 RichnessPerTaxon(图 2)。这 14 个参数进行保留进入下一步分析程序,其他参数由于区分能力太差予以舍弃。

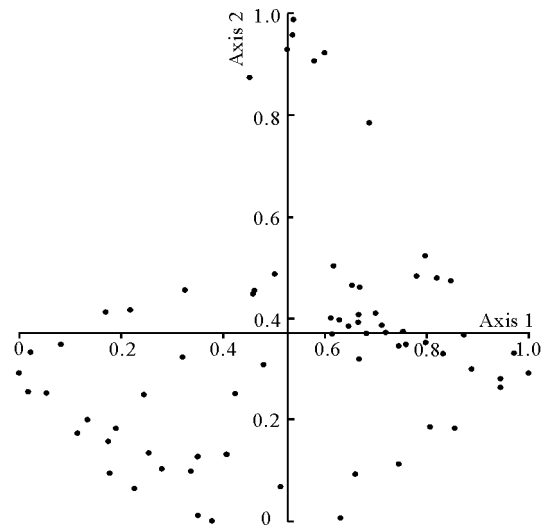


图 1 底栖动物数据极点排序结果

Fig. 1 The biplot of Bray-Curtis ordination based on zoobenthos data

### 2.3 冗余度分析

对剩余 14 个参数进行 Pearson 相关性分析,以检验各参数所反映信息的独立性。按照美国环保总署(EPA)推荐的标准来决定备选参数的取舍。结果表明,Shan\_2 与 Dom01Pct 高度相关,相关系数达  $-0.95$ ; % OligoTax 与 % DipTax、% ChiroTax 之间彼此高度相关; OligoPct 与 NonInPct、DipPct、CllctPct 和 ChiroPct 之间高度相关; NonInPct 与 OligoPct、DipPct 和 ChiroPct 之间彼此相关性系数绝对值均高于 0.9。由于多样性指数计算包含的信息较优势类群数量百分比要丰富,保留 Shan\_2; 水库中出现的种类相对湖泊而言较为单一,除了寡毛类就是双翅目水生昆虫和蛭类等,其他类群水生昆虫出现的几率相对较低,为最大限度都保存信息量,选择保留寡毛类物种数百分比(% OligoTax); 由于表述摄食功能群的参数相对较少,选择保留收集者数量百分比(CllctPct); 在 NonInPct、OligoPct、DipPct 和 ChiroPct 这几个高度相关的参数中,选择保留信息较为丰富的非水生昆虫数量百分比(NonInPct)。经过以上筛选,8 个参数参与 B-IBI 指数的最后构建,分别是 Shan\_2、PredPct、% OligoTax、NonInPct、HBI、% CllctTax、CllctPct 和 RichnessPerTaxon(表 3 和表 4)。

表2 极点排序轴1分值及参照点群和受损点群的确立

Tab.2 Scores of axis 1 of Bray-Curtis ordination and establishment of reference and impaired sites

