

DOI: 10.20103/j.stxb.202405201158

窦乾明, 王乐, 赵章国, 姚艳玲, 王慧博, 黄晓丽, 赵晨, 霍堂斌. 基于底栖动物完整性指数及综合生物指数的乌伦古湖生态健康评价. 生态学报, 2025, 45(16): - .

Dou Q M, Wang L, Zhao Z G, Yao Y L, Wang H B, Huang X L, Zhao C, Huo T B. Ecological health assessment of Ulungur Lake based on macroinvertebrates index of biotic integrity and comprehensive biological index. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(16): - .

基于底栖动物完整性指数及综合生物指数的乌伦古湖生态健康评价

窦乾明^{1,4,5,6}, 王 乐^{1,4,5}, 赵章国², 姚艳玲³, 王慧博^{1,4,5}, 黄晓丽^{1,4,5}, 赵 晨^{1,4,5}, 霍堂斌^{1,4,5,*}

1 中国水产科学研究院黑龙江水产研究所, 寒地水域水生生物保护与生态修复重点实验室, 哈尔滨 150070

2 中国电建集团贵阳勘测设计研究院有限公司, 贵阳 550081

3 松辽水利委员会水利工程建设管理站, 长春 130012

4 农业农村部黑龙江流域渔业生态环境监测中心, 哈尔滨 150070

5 黑龙江流域渔业生态省野外科学观测研究站, 哈尔滨 150070

6 中国海洋大学环境科学与工程学院, 青岛 266100

摘要: 基于 2019—2021 年乌伦古湖 28 个采样点底栖动物及环境因子的调查数据, 采用底栖动物完整性指数 (B-IBI) 及综合生物指数 (CBI) 对乌伦古湖进行生态健康评价, 并确定影响 2 种生物指数的关键环境因子。通过对 34 个候选指标的逐步筛选, 最终确定 M23 (Family Biotic Index, FBI 指数)、M24 (Biological Monitoring Working Party, BMWP 指数)、M26 (直接收集者个体相对丰度)、M30 (Shannon-Wiener 指数) 和 M34 (黏附者个体相对丰度) 五个构成春季核心指标, M14 (摇蚊个体相对丰度)、M21 (耐污类群个体相对丰度)、M24、M30 和 M34 五个构成夏季核心指标, M14、M24、M30 和 M34 四个构成秋季核心指标。采用比值法统一指标量纲, 基于参照点 B-IBI 指数分布的 25% 分位值作为健康评价标准。采用熵权法确定 Margalef、Shannon-Wiener、Pielou、Simpson、FBI、BI (Biotic Index)、BMWP 等 7 种生物指数的客观权重, 累积加权构建 CBI 指数并以所有样点 95% 分位值作为健康评价标准。结果表明: B-IBI、CBI 指数均认为中海子生态环境状况较为健康, 73km 小海子于健康至一般波动, 骆驼脖子介于亚健康至较差状态, 吉力湖和布伦托海湖西部整体处于一般至较差水平。时间角度上, 乌伦古湖春、夏季的健康状况优于秋季。Spearman 相关性分析表明, CBI、B-IBI 指数及 7 种生物指数相关性良好。通径分析表明, 高锰酸盐指数和亚硝态氮是共同影响 B-IBI 指数的关键环境因子, 盐度和溶解氧是共同影响 CBI 指数的关键环境因子。冗余分析表明, 盐度和无机氮是影响不同季节 CBI、B-IBI 指数的重要环境变量。完整性指数与综合生物指数的结合对乌伦古湖的生态健康评价参考性较高, 未来应通过控制外源污染, 限制富营养物质及有无机污染物的汇入, 降低湖区水体矿化度等措施改善乌伦古湖的生态环境质量。

关键词: 大型底栖动物; 熵权法; 生物完整性; 环境因子; 乌伦古湖

Ecological health assessment of Ulungur Lake based on macroinvertebrates index of biotic integrity and comprehensive biological index

DOU Qianming^{1,4,5,6}, WANG Le^{1,4,5}, Zhao Zhangguo², YAO Yanling³, WANG Huibo^{1,4,5}, HUANG Xiaoli^{1,4,5}, ZHAO Chen^{1,4,5}, HUO Tangbin^{1,4,5}

1 Key Laboratory of Aquatic Organism Protection and Ecological Restoration in Cold Waters, Heilongjiang River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Harbin 150070, China

基金项目: 农业农村部财政专项“西北地区重点水域渔业资源与环境调查”

收稿日期: 2024-05-20; **网络出版日期:** 2025-00-00

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

2 Power China Guiyang Engineering Corporation Limited, Guiyang 550081, China

3 Hydraulic Engineering Construction Management Station of Songliao Water Resources Commission, Changchun 130012, China

4 Heilongjiang River Basin Fishery Ecological Environment Monitoring Center, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Harbin 150070, China

5 Heilongjiang River Basin Fisheries Ecology Observation and Research Station of Heilongjiang Province, Harbin 150070, China

6 College of Environmental Science and Engineering, Ocean University of China, Qingdao 266100, China

Abstract: Based on the survey data of invertebrates and environmental factors at 28 sampling sites in Ulungur Lake from 2019 to 2021, the ecological health of Ulungur Lake was assessed using the benthic-macroinvertebrates-index of biotic integrity (B-IBI) and the comprehensive biological index (CBI), and the key environmental factors affecting these two biological indexes were identified. Through the gradual screening of 34 candidate indicators, M23 (Family Biotic Index, FBI index), M24 (Biological Monitoring Working Party, BMWP index), M26 (relative abundance of individual gather collectors), M30 (Shannon-Wiener index), and M34 (relative abundance of individual Clingers) were finally determined to constitute the spring core indicators. M14 (the relative abundance of midges), M21 (the relative abundance of pollution-tolerant groups), M24, M30 and M34 constitute the core indicators in summer. M14, M24, M30 and M34 constitute the core indicators in autumn. The ratio method was used to unify the index dimension, and the 25% quantile value of the B-IBI index distribution was used as the health evaluation standard. The entropy weight method determined the objective weights of seven biological indices, including Margalef, Shannon-Wiener, Pielou, Simpson, FBI, BI, and BMWP. The CBI index was constructed with cumulative weights, and 95% of the quantile values of all samples were used as the health evaluation criteria. The results showed that both the B-IBI and CBI indexes considered that the ecological environment of Zhonghaizi Lake was relatively healthy, the 73km Xiaohaizi Lake fluctuated from healthy to average, the Luotuobozi Lake was in sub-healthy to poor state, and the entire western part of Jili Lake and Buluntuohai Lake was in average to poor level. From the time point of view, the health status of Ulungur Lake in spring and summer is better than that in autumn. Spearman correlation analysis showed that CBI, B-IBI index and 7 biological indexes were well correlated. Path analysis showed that permanganate index and nitrite nitrogen were the key environmental factors affecting the B-IBI index, while salinity and dissolved oxygen were the key environmental factors affecting the CBI index. Redundancy analysis showed that salinity and inorganic nitrogen were important environmental variables affecting CBI and B-IBI index in different seasons. The combination of the integrity index and the comprehensive biological index has a high reference value for the ecological health assessment of Ulungur Lake. In the future, measures should be taken to improve the ecological environment quality of Ulungur Lake by controlling exogenous pollution, limiting the import of nutrient-rich substances and inorganic pollutants, and reducing the salinity of the water body.

Key Words: macroinvertebrates; entropy weight method; biological integrity; environmental factor; Ulungur Lake

底栖动物生命周期的全部或大部分时间栖息在湖泊底部,反映着湖泊生态系统水体-沉积物界面的健康情况,其已作为指示生物广泛应用于不同流域生态系统的健康评价中^[1-2]。基于底栖动物的单一健康评价指标主要包括 Margalef 丰富度指数、Shannon-Wiener 多样性指数、Pielou 均匀度指数、Simpson 多样性指数、FBI (Family Biotic Index) 指数、BI (Biotic Index) 指数和 BMWP (Biological Monitoring Working Party) 指数等^[3],由于各生物指数间的计算方法、构建原理和关注重点不同,且不同流域的生物资源和环境状况也不尽相同,因此部分生物指数在实际应用的过程中并没有统一标准。熵权法作为多属性决策的主要方法,规避了主观赋权法通过主观意向对权重的确定,基于热力学概念客观评定各生物指数权重,可进而构建 CBI (Comprehensive Biological Index) 综合生物指数^[4-5],避免单一评价指数中片面结果的干扰,同时可结合表征生态系统完整性的 B-IBI (Benthic-macroinvertebrates-Index of Biotic Integrity) 底栖动物完整性指数评价结果,验证 CBI 综合生物指数的可行性。

乌伦古湖是第四纪末期地壳运动而形成的典型凹陷湖泊,为中国十大内陆淡水湖之一,是阿勒泰山绿洲与古尔班通古特沙漠中间的天然屏障,具备重要的生态安全战略功能,同时也是新疆维吾尔自治区主要的渔

业生产基地^[6]。然而受气候变化、农业生产、水利建设等自然、人为因素的影响,乌伦古湖水位不断下降,湖区矿化度和营养水平持续升高,其生态环境已受到潜在威胁^[7]。

