DOI: 10.3969/j.issn.2095-9869.20250218002　　http://www.yykxjz.cn/

张典, 丛旭日, 朱士文, 董贯仓, 冷春梅, 孙鲁峰, 客涵. 南水北调东线运行后东平湖底栖动物群落结构特征分析. 渔业科学进展, 2026, 47(1): 12–23

ZHANG D, CONG X R, ZHU S W, DONG G C, LENG C M, SUN L F, KE H. Analysis of benthic macroinvertebrate community structure in Dongping Lake after the operation of the Eastern Route of the South-to-North Water Diversion Project. Progress in Fishery Sciences, 2026, 47(1): 12–23

南水北调东线运行后东平湖底栖动物群落结构特征分析*

张　典[1,2]　丛旭日[2]　朱士文[2]　董贯仓[2①]　冷春梅[2]　孙鲁峰[2]　客　涵[2]

(1. 上海海洋大学水产与生命学院　上海　201306；2. 山东省淡水渔业研究院　山东　济南　250013)

摘要　为掌握在南水北调东线工程运行后，调蓄湖泊东平湖底栖动物群落的变化情况，本研究分别于 2017 年 3 月(冬季)、5 月(春季)、8 月(夏季)和 11 月(秋季)对东平湖水域 16 个调查站位的底栖动物资源进行了调查，比较、分析了不同时间和水域底栖动物物种组成、优势度和多样性指数、丰富度指数、均匀度指数等群落结构参数，并进行了 RDA 分析。结果显示，共获得东平湖大型底栖动物 22 个分类单元，其中软体动物 8 种及环节动物和节肢动物各 7 种，主要优势种为红裸须摇蚊幼虫(*Propsilocerus akamusi*)、粗腹摇蚊幼虫(*Conchapelopia brachiata*)、羽摇蚊幼虫(*Chironomus plumosus*)和中华圆田螺(*Cipangopaludina chinensisi*)，并在时空分布上差异显著；底栖动物密度为 252.18 ind./m^2、生物量为 23.16 g/m^2，Shannon-Wiener 多样性指数、Margalef 物种丰富度指数和 Pielou 均匀度指数分别为 0.99、0.75 和 0.68；相关性分析结果表明，底栖动物生物量与水体高锰酸盐指数极显著正相关($P<0.01$)及 Shannon-Wiener 生物多样性指数与叶绿素 *a* 显著负相关($P<0.05$)，并存在一定的季节性差异。研究发现，目前东平湖底栖动物物种丰富度有所回升，但其优势种群呈现由大型软体动物为主向水生昆虫、寡毛类及小型螺类为主的演变趋势，且受到水质状况、调水变化及人为干扰等多种因素的共同影响，在长期调水影响下的湖泊生态系统保护工作需综合考虑更多影响因素。本研究查明了南水北调东线工程通水运行后东平湖的底栖动物资源状况，为东平湖底栖动物资源的保护利用和南水北调水体生态保护提供了基础资料。

关键词　东平湖；南水北调东线工程；底栖动物；群落结构

中图分类号　Q958.8　**文献标识码**　A　**文章编号**　2095-9869(2026)01-0012-12

底栖动物是指生活史的全部或大部分时间栖息于水体底部的水生动物，是湖泊生态系统的重要生物类群。其运动能力有限，对环境变化敏感，群落结构能反映自然变动和人类活动引起的环境变化(林和山等, 2016)。一方面，底栖动物具有调节水–沉积物界面物质交换、加速水底有机碎屑分解以及促进水体自净等生态作用；另一方面，部分底栖动物既直接摄食小型无脊椎动物、藻类，又是鱼类等经济动物

* 山东省自然科学基金(ZR2020MC193)、山东省农业农村厅财政项目“渔业资源调查监测”(2021-2023)和山东省现代耕作制度技术体系农渔综合种养岗(SDAIT-31-06)共同资助。张　典，Email: zzzhangdian@foxmail.com

① 通信作者：董贯仓，研究员，Email: dgc3869676@163.com

收稿日期: 2025-02-18, 收修改稿日期: 2025-04-01

的天然饵料，在维持水域生态系统食物网结构稳定及物质循环和能量传递方面发挥着关键作用(Saxena, 2014; 苏程程等, 2024)。此外，因活动能力弱和对外界胁迫较为敏感等特点，部分底栖动物种类作为环境监测的重要指示种类(袁兴中等, 2001)，在环境监测、水质评价中被广泛利用(蔡永久等, 2010; 陈静等, 2022)。