站 点	轴 1	站 点	轴 1
2006年3月富水水库鲁家垅	0.5127	2007年8月三道河水库V*	0.7188
2006年3月富水水库五指山	0.5236	2007年8月三道河水库VI	0.6601
2006年7月富水水库板桥	0.4063	2008年1月三道河水库I#	0.0527
2006年7月富水水库大坝#	0.2174	2008年1月三道河水库II#	0.2514
2006年3月富水水库板桥	0.3367	2008年1月三道河水库III#	0.0161
2006年3月富水水库大坝#	0.3251	2008年1月三道河水库IV#	0.1323
2006年3月富水水库大畈#	0.2767	2008年1月三道河水库V#	0.1709
2006年3月富水水库富池口	0.5000	2008年1月三道河水库VI#	0.1904
2006年3月富水水库洲地	0.3500	2008年4月三道河水库I*	0.8541
2006年7月富水水库大畈#	0.0000	2008年4月三道河水库II*	0.7449
2006年7月富水水库富池口	0.5000	2008年4月三道河水库III#	0.1130
2006年7月富水水库鲁家垅#	0.2096	2008年4月三道河水库IV	0.3802
2006年7月富水水库五指山	0.5252	2008年4月三道河水库V	0.6325
2006年7月富水水库洲地#	0.2437	2008年4月三道河水库VI#	0.1760
2007年10月华阳河水库I <sup>1</sup>	0.5000	2010年10月汤浦水库大安山	0.6528
2007年10月华阳河水库I2	0.4800	2010年10月汤浦水库库中*	0.8457
2007年10月华阳河水库II2#	0.3200	2010年10月汤浦水库取水口	0.6653
2007年10月华阳河水库II3	0.6461	2010年10月汤浦水库双江溪库湾*	0.7550
2007年10月华阳河水库IV1*	0.7975	2010年10月汤浦水库王化溪库湾*	0.7604
2007年10月华阳河水库IV2*	0.8324	2010年7月汤浦水库大安山	0.5000
2007年10月华阳河水库IV3	0.6653	2010年7月汤浦水库取水口	0.4519
2008年5月华阳河水库I1*	0.7778	2010年7月汤浦水库双江溪库湾	0.6866
2008年5月华阳河水库I2	0.5388	2010年7月汤浦水库王化溪库湾	0.4237
2008年5月华阳河水库I3	0.6653	2011年4月汤浦水库库中*	0.7975
2008年5月华阳河水库II1*	0.9734	2011年4月汤浦水库取水口*	0.8200
2008年5月华阳河水库II2	0.6172	2011年4月汤浦水库双江溪库湾	0.5000
2008年5月华阳河水库II3*	0.7449	2011年4月汤浦水库托潭*	0.9444
2008年5月华阳河水库III1	0.6107	2011年4月汤浦水库宅阳*	0.9444
2008年5月华阳河水库III2	0.6827	2011年5月汤浦水库双江溪库湾	0.6284
2008年5月华阳河水库III3	0.6653	2011年5月汤浦水库托潭*	1.0000
2008年5月华阳河水库IV	0.7112	2011年5月汤浦水库王化溪库湾*	0.8856
2007年10月三道河水库I	0.3483	2011年7月汤浦水库双江溪库湾*	0.8748
2007年10月三道河水库II	0.5000	2011年7月汤浦水库王化溪库湾*	0.8084
2007年10月三道河水库III#	0.1708	2011年7月汤浦水库宅阳	0.6975
2007年10月三道河水库IV#	0.0223	2010年7月牛头山水库库首	0.5783
2007年10月三道河水库V#	0.0833	2010年7月牛头山水库库尾	0.5354
2007年10月三道河水库VI#	0.2241	2010年7月牛头山水库库中	0.4575
2007年8月三道河水库II	0.6134	2010年7月玉溪水库库首	0.5472
2007年8月三道河水库IV	0.4608	2010年7月玉溪水库库中	0.5992