吴天惠、叶尚明和赵永晶等分别于 1985—1987 年^[8]、2001—2002 年^[9] 和 2006—2008 年^[7] 对乌伦古湖底栖动物进行调查,但基于底栖动物完整性指数或综合生物指数的生态健康评价未见报道。在此背景下,本研究基于 2019—2021 年乌伦古湖底栖动物及环境因子的调查数据,采用完整性指数及综合生物指数对乌伦古湖进行生态健康评价,并校验 2 种生物指数于乌伦古湖的适用性,同时采用通径分析及冗余分析确定影响 2 种生物指数的关键环境因子,拟明确乌伦古湖的生态环境质量及受外源环境影响的作用机制,以期为乌伦古湖的生态环境保护及合理的湖泊管理机制提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域及采样时间

乌伦古湖(46°51′—47°25′N, 87°02′—87°35′E)位于新疆准噶尔盆地北部,湖区气候干燥年均日照时数为 120 天,年均气温 3.4 ℃,年均降雨量较少为 116.5 mm,年均蒸发量 1844 mm。湖面海拔高程 468 m,蓄水量为 $77.4 \times 10^8 \text{ m}^3$,水域面积 927 km²,平均深度 15 m^[10-11]。汇入湖区的天然河流为额尔齐斯河、乌伦古河,其分别汇入 73km 小海子(布伦托海)和吉力湖,其中 73km 小海子、骆驼脖子和中海子为布伦托海的子湖区(图 1)。

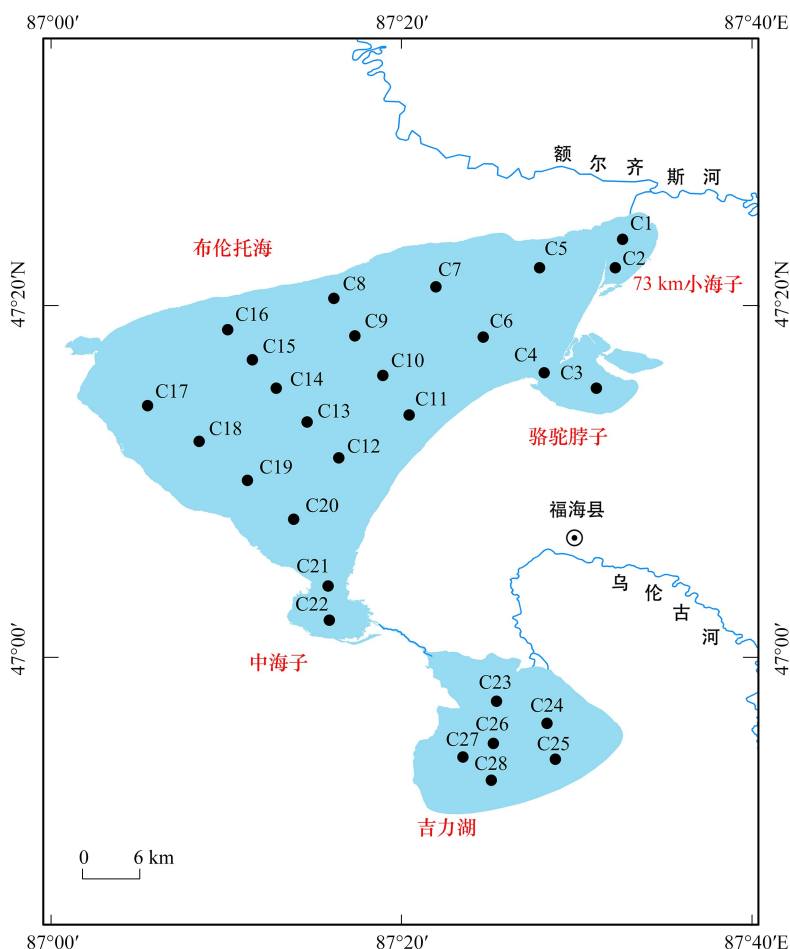


图 1 乌伦古湖采样点分布图

Fig.1 Distribution of sampling sites in Ulungur Lake

C1—C28 为采样点 1 号站至 28 号站

2019 年春季(5 月)、夏季(7 月)、秋季(10 月),2020 年夏季(7 月)、秋季(10 月)和 2021 年春季(5 月),对乌伦古湖底栖动物进行 6 次调查。于乌伦古湖设置 28 个采样点,覆盖乌伦古湖全部 5 个湖区:骆驼脖子、中海子、73km 小海子、布伦托海和吉力湖。

1.2 样品采集及分析

采用 1/16 m² Peterson's 采泥器对底栖动物进行定量采集,各采样点采集底泥 3 次(图 1),于现场采用 425 μm 分样筛冲洗,后放入白色解剖盘挑拣。定量采集后于湖岸使用 D 型抄网边或手拾对底栖动物进行定性采集,样品采用 5% 甲醛溶液固定后带回实验室,再移入 75% 乙醇溶液长期保存。在实验室内基于体视显微镜(ZEISS-Discovery.V8)、正置倒置一体显微镜(Echo-Revolve)和千分之一电子天平(Setra BL-200)对样品进行鉴定、计数和称量。称重前使用吸水纸去除样品体表贮存液,所有样品尽量鉴定至最低分类水平,区分到种^[7-9, 12-13]。

采用多参数水质测试仪(YSI ProPlus)现场测定各采样点的水温(WT,℃)、溶解氧(DO,mg/L)、电导率(COND,μS/cm)和 pH、透明度(SD,m)、盐度(SAL,‰)和水深(WD,m)基于塞氏盘(SD-30)、盐度计(BK-57)和便携式测深仪(SM-5)测定。使用 5-L 有机玻璃采水器采集各采样点表层(0.5m)和底层(离底 0.5m)两处的混合水样,总氮(TN,mg/L)、总磷(TP,mg/L)、氨氮(NH₃-N,mg/L)、硝酸氮(NO₃-N,mg/L)、亚硝酸氮(NO₂-N,mg/L)和高锰酸盐指数(COD_{Mn},mg/L)等环境因子依据《水和废水监测分析方法(第四版)》于实验室分析测定。

1.3 统计处理

1.3.1 优势种

$$Y = (N_i / N) \times F_i \quad (1)$$

式中, N 为底栖动物样品总个体数, N_i 为第 i 种底栖动物个体数, F_i 为第 i 种底栖动物出现频率, $Y > 0.02$ 的种类确定为优势种。

1.3.2 物种多样性

Margalef 丰富度指数^[14](d):

$$d = (S - 1) / \log_2 N \quad (2)$$

Shannon-Wiener 多样性指数(H'):

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \log_2 P_i \quad (3)$$

Pielou 均匀度指数(J'):

$$J' = H' / \log_2 S \quad (4)$$

Simpson 多样性指数^[15](D):

$$D = 1 / \left(\sum_{i=1}^S (P_i)^2 \right) \quad (5)$$

式中, N 为底栖动物样品总个体数, S 为底栖动物样品总种类数, P_i 为第 i 种底栖动物样品的个体数(n_i)与总底栖动物样品个体数(N)的比值。

1.3.3 生物耐污能力

属(科)级耐污生物指数^[16](BI):

$$BI = \sum_{i=1}^n n_i t_i / N \quad (6)$$

式中, N 为底栖动物样品总个体数, n 为底栖动物样品总种类数, n_i 为第 i 个属(科)的个体数, t_i 为第 i 个属(科)的耐污值,耐污值参考相关研究结果^[17-18]。

BMWP 指数:

$$BMWP = \sum F_i \quad (7)$$

式中, F_i 为科级物种的敏感值, 敏感值参考相关研究结果^[3]。

1.3.4 水生态环境质量综合指数

$$WQI = \sum_{i=1}^n x_i w_i \quad (8)$$

式中, x_i 为 BMWP、BI 指数和 TP、TN 指标隶属五个评价等级的赋分值(1—5 分), w_i 为评价指标权重(考虑等权重)^[19]。

1.4 CBI 综合生物指数评价体系

1.4.1 综合生物指数的计算

采用极差法进行归一化处理, 统一各评价生物指数量纲:

$$C_{ij} = \begin{cases} \frac{a_{ij} - a_{\min}}{a_{\max} - a_{\min}} (\text{正向指标}) \\ \frac{a_{\max} - a_{ij}}{a_{\max} - a_{\min}} (\text{负向指标}) \end{cases}, b_{ij} = \frac{C_{ij}}{\sum_{i=1}^m C_{ij}} \quad (9)$$

计算评价生物指数的熵值:

$$e_j = \frac{-1}{\ln m} \sum_{i=1}^m b_{ij} \ln b_{ij} \quad (10)$$

计算评价生物指数的熵权:

$$w_j = \frac{1 - e_j}{\sum_{i=1}^n (1 - e_j)} \quad (11)$$

加权获取综合生物指数:

$$CBI = \sum_{i=1}^n B_j w_j \quad (12)$$

式中 a_{ij} 、 b_{ij} 为第 i 个采样点第 j 种评价指标的计算值和归一值; e_j 表示所有样本对第 j 种评价指标的总贡献, 即信息熵; w_j 表示第 j 种评价指标的权重, B_j 表示各评价指标归一化标准数值; CBI 为综合生物指数。

1.4.2 综合生物指数法的构建

选取 7 种具有独立评价水环境质量能力的生物指数, 包括 Margalef 指数、Shannon-Wiener 指数、Pielou 指数、Simpson 指数、FBI 指数、BI 指数和 BMWP 指数, 基于熵权法明确单一评价指标的权重, 后对各指标进行累积加权确定(CBI)综合生物指数。选取所有采样点的 95% 分位数作为健康评价阈值, 小于阈值范围采用四分法建立分级标准, 依次为健康、亚健康、一般、较差、极差 5 个等级标准。

1.5 B-IBI 完整性指数评价体系

1.5.1 参照点的确定

参照点和受损点的确定是构建(B-IBI)完整性指数的关键, 但目前并未形成统一标准。一般将无人干扰样点或干扰极小样点作为参照点, 反之人类活动干扰较强得则作为受损点。根据其他研究对湖库型水体参照点的筛选标准^[1], 本研究综合考虑环境质量、水质情况和生物指数^[20], 选择 3 个季节水生态环境质量综合指数(WQI)均在 2 以上, 且无明显人类活动的采样点作为参照点。

1.5.2 候选指标

基于乌伦古湖水文特征及本次底栖动物调查数据, 结合 Blocksom^[21]针对湖库型水体对候选指标的构建, 选取能够即时反应环境梯度对底栖动物个体、种类、群落结构和功能产生影响的生物指标作为候选指标, 最终确定 6 种类型 34 个候选指标(表 1), 力求全面有效的评价乌伦古湖生态环境质量。

1.5.3 B-IBI 核心指标的筛选

B-IBI 核心指标的筛选包括 3 个步骤^[1]: 1) 分布范围检验, 剔除“0”值过多, 参照点分布范围过窄的指标;

2)判别能力分析,采用箱形图法比较候选指标参照点与受损点 25%—75%分位数范围,选取 $IQ \geq 2$ 的指标,即箱体无重叠或部分重叠但 50%分位数均在对方箱体之外;3)相关性检验,对符合正态分布的指标采用 Pearson 相关性分析,不符合得则进行 Spearman 相关性分析,相关系数 $|r| > 0.75$ 的 2 个指标反映的信息重叠度较高,为保证各指标的信息独立性,保留其一即可。

表 1 构建 B-IBI 完整性指数的候选指标及干扰反应
Table 1 Candidates and interference responses for constructing the B-IBI integrity index

指标类型 Metric type	候选指标 Metrics	对干扰的反应 Responses to disturbance	指标类型 Metric type	候选指标 Metrics	对干扰的反应 Responses to disturbance
群落丰富度 Species abundance	M1 总分类单元数	减小		M18 耐污类群分类单元数(耐污值 ≥ 7)	增大
	M2 襁翅目分类单元数	减小		M19 敏感类群个体相对丰度/%	减小
	M3 蜉蝣目分类单元数	减小		M20 兼性类群个体相对丰度/%	减小
	M4 毛翅目分类单元数	减小		M21 耐污类群个体相对丰度/%	增大
	M5 软体动物分类单元数	减小		M22 BI 指数	增大
	M6 摇蚊分类单元数	减小		M23 FBI 指数	增大
	M7 EPT 分类单元数	减小		M24 BMWP 指数	减小
种类组成 Species composition	M8 优势分类单元个体相对丰度/%	增大	营养级结构 Trophic structure	M25 滤食收集者个体相对丰度/%	增大
	M9 襁翅目个体相对丰度/%	减小		M26 直接收集者个体相对丰度/%	增大
	M10 蜉蝣目个体相对丰度/%	减小		M27 刮食者个体相对丰度/%	减小
	M11 毛翅目个体相对丰度/%	减小		M28 捕食者个体相对丰度/%	减小
	M12 软体动物个体相对丰度/%	减小		M29 撕食者个体相对丰度/%	减小
	M13 寡毛类个体相对丰度/%	增大		M30 Shannon-Wiener (H') 多样性指数	减小
	M14 摇蚊个体相对丰度/%	减小	多样性指数 Diversity indices	M31 Simpson (D) 多样性指数	减小
耐污能力 Tolerability	M15 EPT 个体相对丰度/%	减小		M32 Margalef (d) 丰富度指数	减小
	M16 敏感类群分类单元数(耐污值 ≤ 3)	减小		M33 Pielou (J) 均匀度指数	减小
	M17 兼性类群分类单元数(3<耐污值<7)	减小	生境质量 Habitat quality	M34 黏附者个体相对丰度/%	减小

EPT: 蜉蝣目、襁翅目和毛翅目 Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera; BMWP: BMWP 计分系统 Biological monitoring working party score; BI: 生物指数 Biotic index; FBI: 生物指数 Family biotic index

1.5.4 B-IBI 指数计算及评价标准

采用比值法对核心指标量纲进行统一,正向指标随干扰强度减小而增大,负向指标随干扰强度减小而减小,其分别以 95%、5%分位数值为最佳期望值,运算方法参考公式(13)。核心指标累积之和为 B-IBI 指数,以参照点 B-IBI 值分布的 25%分位数作为健康评价阈值,小于阈值范围采用四分法建立分级标准,依次为健康、亚健康、一般、较差、极差 5 个等级标准^[18]。

$$IBI_n = \begin{cases} \frac{X_n}{X_{0.95}} \text{ (正向指标)} \\ \frac{X_{\max} - X_n}{X_n - X_{0.05}} \text{ (负向指标)} \end{cases} \tag{13}$$

1.6 数据分析

采用 Excel 2019 以季节为单位统计分析底栖动物定量数据,计算完成 CBI、B-IBI 指数。采用反距离权重法空间插值分析,绘制 CBI、B-IBI 指数各季节的空间分布图。通过 Kruskal-Wallis 检验分析 B-IBI 指数的季节性差异,并明确 B-IBI 评价体系的适用性。采用 Spearman 相关性分析确实 CBI、B-IBI 指数及 7 种生物指数的关系,并校验 CBI 指数评价结果。

采用基于多元逐步线性回归的通径分析,确定调查期间对 CBI、B-IBI 指数影响显著 ($P < 0.05$) 的环境因子,表明其直接作用和间接作用,并通过决定系数确定环境因子的影响程度。数据分析前,对 CBI、B-IBI 指数

7

进行正态分布检验,确定已满足回归分析条件。

采用冗余分析(RDA)探究3季CBI、B-IBI指数及其核心指标与环境因子的关系,并基于最高 adjusted R^2 的前项选择法筛选影响显著($P<0.05$)的环境因子,采用方差膨胀因子法(VIF)去除高共线性(VIF>20)环境因子。选择RDA分析前,首先对CBI和B-IBI体系进行去趋势对应分析(DCA),各季节最长排序轴长度均小于4,故选择线性模型。数据分析前,除pH以外的环境因子进行 $\log(x+1)$ 转化,CBI和B-IBI体系进行Hellinger转化。

运用 Primer E-v5 完成多样性指数计算,采用 SPSS 19.0 完成相关性分析、正态分布检验和通径分析,基于 ArcGIS 10.7 进行空间插值分析,通过 R 4.3 中的“*vegan*”包完成 DCA、VIF 和 RDA 分析,“*agricolae*”包完成 Kruskal-Wallis 检验。

2 结果与分析

2.1 底栖动物群落特征

调查期间,共采集底栖动物 14 目 21 科 68 种。水生昆虫种类数最多,共 43 种,占总物种数的 63.24%。其中摇蚊幼虫 33 种,占水生昆虫物种数的 76.74%;软体动物次之,共 12 种,占总物种数的 17.65%;环节动物共 10 种,占总物种数的 14.71%;甲壳动物和线形动物分别为 2 种和 1 种,各占总物种数的 2.94%和 1.47%(图 2)。喜盐摇蚊(*Chironomus salinarius*)全湖平均密度最高,为 217 ind./m²。摇蚊属(*Chironomus* sp.)全湖平均生物量最高,为 12.87 g/m²。喜盐摇蚊、摇蚊属和前突摇蚊(*Procladius* sp.)为 3 季节共有优势种属。