注: \*代表参照点群, #代表受损点群。

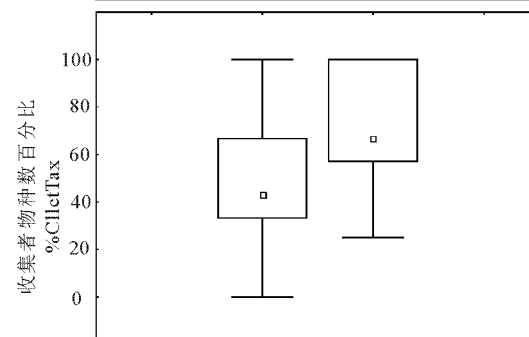
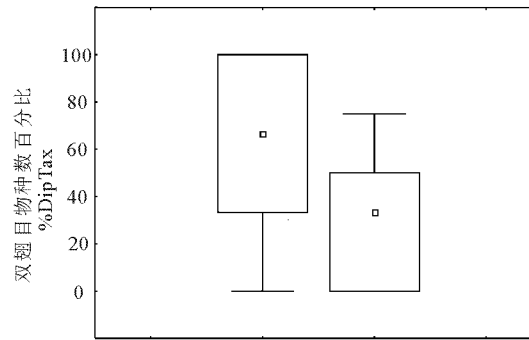
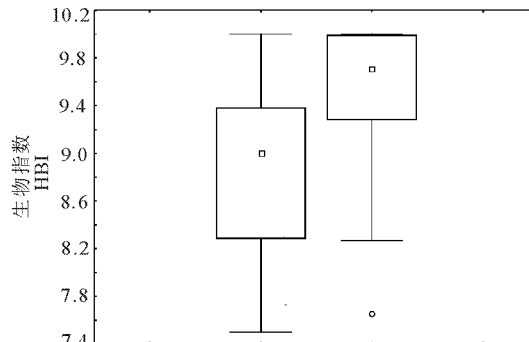
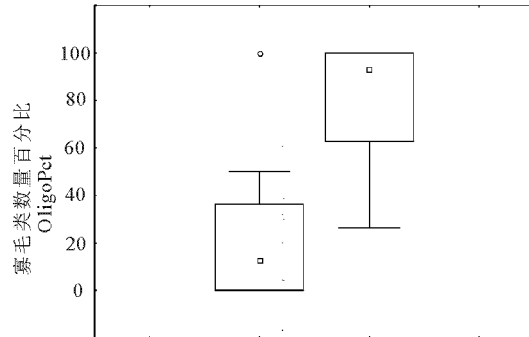
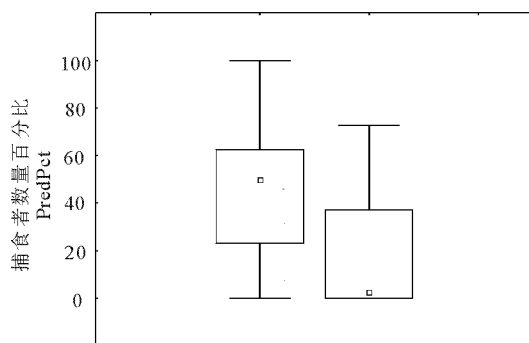
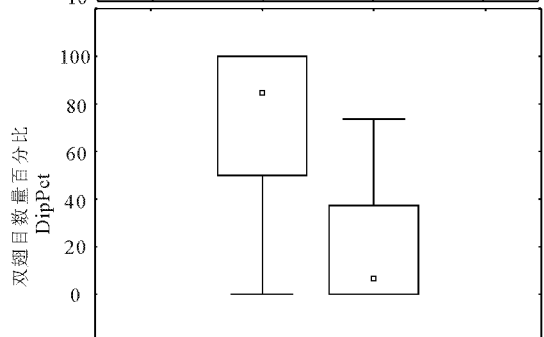
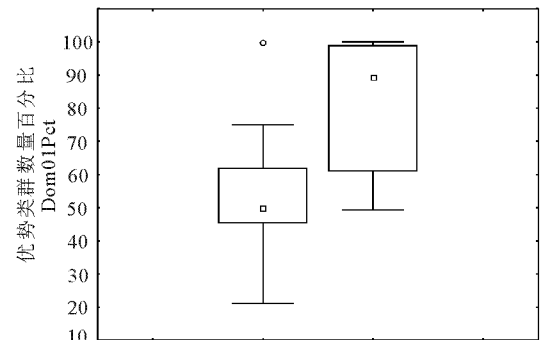
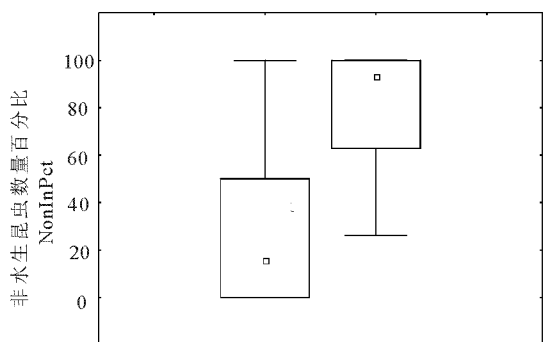
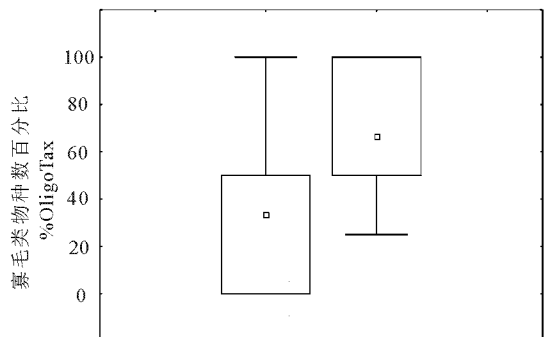
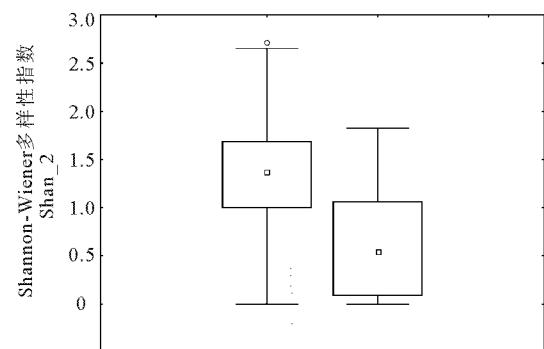
Notes: \* Reference sites, # Impaired sites.