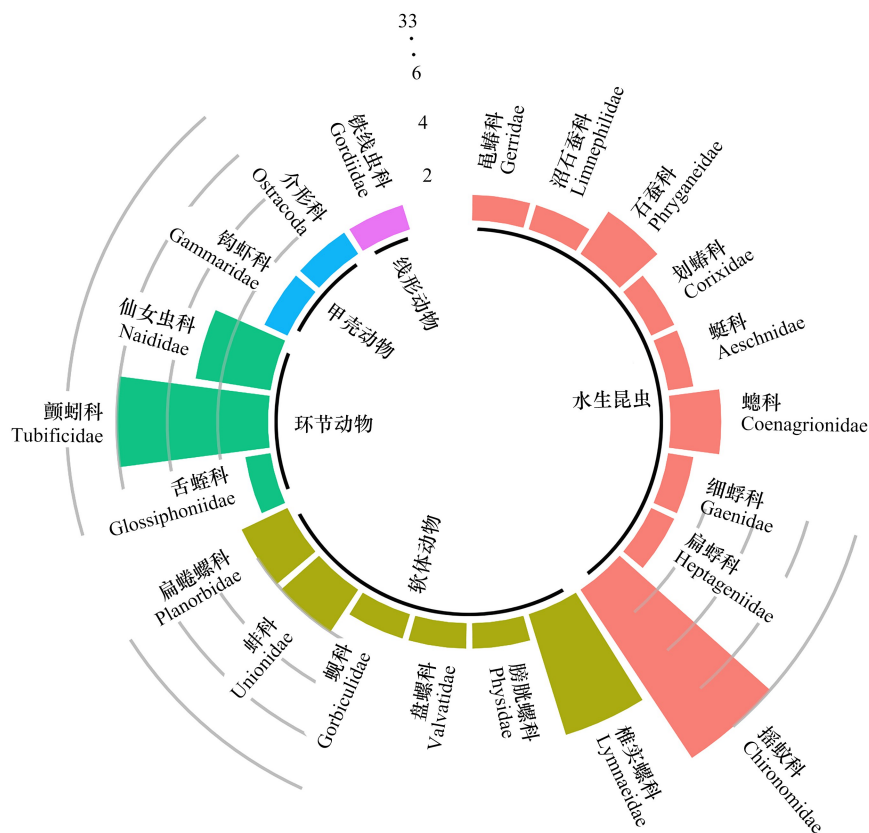


图2 乌伦古湖大型底栖动物科级水平分类图

Fig.2 The family level classification map of the macroinvertebrates in Ulungur Lake

2.2 B-IBI 完整性指数评价结果

2.2.1 参照点及核心指标的确定

基于参照点的选定标准,最终确定位于布伦托海的 C7、C13、C20 和中海子的 C21、C22 作为参照点,其余则为受损点。

分析 3 个季节 34 个候选指标在 5 个参照点的分布情况,发现 3 季中 M2、M3、M4、M7、M9、M10、M11、M15、M16 和 M19 对外界干扰的反应较弱,此外春、夏季的 M28 及秋季的 M29 分布范围也非常小,故给予剔除。对剩余候选指标进行判别能力分析,基于 $IQ \geq 2$ 的筛选原则,春季保留 M12、M23、M24、M26、M27、M30、M32 和 M34,夏季保留 M8、M12、M14、M20、M21、M24、M26、M30、M31、M32 和 M34,秋季保留 M1、M12、M14、M24、M26、M30、M32 和 M34(图 3)。根据剩余指标正态性检验结果,通过 Spearman 秩相关分析剔除相关系数 $|r| > 0.75$ 的指标,最终确定春季 B-IBI 核心指标由 M23、M24、M26、M30 和 M34 构成,夏季 B-IBI 核心指标由 M14、M21、M24、M30 和 M34 构成,秋季 B-IBI 核心指标由 M14、M24、M30 和 M34 构成。

2.2.2 B-IBI 指数及评价结果

通过 3 轮筛选分析基于公式(13)对 B-IBI 指数进行计算,3 个季节 B-IBI 值分布范围为 0.91—4.21。其中,布伦托海春季南部(C19)B-IBI 值(4.21)最大,秋季西部(C18)B-IBI 值(0.91)最小,平均 B-IBI 值为 2.33。春、夏、秋季参照点 B-IBI 值 25%分位数分别为 3.34、3.42、2.32,具体评价等级标准如图 4 所示。

从空间尺度分析,春季中海子(C21、C22)和 73km 小海子(C1、C2)处于健康状态,骆驼脖子(C3、C4)处于亚健康状态,吉力湖整体处于一般状态其北部和西部处于较差状态,布伦托海整体处于亚健康状态其西部处于一般至较差状态;夏季中海子处于健康状态,73km 小海子和骆驼脖子处于一般状态,吉力湖整体处于亚健康状态其北部处于一般状态,布伦托海整体处于亚健康状态其西部处于一般状态;秋季中海子处于健康状态,骆驼脖子和吉力湖处于一般状态,布伦托海整体处于亚健康状态其西部处于较差状态。从季节角度来看,不同季节间乌伦古湖健康状况存在变化,春季和夏季健康状况较为接近,秋季状态最差且与前 2 季相比 $IQ \geq 2$ (图 5)。Kruskal-Wallis 检验表明也不同季节间 B-IBI 值存在极显著差异($P < 0.01$)。

2.3 CBI 综合生物指数评价结果

2.3.1 CBI 指数及评价结果

基于 7 种生物指数采用熵权法计算 CBI 指数,不同指数于不同季节间影响权重不同(表 2)。春季 BI 指数影响权重最高(0.23),进入夏季转为 FBI 指数影响权重最高(0.31),秋季 Shannon-Wiener(H')指数影响权重最高(0.21),Simpson(D)指数影响权重于春(0.06)、夏(0.06)、秋(0.07)季均处于最低水平。

从季节尺度来看,春、夏、秋季 CBI 指数平均值分别为 0.49、0.45、0.44,这表明随着季节推移湖体健康状况有所下降,具体评价等级标准如图 4 所示。从空间角度分析,春季中海子处于健康状态,73km 小海子和骆驼脖子处于亚健康状态,吉力湖和布伦托海整体处于一般状态;夏季中海子处于健康状态,73km 小海子处于一般状态,骆驼脖子处于较差状态,布伦托海整体处于一般状态其西部多较差状态采样点,吉力湖整体处于一般状态其北部出现极差状态采样点;秋季中海子处于健康状态,73km 小海子处于亚健康状态,骆驼脖子和布伦托海西部整体处于较差状态,吉力湖整体处于一般状态其北部出现极差状态采样点。

表 2 乌伦古湖三个季节七种生物指数的权重

Table 2 Weights of seven biological indices for three seasons in Ulungur Lake

季节 Season	BI 指数 Biotic index	FBI 指数 Family biotic index	BMWP 指数 BMWP index	多样性指数 Shannon-Wiener	多样性指数 Simpson	丰富度指数 Margalef	均匀度指数 Pielou
春季 Spring	0.23	0.15	0.16	0.10	0.06	0.12	0.17
夏季 Summer	0.09	0.31	0.12	0.10	0.06	0.16	0.17
秋季 Autumn	0.20	0.07	0.13	0.21	0.07	0.19	0.13

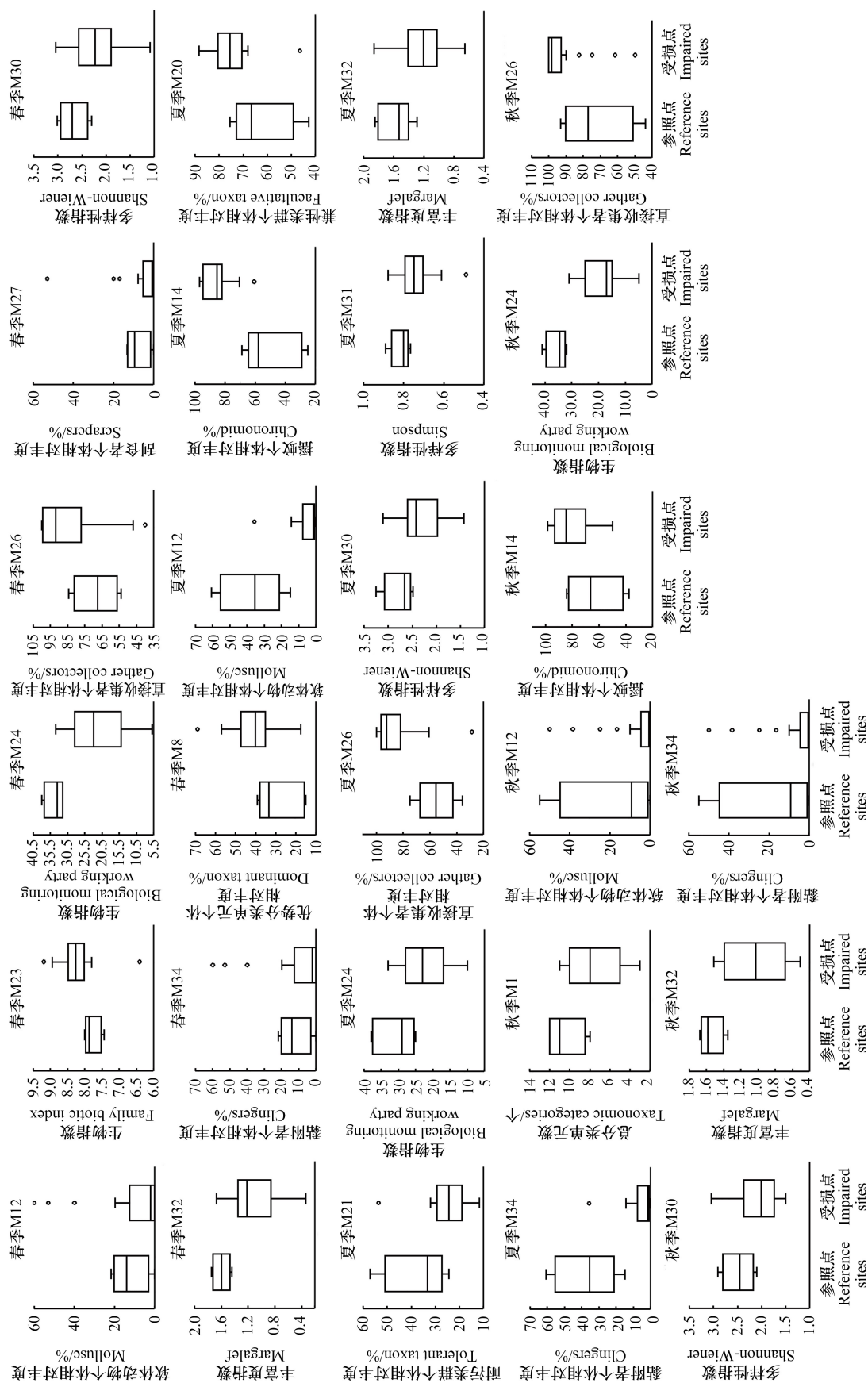


图3 春季、夏季和秋季参照点、干扰点候选指标数据分布
春、夏、秋季缩写序号所对应的指标详见表1

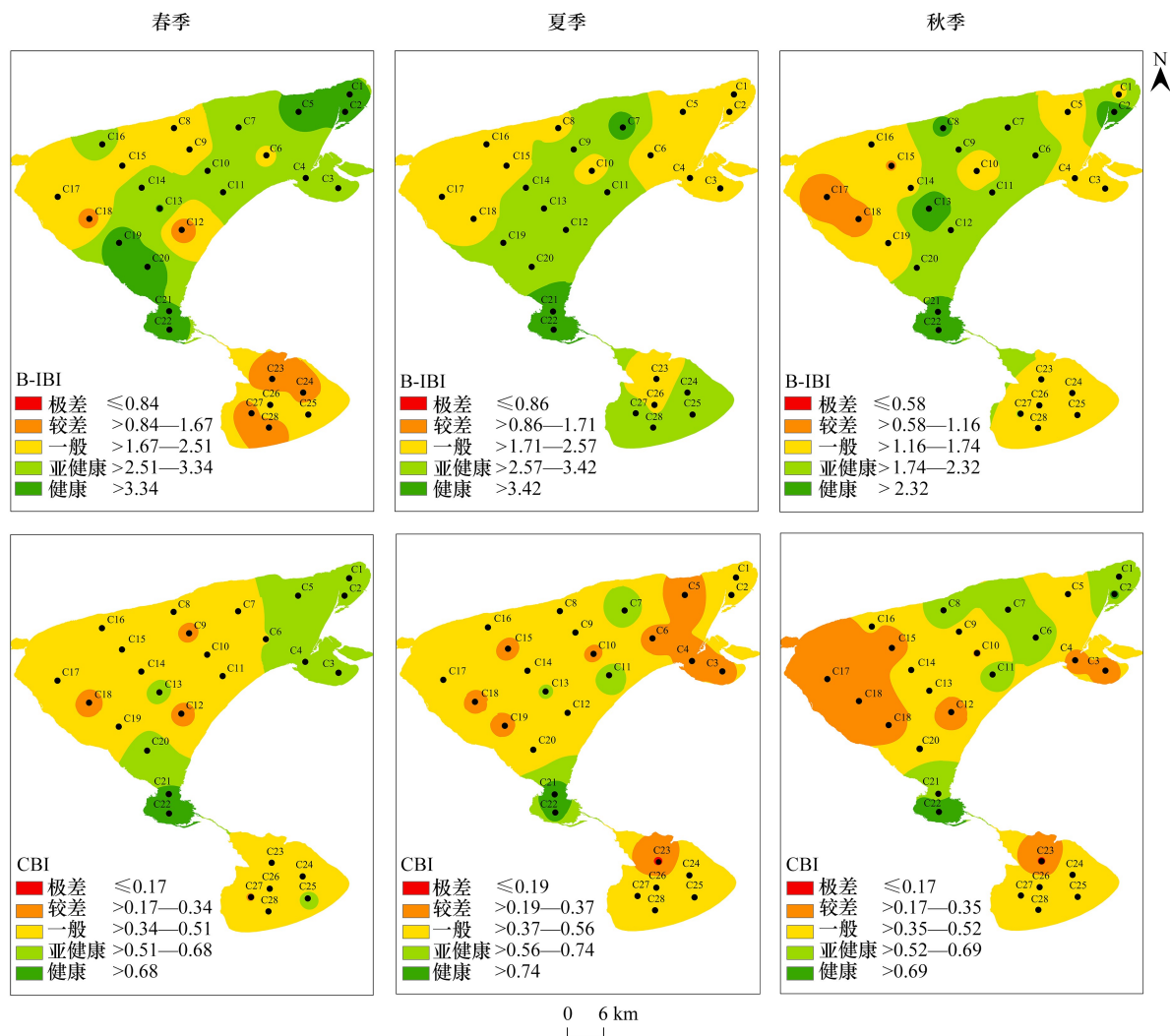


图4 春季、夏季和秋季乌伦古湖 B-IBI、CBI 指数评价结果

Fig.4 Evaluation results of B-IBI and CBI indices of Ulungur Lake in spring, summer and autumn

B-IBI: 底栖动物完整性指数 Benthic-macroinvertebrates-index of biotic integrity; CBI: 综合生物指数 Comprehensive biological index

2.3.2 CBI 指数评价结果校验

基于 Kruskal-Wallis 检验(图 5)发现不同季节 B-IBI 指数于参照点与受损点间呈极显著差异($P < 0.01$),且参照点 B-IBI 指数显著高于受损点($IQ \geq 2$),这表明 B-IBI 评价体系具有良好的区分性,且不受季节因素的限制。Spearman 相关性分析(图 6)显示 B-IBI 指数与正向指标 BMWP 指数、Shannon-Wiener (H') 指数、Simpson (D) 指数和 Margalef (d) 指数呈极显著正相关($P < 0.01$),Pielou (J) 指数呈显著正相关($P < 0.05$),与负向指标 FBI 指数呈极显著负相关($P < 0.01$),说明 B-IBI 完整性指数评价体系于乌伦古湖具有良好的适用性。CBI 指数与 B-IBI 指数呈极显著正相关($P < 0.01$),且与其他生物指数的相关性与 B-IBI 指数较为接近,此外 CBI 指数与 B-IBI 指数对乌伦古湖的生态健康评价具有一定的空间重叠(图 4),这些结果进一步揭示了以熵权法进行模糊综合评价的可行性。

2.4 B-IBI、CBI 指数与环境因子的关系

基于多元逐步线性回归,以调查期间 B-IBI、CBI 指数为因变量,13 个环境因子为自变量进行通径分析(表 3),于所有环境因子中分别筛选出 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、SAL、 COD_{Mn} 、DO 4 个及 SAL、DO 2 个对 B-IBI 指数及 CBI 指数影响显著的环境因子($P < 0.05$)。各环境因子对 B-IBI 指数直接作用的大小为: COD_{Mn} (-0.358) $>$

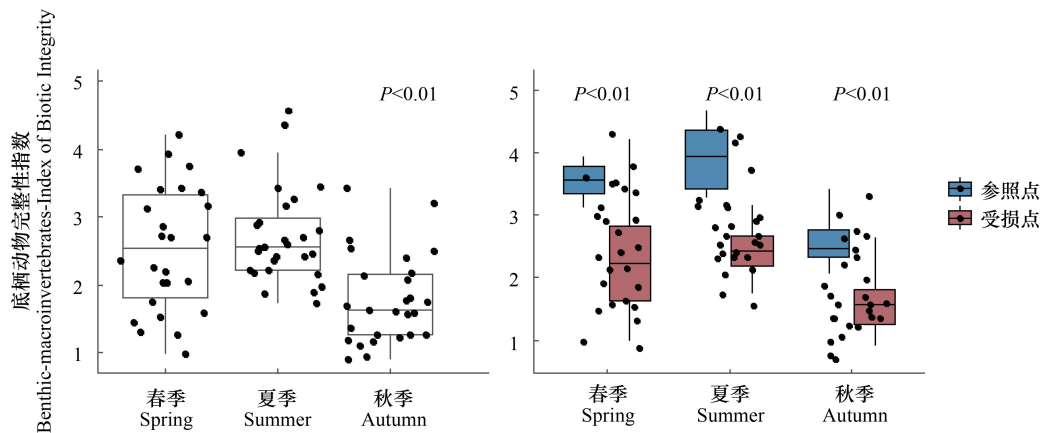


图5 春季、夏季和秋季乌伦古湖 B-IBI 指数的 Kruskal-Wallis 检验

Fig.5 Kruskal-Wallis test for the B-IBI index of Ulungur Lake in spring, summer and autumn