表3 入选参数 Pearson 相关性系数

Tab.3 Correlation coefficients of the selected core metrics

参数	Shan_2	PredPct	% OligoTax	NonInPct	HBI	% ClletTax	ClletPct	RichnessPerTaxon
Shan_2	1							
PredPct	0.50**	1						
% OligoTax	-0.68**	-0.65**	1					
NonInPct	-0.72**	-0.82**	0.86**	1				
HBI	-0.65**	-0.38*	0.58**	0.55**	1			
% ClletTax	-0.56**	-0.77**	0.82**	0.75**	0.52**	1		
ClletPct	-0.63**	-0.88**	0.76**	0.87**	0.57**	0.88**	1	
RichnessPerTaxon	-0.40*	-0.34*	0.41*	0.45**	0.28	0.33*	0.41*	1

注: \*\*表示  $P < 0.01$ , \*表示  $P < 0.05$ 。Notes: \*\*  $P < 0.01$ , \*  $P < 0.05$ .



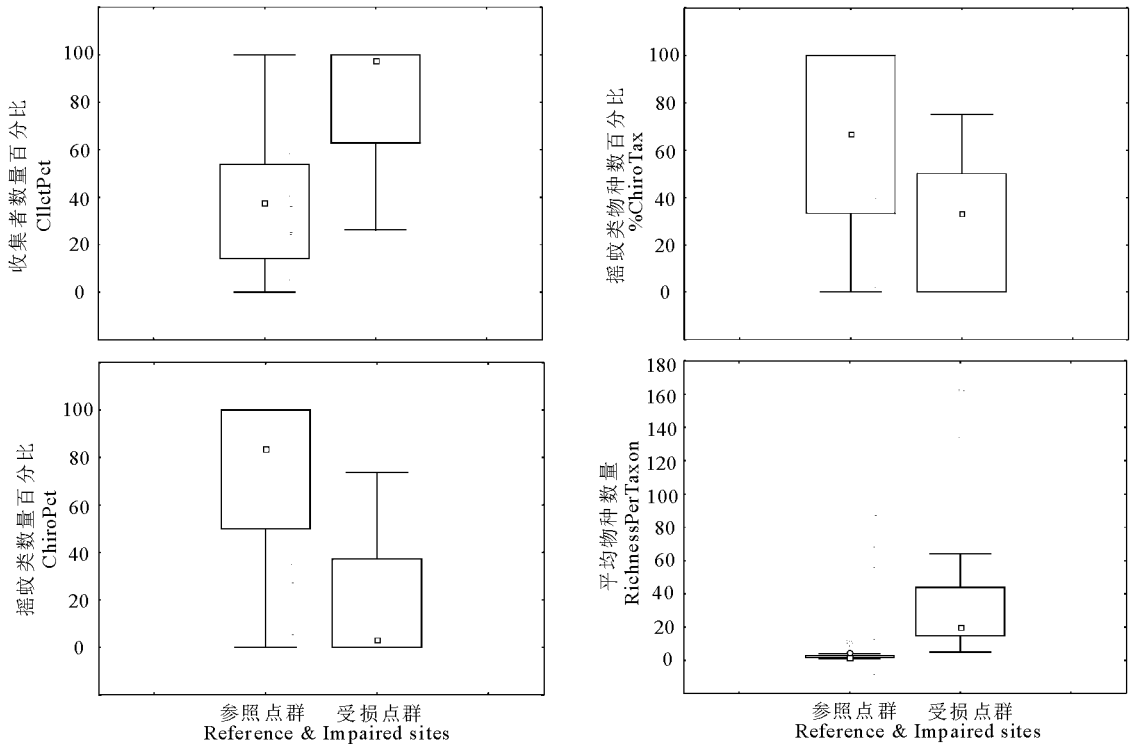


图2 14个备选参数在参照点群和受损点群的箱线图比较

Fig.2 Discriminatory power of 14 candidate metrics for reference and impaired sites using box & whisker plots