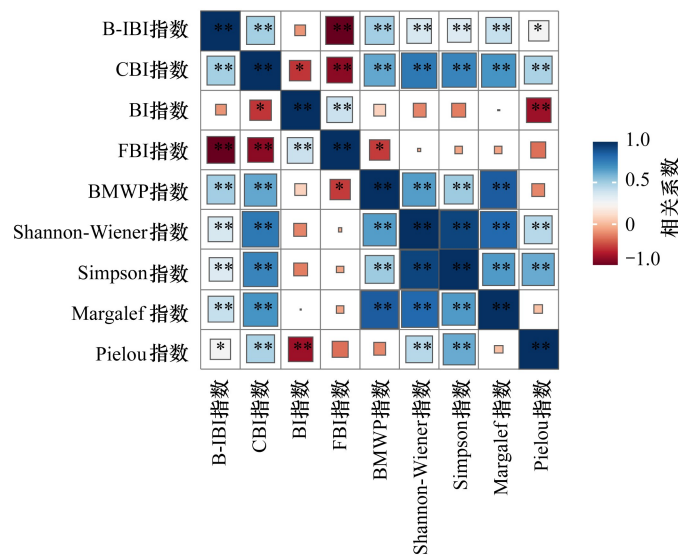


图6 CBI、B-IBI 指数与七种生物指数的 Spearman 相关性分析热图

Fig.6 Heat map of Spearman's correlation analysis between CBI, B-IBI index and seven biological indices

** 表示在 0.01 水平 (双侧) 上显著相关, * 表示在 0.05 水平 (双侧) 上显著相关

SAL (-0.291) > DO (0.279) > NO₂-N (-0.206), 对 CBI 指数直接作用的大小为: SAL (-0.286) > DO (0.226), 其中 COD_{Mn}、SAL 和 NO₂-N 对 B-IBI 指数及 SAL 对 CBI 指数均直接产生抑制作用, DO 对 B-IBI 指数和 CBI 指数直接产生促进作用。从间接作用来看, 各环境因子对 B-IBI 指数的间接作用分别为 NO₂-N (-0.246)、DO (-0.087)、SAL (-0.070)、COD_{Mn} (-0.012), 对 CBI 指数的间接作用为 DO (0.008)、SAL (-0.006), 且间接作用的大小与直接作用呈现出相反趋势, 仅 DO 对 CBI 指数的间接作用为正向效应, 其余环境因子均间接产生抑制作用。

不同环境因子对 B-IBI、CBI 指数的决定系数不同 (表 4), 单一环境因子中其决定系数的大小排序与直接作用相同。两环境因子的联合作用下, COD_{Mn} 和 NO₂-N 对 B-IBI 指数的共同决定程度最大 (0.032), 二者通过彼此的间接作用均为负值, 因此 COD_{Mn} 和 NO₂-N 共同作用时对 B-IBI 指数产生抑制作用。对 CBI 指数而言, 仅 SAL 和 DO 产生共同决定系数 (0.002), 且二者联合作用下对 CBI 指数产生促进作用。

RDA 分析结果表明, 环境因子与 CBI、B-IBI 指数及其核心指标相关性显著且 3 季筛选出显著影响 ($P < 0.05$) 的环境因子不同 (图 7)。春季前 2 轴解释了 98.37% 的物种—环境方差变异, 其中 B-IBI 指数、BMWP

指数和 Margalef(*d*) 指数等表征环境良好的生物指标与 CON 呈显著负相关, FBI 指数和 M26 等负向指标则与 CON 呈显著正相关, 大部分正向生物指数与 pH 和 WD 呈显著负相关($P < 0.05$); 夏季前 2 轴解释了 99.50% 的物种—环境方差变异, 其中 CBI 指数、B-IBI 指数及大部分正向生物指数与 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、SAL 呈显著负相关, 与 DO、WT 呈显著正相关, 摇蚊个体相对丰度(M14) 则与 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、SAL 呈显著正相关($P < 0.05$); 秋季前 2 轴解释了 99.50% 的物种—环境方差变异, 其中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、SAL 与 B-IBI 指数、M34 等正向指标呈显著负相关, 而与摇蚊个体相对丰度(M14) 呈显著正相关($P < 0.05$)。

表 3 环境因子对 B-IBI、CBI 指数的通径分析

Table 3 Path analysis of environmental factors on B-IBI and CBI indices

因变量 Dependent variable	环境因子 Environmental factor	相关系数 Correlation coefficient	直接作用 Direct effect	间接作用 Indirect effect				
				$\text{NO}_2\text{-N}$	SAL	COD_{Mn}	DO	Σ
B-IBI	$\text{NO}_2\text{-N}$	-0.452	-0.206		-0.092	-0.153	-0.001	-0.246
	SAL	-0.362	-0.291	-0.065		0.002	-0.007	-0.070
	COD_{Mn}	-0.370	-0.358	-0.088	0.001		0.074	-0.012
	DO	0.192	0.279	0.001	0.008	-0.095		-0.087
CBI				SAL	DO	Σ		
	SAL	-0.292	-0.286		-0.006	-0.006		
	DO	0.234	0.226	0.008		0.008		

B-IBI: 底栖动物完整性指数 Benthic-macroinvertebrates-index of biotic integrity; CBI: 综合生物指数 Comprehensive biological index; $\text{NO}_2\text{-N}$: 亚硝酸盐氮 Nitrite nitrogen; SAL: 盐度 Salinity; COD_{Mn} : 高锰酸盐指数 Permanganate index; DO: 溶解氧 Dissolved oxygen

表 4 环境因子对 B-IBI、CBI 指数的决定系数

Table 4 Determinants of environmental factors on B-IBI and CBI indices

指数指标 Index	环境因子 Environmental factor	亚硝酸氮 $\text{NO}_2\text{-N}$	盐度 SAL	高锰酸盐指数 COD_{Mn}	溶解氧 DO	Σ
B-IBI	$\text{NO}_2\text{-N}$	0.042	0.019	0.032	0.000	0.359
	SAL		0.085	-0.001	0.002	
	COD_{Mn}			0.128	-0.027	
	DO				0.078	
CBI		SAL	DO	Σ		
	SAL	0.082	0.002	0.135		
	DO		0.051			

3 讨论

3.1 B-IBI、CBI 体系的构建

参照点和受损点的确定是构建 B-IBI 体系的重要环节, 可直接影响评价体系的最终结果^[22]。然而随着农业生产、城镇建设等人类活动的加剧, 大中型流域参照点的确定已较为困难^[1]。且湖库型水体参照点的选择标准与江河型水体也不尽相同, 于河流构建 B-IBI 评价体系时参照点的确定多参考 Barbour 等人的方法, 主要考虑森林覆盖率、人口密度等影响因素^[23]。而湖库型水体调查时, 多数位于湖心区的采样点, 无法考虑土地利用类型覆盖百分比, 因此本研究除考虑人为活动的影响外还引入了(WQI) 水生态环境质量综合指数。WQI 综合考虑了水质情况和底栖动物的生物指数, 一般认为 WQI >3 时水生态环境质量良好, 但调查期间乌伦古湖未发现 3 季同时满足 WQI >3 的采样点, 因此在参照点的划分时适当降低了生态环境标准(WQI >2)。M24(BMWP 指数)、M30(Shannon-Wiener 指数) 和 M34(黏附者个体相对丰度) 等 3 个 B-IBI 核心指标于春、夏、秋季存在重叠, 这表明受损点从耐污能力、物种多样性和生境质量等方面与参照点存在较大差异, 且此类劣势不受季节因素的影响。