2.4 入选参数量纲的统一和赋分

计算各入选参数95%或5%的分位值作为最佳期望值,采用比值法统一各入选参数的量纲。经统一分析,各入选参数的最佳期望值和赋值公式见表4。

2.5 B-IBI 分值计算及分级标准确立

经统计分析,所有站点 B-IBI 值分布的 95% 分位值为 5.85,则 B-IBI 分值 >4.68,水生态系统健康状态为优,3.51 ~ 4.68 为良,2.34 ~ 3.51 为中等,1.17 ~ 2.34 为差,0 ~ 1.17 表明状态为极差(表5)。

表4 最终入选参数信息

Tab.4 Detail information of the selected core metrics

编号	参数名称	含义	分位值/%	最佳期望值	赋值公式
1	Shan_2	香依-维纳多样性指数	95	2.66	Shan_2/2.66
2	PredPct	捕食者类群数量百分比	95	80.83	PredPct /80.83
3	% OligoTax	寡毛类物种数百分比	5	0	(100-% OligoTax)/(100-0)
4	NonInPet	非水生昆虫数量百分比	5	0	(100-NonInPet)/(100-0)
5	HBI	Hilsenhoff 生物指数	5	6.91	(10-HBI)/(10-6.91)
6	% CllctTax	收集者物种数百分比	5	0	(100-% CllctTax)/(100-0)
7	CllctPet	收集者数量百分比	5	0	(100-CllctPet)/(100-0)
8	RichnessPerTaxon	平均物种数量	5	1	(162-RichnessPerTaxon)/(162-1)

表5 水库水源地基于底栖动物的生态系统健康分级标准

Tab.5 Rating categories for assessing aquatic ecosystem health in drinking water resources-based reservoirs

B-IBI 分值范围	>4.68	3.51 ~ 4.68	2.34 ~ 3.51	1.17 ~ 2.34	<1.17
水生态系统状态	优	良	中	差	极差
赋值标准化	80 ~ 100	60 ~ 80	40 ~ 60	20 ~ 40	0 ~ 20

注:赋值标准化时以 B-IBI 分值 5.85 对应 100,分值大于 5.85 时仍记为 100。

Notes: When unify the scores of B-IBI, 5.85 corresponding to 100, and >5.85 still score 100.

### 3 讨论

#### 3.1 采样站位的设置

水库虽然为人工湖泊,但不同于天然湖泊,其特有的形态结构及吞吐流特征导致水库从库湾到大坝在物理、化学和生物学上均存在一个纵向梯度,生境上表现出由激流环境到静水环境的过渡,并可依次分为河流区、过渡区和湖泊区(林秋奇和韩博平,2001)。针对水库建立 B-IBI 指数,既要考虑不同区段生物区系的不同,也要考虑不同季节生物区系的演替,理想状态下可以根据不同区段、不同时期建立不同的评价体系,也可以限定采样时段针对不同区段建立不同的指标体系。现阶段由于调查水库数量较少,没有将不同区段不同时期的样点分开进行分析,这是本研究的不足。Blocksom 等(2002)选取了 58 个湖泊或水库,采用专家判断的方法,确立 21 个参照湖泊或水库,37 个受损湖泊或水库,并在每个湖泊或水库的浅岸带随机选取 10 个站点合并成一个大样进行数据分析,经筛选确立了 5 个核心参数构建 LMII 指数。虽然 Blocksom 等(2002)建立的指数评估效果较好,但适用的对象不够明确,较为笼统,既包括湖泊,也包括水库,同时采样站点的设置也较为随意,且只限定在浅岸带。今后的研究中,在水库不同区段随意设置几个站位合并成一个大样进行分析不失为一个好的选择。