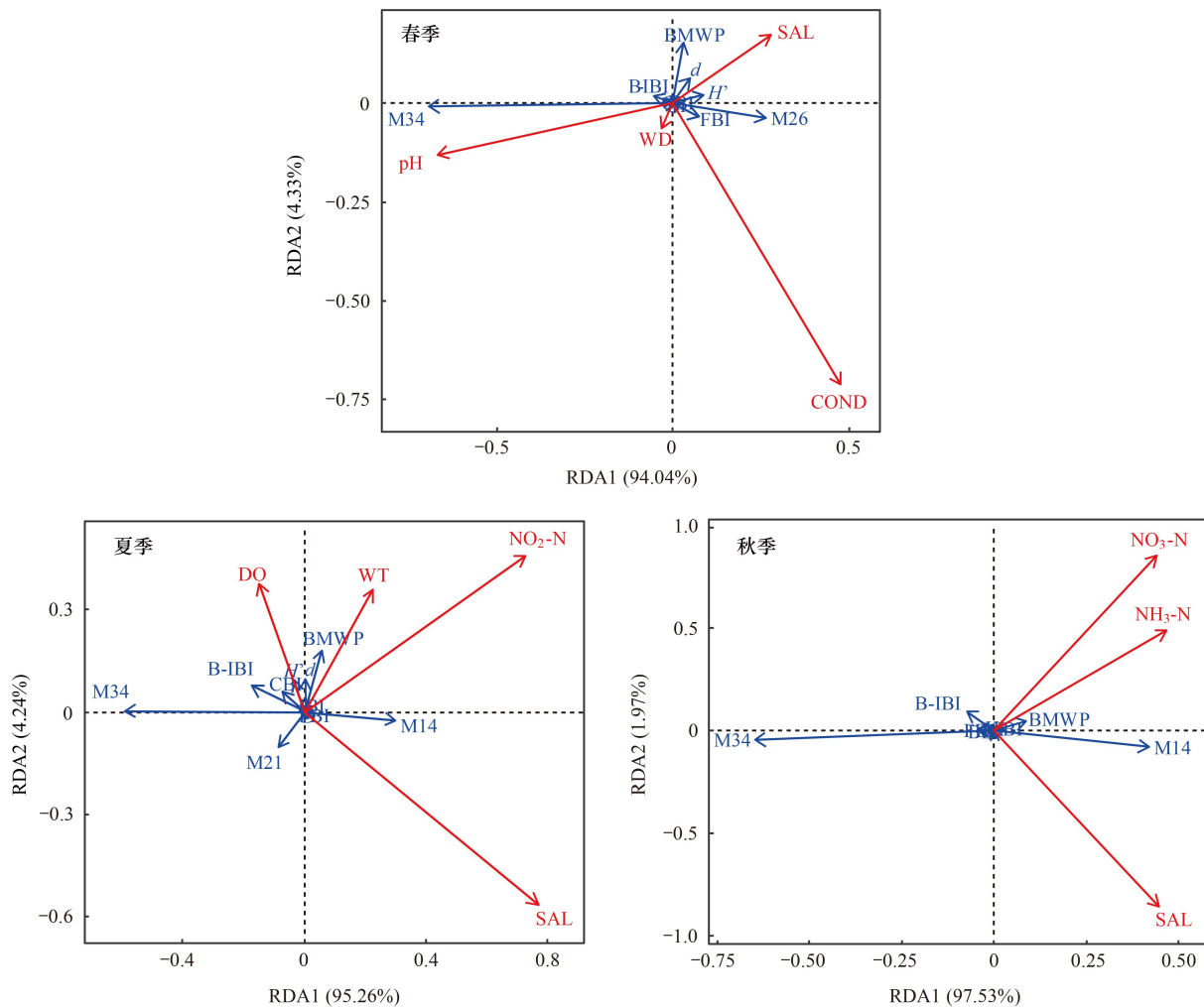


图 7 B-IBI、CBI 指数及其核心指标与环境因子的冗余分析

Fig.7 Redundancy analysis of B-IBI, CBI index and its core indicators with environmental factors

熵权法已在水域富营养化评价^[24]、水资源调配^[25]和水生态健康评价^[4]等众多环境学科中得到广泛应用。单一熵权法的使用易得出比较片面的评价结果,此外单一生物指数的评价结果往往也存在较大差异^[1,26]。因此,熵权法的使用应涵盖多种评价指标且尽量与其他综合评价指数同时开展^[5]。BI 指数、FBI 指数和 Shannon-Wiener 指数于不同季节对 CBI 指数的影响权重最高,姚琦等^[1]于东洞庭湖构建模糊综合评价时也发现这一现象,这表明物种多样性与耐污值的综合考量可有效提高水生态健康评价的准确性。

3.2 环境因子对 B-IBI、CBI 体系的影响

基于大型底栖动物生物指数对生态环境进行评价时,应确定环境因子与评价结果的关系,从而提高评价结果的准确性^[27]。通径分析和 RDA 分析均表明,B-IBI、CBI 体系受环境因子的显著影响($P < 0.05$),且调查期间及不同季节间产生显著影响的环境因子不同。调查期间,COD_{Mn}对 B-IBI 指数的负向效应直接作用最大、决定系数最高,NO₂-N 对 B-IBI 指数的间接抑制作用最大,此外二者联合作用下对 B-IBI 指数的负向影响也最大。COD_{Mn}是表征水体受生活、工业类耗氧有机污染物胁迫程度的关键指标,NO₂-N 则是硝化和反硝化过程的中间产物亦是衡量水体污染程度的重要参数^[28]。这表明乌伦古湖的生态环境除受有机污染物和富营养物质的直接、间接影响外,还受二者的双重胁迫作用,夏季 RDA 结果也验证了这一观点,另外其还表现为 CBI、B-IBI、大部分正向生物指数与 DO 呈显著正相关。通径分析也表明 DO 对 B-IBI、CBI 指数的直接作用为正向效应。Kitagawa^[29]认为在一定范围内湖泊中溶解氧的提高是底栖动物分布的利好因素,此外 NO₂-N 性质极

不稳定易产生强耗氧反应的硝化过程转化为 $\text{NO}_3\text{-N}$,而在低氧环境下氨化作用中形成的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 不能被完全转化,进而造成 $\text{NH}_3\text{-N}$ 在水体中的沉积滞留^[30]。一方面 CBI、B-IBI 指数的提高对 DO 产生依赖,另一方面水环境中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的含量不断增加,进入秋季后 RDA 结果也表明 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 对 B-IBI、M34 等正向指标产生显著的抑制作用,对负向指标 M14(摇蚊个体相对丰度)产生显著的促进作用($P<0.05$)。值得注意的是,SAL 于通径分析中对 CBI 指数和 B-IBI 指数均产生直接或间接的负面影响,这种影响作用也同时分布于春、夏、秋季(图 7)。这可能与栖息地的生境特点有关,乌伦古湖属弱咸水湖泊,湖区气候干燥,年均日照时间较长蒸发量较高,干旱区湖泊盐度沉积,矿化度提高^[6]。可溶性盐类物质的含量决定水体中的盐度数值,底栖动物通过渗透平衡、离子代谢及细胞隔膜作用对水环境中可溶性盐类物质的浓度产生应答^[31], Miserendino^[32]认为高盐度的水体环境会对底栖动物中 EPT 等清洁类群(耐低盐类)造成威胁。刘宇等^[33]也发现盐度是驱动乌伦古湖浮游植物群落结构变化的关键环境因子。

3.3 乌伦古湖 B-IBI、CBI 体系的适用性

B-IBI、CBI 指数均表明乌伦古湖的生态健康状况具备明显的时空差异,且 2 种评价体系对生境变化趋势的描述存在重叠,然而却并非完全一致,这可能是 GIS 空间中插值点的数量较少或分布特征所导致,即使存在差异相差评级基本不超过一级。从空间尺度分析,吉力湖环境状况整体处于“一般至较差”水平,其中北部采样点(C23)环境质量始终劣于湖区内其他采样点。吉力湖生态环境具备相对独立性,其北部已开展以鲢鳙为主要经济鱼类的养殖公司,已有相关报道养殖人员进行人工肥水,这极易造成水体内有机质含量的增高,湖区底质以淤泥为主,加速了营养物质的堆积析出^[7]。此外,乌伦古河由吉力湖北部汇入湖区,虽水体交换率有所提高但河口上游为社会经济较为发达的福海县(图 1),其较高的人口密度和耕地面极易形成生活点源污染及农业面源污染,而有机污染物和富营养物质的释放除对吉力湖产生直接作用外,亦可通过乌伦古河河道形成间接影响^[34]。已有众多研究表明吉力湖营养水平常年高于其他湖区^[35],本次调查也发现,常于富营养化水体大量孳生的寡毛类以吉力湖分布占比最高^[36]。B-IBI 和 CBI 指数分别表明骆驼脖子于夏秋季处于“一般”和“较差”状态,其为布伦托海湖湾区,特殊的湖泊形态限制了其与主湖区的水体交互,富营养物质极易于该水域形成堆积,而指示湖泊富营养化的羽摇蚊(*Chironomus plumosus*)也仅在吉力湖和骆驼脖子出现^[37]。73km 小海子环境状况于“健康”至“一般”波动,一方面额尔齐斯河携带淡水交汇水质趋于变好,另一方面河流中游建有北屯镇纸浆厂,外源污染物沿河道进入湖区形成威胁^[7]。布伦托海湖为乌伦古湖主湖区,其西部长介于“一般”和“较差”状态,这可能与湖泊形态及水动力条件有关,乌伦古湖为封闭型内流湖泊,由东向西呈锥形状水域面积逐渐减小,额尔齐斯河和乌伦古河由东侧汇入,水体携带内外源有机污染物和富营养物质向西侧堆积,致使其生态环境质量下降。而为过水性湖区的中海子,环境状况始终为“健康”(图 4),其为布伦托海湖和吉力湖的交互枢纽,长期流动的水体裹挟泥沙和有机物冲击,底质以硬泥和细沙为主,生境异质性较高,湖区内水生植物茂盛,一方面其根系的分泌调节可抑制底泥中氮磷的吸附作用^[38],另一方面能为底栖动物提供立体多样化的小生境,调查也发现对环境要求较高的蜉蝣目、毛翅目等清洁种主要分布于该湖区。从时间角度来看,B-IBI、CBI 指数均表明乌伦古湖秋季生态环境质量最差,这可能因为秋季进入枯水期,冰川融水和大气降雨显著降低,地表径流仅占年径流量的 15.9%,水源补给受到限制,湖区自净效能下降,有机污染物和富营养物质浓度增高,生态环境受到威胁^[39]。

4 结论

a) 本次乌伦古湖调查发现三季共有优势种属均为摇蚊幼虫,包括喜盐摇蚊(*Chironomus salinarius*)、摇蚊属(*Chironomus* sp.)和前突摇蚊属(*Procladius* sp.),耐污能力较强的摇蚊幼虫已于底栖动物中占主导地位,软体动物及喜清洁水生昆虫是乌伦古湖国家湿地公园需要重点保护的关键类群,对其生态环境质量的关注需进一步加强。

b) 春季、夏季和秋季构建的 B-IBI 完整性指数评价体系表明,中海子生态环境状况较为健康,73km 小海

子于健康至一般波动,骆驼脖子介于亚健康至一般状态,吉力湖和布伦托海湖西部整体处于一般至较差水平,乌伦古湖春季和夏季的健康状况优于秋季。

c) 基于熵权法的 CBI 综合生物指数与 B-IBI 指数呈极显著正相关,与正向指标 BMWP 指数、Shannon-Wiener 指数、Simpson 指数、Margalef 指数、Pielou 指和负向指标 FBI 指数、BI 指数相关性显著或极显著。CBI 指数与 B-IBI 指数的评价结果存在重叠,即使存在差异相差评级基本不超过一级。以熵权综合模糊法对乌伦古湖生境进行评价具备可行性,较单一评价指数更为全面。

d) 盐度、高锰酸盐指数和无机氮(氨氮、硝态氮、亚硝态氮)是胁迫 B-IBI、CBI 指数的主要环境因子,未来应通过控制外源污染,限制富营养物质及有无机污染物的汇入,降低湖区水体矿化度等措施改善乌伦古湖的生态环境质量。

参考文献(References):

- [1] 姚琦,黎明杰,麻林,唐哲,朱熠,刘阳圆,蔡永久,燕文明,张又,李宽意. 基于大型底栖动物完整性指数与综合生物指数的水生态评价. 中国环境科学, 2024, 44(3): 1476-1486.
- [2] 许议元,曾玲霞,何天容,陈梦瑜,钱晓莉,李振吉. 贵州草海底栖动物汞分布及其对沉积物汞的响应特征. 环境科学, 2018, 39(6): 2953-2962.
- [3] 冷龙龙,张海萍,张敏,李天科,刘晓波,渠晓东. 大型底栖动物快速评价指数 BMWP 在太子河流域的应用. 长江流域资源与环境, 2016, 25(11): 1781-1788.
- [4] 吴易雯,李莹杰,张列宇,过龙根,李华,席北斗,王雷,李曹乐. 基于主客观赋权模糊综合评价法的湖泊水生态系统健康评价. 湖泊科学, 2017, 29(5): 1091-1102.
- [5] 刘红雨,刘友存,孟丽红,焦克勤,朱明勇,陈燕奎,张鹏飞. 熵权法在水资源与水环境评价中的研究进展. 冰川冻土, 2022, 44(1): 299-306.
- [6] 邹兰,高凡,马英杰. 乌伦古湖水质污染的空间分布特征. 水生态学杂志, 2021, 42(1): 35-41.
- [7] 赵永晶,李鸿,王腾,刘宇,刘其根,刘军,郝志才,朱湘强,沈建忠. 新疆乌伦古湖大型底栖无脊椎动物的群落结构. 湖泊科学, 2011, 23(6): 974-981.
- [8] 吴天惠. 新疆福海底栖动物的研究. 水生生物学报, 1991, 15(4): 303-313.
- [9] 叶尚明,苏德学,刘栓,陈莉,刘晓慧,阿斯亚,韩小丽,刘军,李周永. 新疆乌伦古湖水生生物资源调查研究. 水利渔业, 2004, 24(2): 51-53.
- [10] 王苏民,窦鸿身. 中国湖泊志. 北京: 科学出版社, 1998.
- [11] 王乐,于雪峰,窦乾明,赵晨,宋聃,都雪,王慧博,霍堂斌. 乌伦古湖鱼类群落特征及其与环境因子的关系. 中国水产科学, 2023, 30(5): 533-547.
- [12] 杨海军,刘雨薇,田伊林,向洪勇,张振兴,崔东,张雄,焦子伟. 伊犁河底栖动物的采集与识别. 昆明: 云南大学出版社, 2023.
- [13] 刘月英. 中国经济动物志-淡水软体动物. 北京: 科学出版社, 1979.
- [14] Margalef R. Diversidad de especies en las comunidades naturales. Proceedings Inst. Biol. Apl, 1951, 9(5): 5-27.
- [15] Magnussen S, Boyle T J B. Estimating sample size for inference about the Shannon-Weaver and the Simpson indices of species diversity. Forest Ecology and Management, 1995, 78(1/2/3): 71-84.
- [16] Hilsenhoff W L. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. Journal of the North American Benthological Society, 1988, 7(1): 65-68.
- [17] 王备新,杨莲芳. 我国东部底栖无脊椎动物主要分类单元耐污值. 生态学报, 2004, 24(12): 2768-2775.
- [18] 张葵,王军,葛奕豪,谢鹏,马徐发,周琼. 基于大型底栖动物完整性指数的伊犁河健康评价及其对时间尺度变化的响应. 生态学报, 2021, 41(14): 5868-5878.
- [19] 杨强强,徐光来,章翩,池建宇. 青弋江流域大型底栖动物群落结构及水质评价. 生态学报, 2022, 42(10): 4169-4180.
- [20] 胡小红,左德鹏,刘波,黄振芳,徐宗学. 北京市北运河水系底栖动物群落与水环境驱动因子的关系及水生态健康评价. 环境科学, 2022, 43(1): 247-255.
- [21] Blocksom K A, Kurtenbach J P, Klemm D J, Fulk F A, Cormier S M. 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.
- [22] 窦乾明,王慧博,宋聃,都雪,王乐,黄晓丽,赵晨,霍堂斌. 寒温带山区河流大型底栖动物完整性评价——以呼玛河为例. 生态学杂志, 2023, 42(8): 2040-2048.

- [23] 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.
- [24] 宋景辉, 刘汉湖, 付博, 程涵宇, 张双圣. 基于熵权法的富营养化二级模糊综合评价模型: 以江苏九里湖国家湿地公园为例. *环境工程*, 2020, 38(9): 126-132.
- [25] 于艳, 孙晓庆, 王研. 基于熵权系数法的哈尔滨市农业种植模式及灌溉水资源优化调配研究. *吉林农业大学学报*, 2015, 37(5): 581-584, 590.
- [26] Qian B, Zhu Y X, Wang Y X, Yan F. Can entropy weight method correctly reflect the distinction of water quality indices? *Water Resources Management*, 2020, 34(11): 3667-3674.
- [27] Llansó R J, Dauer D M, Vølstad J H. Assessing ecological integrity for impaired waters decisions in Chesapeake Bay, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 2009, 59(1/2/3): 48-53.
- [28] 范峰华, 郑荣波, 刘爽, 郭雪莲. 二氧化钛纳米颗粒对沼泽土壤反硝化和 N_2O 排放的影响. *生态学报*, 2021, 41(16): 6525-6532.
- [29] Kitagawa N. A classification of Japanese lakes based on hypolimnetic oxygen and benthonic fauna. *Japanese Journal of Limnology: Rikusuigaku Zasshi*, 1978, 39(1): 1-8.
- [30] 王昱, 卢世国, 冯起, 刘蔚, 刘娟娟, 刘开清, 左一锋. 梯级筑坝对黑河水质时空分布特征的影响. *湖泊科学*, 2020, 32(5): 1539-1551.
- [31] 张远, 丁森, 赵茜, 高欣, 赵瑞, 孟伟. 基于野外数据建立大型底栖动物电导率水质基准的可行性探讨. *生态毒理学报*, 2015, 10(1): 204-214.
- [32] Miserendino M L. Macroinvertebrate assemblages in Andean Patagonian rivers and streams: environmental relationships. *Hydrobiologia*, 2001, 444(1): 147-158.
- [33] 刘宇, 沈建忠, 李鸿, 赵永晶, 马徐发, 刘其根, 江敏, 董攸, 刘军. 新疆乌伦古湖浮游植物群落结构. *湖泊科学*, 2009, 21(6): 855-864.
- [34] 高凡, 邹兰, 孙晓懿. 改进综合水质指数法的乌伦古湖水质空间特征. *南水北调与水利科技: 中英文*, 2020, 18(1): 127-137.
- [35] 吉芬芬, 沈建忠, 马徐发, 熊雷, 孙秀华, 孙林丹. 乌伦古湖水质变化及成因分析. *水生态学杂志*, 2018, 39(3): 61-66.
- [36] 贺湛斐, 童春富. 太浦河大型底栖动物群落组成及时空分布特征. *生态学报*, 2023, 43(11): 4619-4631.
- [37] 尹子龙, 张沛霖, 杨源浩, 胡晓东. 漏湖底栖动物群落结构及水质生物学评价. *安徽农业科学*, 2023, 51(12): 49-53.
- [38] 于鲁冀, 罗宗镔, 汤鹏, 李廷梅, 彭赵旭. 不同生活型水生植物组合对碳氮磷微污染水体净化的研究. *环境污染与防治*, 2023, 45(7): 917-922.
- [39] Luan P X, Huo T B, Ma B, Song D, Zhang X F, Hu G. Genomic inbreeding and population structure of northern pike (*Esox lucius*) in Xinjiang, China. *Ecology and Evolution*, 2021, 11(10): 5657-5668.