#### 3.2 参照点群的确立

在 IBI 研究中,参照点群和受损点群的确立非常关键,这关系到最终构建的 IBI 体系的合理性和精确性。根据现有的文献来看,大部分研究者利用研究区域的土地利用、生境和水质情况来确立区分参照点群和受损点群的准则(Barbour et al,1996;Maxted et al,2000;王备新等,2005;李强等,2007;张远等,2007;曹艳霞等,2010);还有一些研究者试图通过一些生物指数来确立参照点群(Ma Taowu et al,2008);然而,这些确立准则多用于溪流或河流,是否适用于中国的水库值得商榷。我国水库周围居民进行了搬迁,人口密度相对于其他区域较低,同时也进行了相应的封山育林,对水库水生态系统构成胁迫的因素多来源于库湾以上的溪流或河流营养盐的输入及库区本底营养盐的释放。各水库存在的主要安全隐患是各种藻类水华的爆发,但由于不同水库水力停留时间不等,且与水库调度方式息息相关,水华爆发的时间和频次也各不相同,如果根据各水库是否存在水华问题或水华爆发的频次来确立准则

不失为一种好的思路,但问题是这样确立的准则能否有效地筛选到合适的参数构建 B-IBI,还值得进一步探究。在本研究中,由于理化数据不全,通过极点排序的手段确立参照点群和受损点群,这种完全依靠生物数据进行分组的方法较为客观,也有学者进行过这种尝试。Velk 等(2004)在为荷兰溪流建立 B-IBI 指数时,首先通过水环境管理部门提供的水化参数进行站点的初步筛选,力图使这些样点涵盖各种类型的环境压力,然后通过物种数据聚类分析的手段,给样点确立不同的生态状态等级来进行参数筛选。

#### 3.3 参数的筛选

对参数指示能力的判别是保证能够筛选到对胁迫最为敏感参数的必要步骤。美国 EPA 推荐使用箱线图进行判别分析,目的是降低 IBI 指数在实际操作中的难度,也有不少学者采用参数或非参数两样本检验的方式来筛选参数,无论哪种方式,其目的均是筛选到指示能力最强的参数参与最终指数的构建。如果初步筛选到数目较多指示能力较强的参数,还要进行冗余度检验来剔除信息重合的参数,这一步在实际操作中,不同学者可能有不同的选择和偏好;同时,确立冗余的标准,不同的学者也各不相同。Maxted 等(2002)确立的标准为 Pearson 相关系数的绝对值小于 0.75;Barbour 等(1999)推荐的标准为 Pearson 相关系数的绝对值小于 0.9;Hering 等(2006)推荐的标准为 Spearman 相关系数绝对值小于 0.8。本研究确立的标准为美国 EPA 推荐的标准。由于一些参数的数值分布可能不一定呈现正态分布,因此在实际操作中以 Spearman 检验可能更为可取和可靠;本文采用 Pearson 检验是在确认所有参数值呈正态分布的基础上进行的。

#### 3.4 量纲的统一

量纲的统一也是 IBI 研究中较为重要的一环,主要分为打分法和比值法。打分法是按照各参数值偏离理想状态的程度进行赋分,而比值法则是计算各参数值接近理想状态的比例。对打分法而言,不同生态状态的阈值确立原则不同研究中也各不相同,有的采用参照点群数值 25% 的分位值并对以下范围进行两等分进行确立,有的采用参照点群数值 50% 的分位值和 10% 的分位值区分最好和最差两种状态,还有的采用所有站点数值 95% 的分位值作为基准,对其以下范围进行三等分或四等分进行赋值。对于比值法,有的采用所有样点数值 95% 的分位值分别作为最好状态的阈值,还有的以参照点群

25%的分位值作为最佳期望值(Maxted et al,2000)(以上对数值随胁迫增大而减少的参数而言,数值随胁迫增大而增加的参数与之相反)。本研究以所有样点数值95%或5%的分位值作为最佳期望值,将极端值剔除,可以有效克服参照点群规模过小带来评价精度过低的问题(Blocksom et al,2002)。

### 3.5 指标体系的适宜性

将B-IBI分值与各种理化因子进行相关性分析,有助于快速诊断出水生态系统健康程度下降的根源。王备新等(2005)在应用B-IBI指数评价安徽黄山地区的溪流时,将B-IBI分值与各项理化因子进行相关性分析,诊断出生境质量退化是溪流生态健康下降的根源;吴璟等(2008)利用B-IBI指数探讨了浙江西苕溪土地利用变化对溪流生态系统的影响程度。本研究通过多元分析的手段如极点排序揭示出主要的环境压力(轴1分值),将其与B-IBI分值进行相关性分析(图3);结果表明,两者相关程度较高,达到显著水平,同时线性关系也较强,表明构建的指数能够较好地反映潜在环境压力,是一个较好的生物指数,能够用于水库的水生态系统健康评估中。

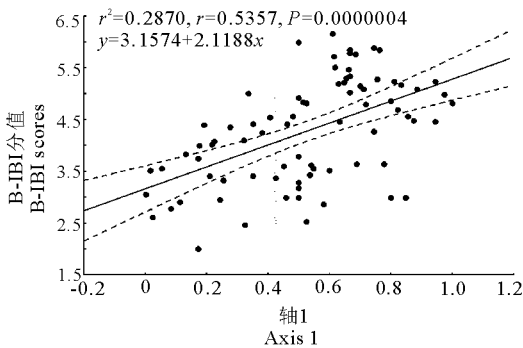


图3 B-IBI与轴1的相关关系

Fig.3 Relationship between B-IBI scores and axis 1 of Bray-Curtis Ordination

### 3.6 结语

本研究所建立的B-IBI评价体系还需要逐步进行精化。关于水库B-IBI研究需要突破的瓶颈主要是参照系的确立问题,即什么是好的生态系统,其特征是什么。由于水库是人工湖泊,受人类调控影响较大,按照其他水体的确立标准显得自相矛盾;然而,定居于水库生态系统中的底栖动物群落相对于其他生物群落而言,对水位的消长等水库调度产生的干扰抗逆力更强一些;因此,构建B-IBI指数用于水库生态系统健康评估大有可为,至少该指数能够反映其生态系统较长一段时期的演变趋势。

志谢:水利部中国科学院水工程生态研究所的赵先富、米玮杰、郑金秀、沈强、李聘、张俊芳、高少波等同志协助了部分野外采样工作,在此一并表示感谢!

### 参考文献

- 王备新,杨莲芳,胡本进,等.2005.应用底栖动物完整性指数B-IBI评价溪流健康[J].生态学报,25(6):1481-1490.
- 王备新,杨莲芳,刘正文.2005.生物完整性指数与水生态系统健康评价[J].生态学杂志,25(6):707-710.
- 李强,杨莲芳,吴晶,等.2007.底栖动物完整性指数评价西苕溪溪流健康[J].环境科学,28(9):2141-2147.
- 林秋奇,韩博平.2001.水库生态系统特征研究及其在水库水质管理中的应用[J].生态学报,21(6):1034-1040.
- 曹艳霞,张杰,蔡德所,等.2010.应用底栖无脊椎动物完整性指数评价漓江水系健康状况[J].水资源保护,26(2):13-17.
- 吴璟,杨莲芳,姜小三,等.2008.浙江西苕溪土地利用变化对溪流大型底栖无脊椎动物完整性的影响[J].生态学报,28(3):1183-1191.
- 张远,徐成斌,马溪平,等.2007.辽河流域河流底栖动物完整性评价指标与标准[J].环境科学学报,27(6):919-927.
- Bohmer J, Rawer-Jost C, Zenker A, et al. 2004. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: Development of a multimetric invertebrate based assessment system [J]. Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters, 34(4): 416-432.
- Barbour M, Gerritsen J, Griffith G, et al. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates [J]. Journal of the North American Benthological Society: 185-211.
- Barbour M T, Gerritsen J, Snyder B, et al. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers [M]. USEPA Washington.
- Blocksom K, Kurtenbach J, Klemm D, et al. 2002. Development and evaluation of the Lake Macroinvertebrate Integrity Index (LMII) for New Jersey lakes and reservoirs [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 77(3): 311-333.
- Blocksom K A, Kurtenbach J P, Klemm D J, et al. 2002. Development and evaluation of the Lake Macroinvertebrate Integrity Index (LMII) for New Jersey lakes and reservoirs [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 77(3): 311-333.
- Burton T M, Uzarski D G, Gathman J P, et al. 1999. Development of a preliminary invertebrate index of biotic integrity for Lake Huron coastal wetlands [J]. Wetlands, 19(4):



- 869 - 882.
- Butcher J T, Stewart P M, Simon T P. 2003. A benthic community index for streams in the northern lakes and forests ecoregion[J]. *Ecological indicators*, 3(3): 181 - 193.
- Christman C, Dauer D. 2003. An approach for identifying the causes of benthic degradation in Chesapeake Bay[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 81(1): 187 - 197.
- Haase P, Lohse S, Pauls S, et al. 2004. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a practical standardised protocol for macroinvertebrate sampling and sorting[J]. *Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters*, 34(4): 349 - 365.
- Hering D, Feld C K, Moog O, et al. 2006. Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives[C]. *The Ecological Status of European Rivers; Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods*: 311 - 324.
- Kashian D R, Burton T M. 2000. A comparison of macroinvertebrates of two Great Lakes coastal wetlands: testing potential metrics for an index of ecological integrity[J]. *Journal of Great Lakes Research*, 26(4): 460 - 481.
- Kerans B, Karr J. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley[J]. *Ecological Applications*, 4(4): 768 - 785.
- Maxted J, Barbour M, Gerritsen J, et al. 2000. Assessment framework for mid-Atlantic coastal plain streams using benthic macroinvertebrates[J]. *Journal Information*, 19(1): 128 - 144.
- Ofenb C K T, Moog O. 2003. The Applicability of the Multimetric Approach for Assessing the Ecological Status of the Danube River[C]. *UNDP/GEF DANUBE REGIONAL PROJECT*.
- Silveira M, Baptista D, Buss D, et al. 2005. Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 101(1): 117 - 128.
- Stevenson R J, Hauer F R. 2002. Integrating Hydrogeomorphic and Index of Biotic Integrity approaches for environmental assessment of wetlands[J]. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(3): 502 - 513.
- Ma Taowu, Huang Qinghui, Wang Hai, et al. 2008. Selection of benthic macroinvertebrate-based multimetrics and preliminary establishment of biocriteria for the bioassessment of the water quality of Taihu Lake, China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 28(3): 1192 - 1200.
- Vlek H E, Verdonchot P F M, Nijboer R C. 2004. Towards a multimetric index for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates [J]. *Hydrobiologia*, 516(1): 173 - 189.
- Weigel B M, Dimick J J. 2011. Development, validation, and application of a macroinvertebrate-based Index of Biotic Integrity for nonwadeable rivers of Wisconsin[J]. *Journal of the North American Benthological Society*, 30(3): 665 - 679.
- Weisberg S B, Ranasinghe J A, Dauer D M, et al. 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay[J]. *Estuaries and Coasts*, 20(1): 149 - 158.

(责任编辑 万月华)

## Study on the Development of a Biological Integrity Index Based on Zoobenthos for Drinking Water Resources-based Reservoirs

CHI Shi-yun<sup>1</sup>, YU Jian-jun<sup>2</sup>, CHEN Hui<sup>2</sup>, HU Ju-xiang<sup>1</sup>, CHEN Sheng<sup>1</sup>, MA Pei-ming<sup>1</sup>, CHEN Wei<sup>1</sup>

- (1. Key Laboratory of Ecological Impacts of Hydraulic-Projects and Restoration of Aquatic Ecosystem of Ministry of Water Resources, Institute of Hydroecology, Ministry of Water Resources and Chinese Academy of Sciences. Wuhan 430079, P. R. China;
2. Water Resources Management Center of Zhejiang Province, Hangzhou 310009, P. R. China)

**Abstract:** Based on the survey data collected in the several typical reservoirs, the authors developed a zoobenthos-based index for biological integrity with the aim to provide scientific and decision-making supports for ecological risk assessment on drinking water resources-based reservoirs. A total of 32 candidate metrics were involved in the process of developing the B-IBI index system according to the published literatures. Eight metrics were selected by statistical analysis and joined into the final index system due to having good abilities on detecting stressor gradients, including Shannon-Wiener diversity index (Shan\_2), the percentage of predator individuals (PredPct), the percentage of oligochaetaxa (% OligoTax), the percentage of non-aquatic insects individuals (NonInPct), Hilsenhoff biotic index (HBI), the percentage of collector taxa (% CllctTax), the percentage of collector individuals (CllctPct) and the average number of species (RichnessPerTaxon). The evaluation criteria about reservoir ecosystem health were established and the relation analysis was performed between the B-IBI scores and latent environmental gradients. The results indicated that this index worked well to reflect the latent environmental gradients, and would be suitable to the assessment study on ecosystem health of drinking water resources-based reservoirs.

**Key words:** zoobenthos; drinking water resources-based reservoirs; zoobenthos-based index of biological integrity