东平湖位于山东省东平县，湖区总面积为632 km^2，是山东省第二大淡水湖和重要的渔业水体，还是黄河下游唯一的蓄滞洪区和南水北调东线工程最后一级调蓄湖库，具有十分重要的生态和战略地位(郭亚梅等, 2012; 于晓龙等, 2019)。已有东平湖底栖动物的调查研究主要集中于南水北调东线工程通水前，如马俊岭等(1981)于 1979—1980 年调查研究了东平湖软体动物情况，以及王志忠等(2011)和董贯仓等(2015)分别于2006年和2013年对东平湖渔业水域的底栖动物进行了调查研究。目前，南水北调东线于 2013 年底试通水后已常态化调水，地方政府为了保障调水安全也在东平湖实施了湿地建设、湖区养殖退出等生态调控措施。跨流域调水不仅导致水文条件剧烈波动，还促使生物和非生物物质(包括潜在污染物)重新组合，从而增加了生态系统的不确定性(Zeng *et al*, 2017; Gallardo *et al*, 2018)。已有研究发现，南四湖水体有机碳含量在调水工程运行后显著上升(王晓芳等, 2020)，东平湖水质在通水前后也发生了显著改变(胡尊芳, 2017)，故而应适时对调水后东平湖生态系统结构变化情况进行跟踪监测。国内关于调水工程对底栖动物的影响研究多集中于长江、淮河流域，南水北调东线工程下游水域仅见方青青等(2024)结合南四湖和东平湖调查就调水工程水文扰动对底栖群落结构影响的模拟分析。本文选择在调水运行且湖区养殖生产全面退出后，对东平湖大型底栖动物群落及其所处水域环境状况进行调查分析，以揭示当前东平湖生境状况以及底栖动物群落结构特征，从而为进一步加强对东平湖渔业保护利用和水生态养护工作提供基础资料支撑。

1　材料与方法

1.1　调查时间与站位

南水北调东线工程自长江下游扬州抽引长江水，逐级提水北送，连接起洪泽湖、骆马湖、南四湖和东平湖，保障京津冀和山东烟台、威海等地用水。调水工程一般每年进行一次，自当年 11 月中旬开始至次年 5 月末结束。依据调水工程运行情况并结合对东平湖水文特征的综合分析，于东平湖选取 16 个代表性调查站位进行底栖动物和水环境样品采集。不同调查站位中，D5 邻近调水工程入湖区及 D7 和 D8 邻近大汶河入湖区，D12、D13 和 D16 位于东平湖泄洪及调水出湖区，D1、D3、D6 和 D10 位于湖泊近岸区以及 D2、D4、D9、D11、D14 和 D15 位于敞水区，具体调查站位设置见图 1(底图来自山东省标准地图服务，审图号为鲁 SG(2024)035 号，比例尺为 1∶26 万，以 PhotoshopCS4 软件绘图)。分别于 2017 年的 3 月(冬季)、5 月(春季)、8 月(夏季)和 11 月(秋季)进行了 4 次调查采样。

1.2　底栖动物样品采集与处理

1.2.1　*底栖动物样品*　底栖动物样品的采集使用 1/16 m^2 改良彼得森采泥器，每个站位采集 3 次。泥样经 60 目分样筛洗净后，在白瓷盘中逐一将底栖动物拣出。标本用 10%福尔马林溶液保存，带回实验室鉴定至尽可能低的分类单元(王俊才等, 2011; 何志辉等, 1983)，统计各个分类单元的数量，然后用滤纸吸去表面固定液，置于电子天平上称重，最终结果折算成单位面积的密度和生物量。

1.2.2　*水环境样品*　按照《水质 湖泊和水库采样技术指导》要求，用 5 L 有机玻璃采水器采集表层 0.5 m 深处水样并保存。监测指标包括现场测定的水温(WT)、溶解氧(DO)、pH、透明度(SD)和水深(*h*)等以及现场固定室内检测的总氮(TN)、总磷(TP)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})和叶绿素 *a* (Chl *a*)等。其中，透明度(SD)利用塞氏盘现场测定，WT、DO、pH 等利用 YSI-556 MPS 型多参数水质测量仪现场测定，Chl *a* 采用浮游植物荧光分析仪进行测定，其他指标主要参照《水环境监测规范》和《湖泊富营养化调查规范》中的方法分析测定。

1.3　水环境质量及底栖动物生物参数计算和分析

1.3.1　*水环境因子分析*　水质评价主要参照《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)Ⅲ类水质标准进行单因子分析，并结合《湖泊(水库)富营养化评价方法及分级技术规定》中的综合营养状态指数法进行综合评价。

1.3.2　*优势种*　采用McNaughton物种优势度指数(*Y*) (McNaughton, 1967)：

$$Y=(n_i/N)\times f_i \tag{1}$$

式中，*Y* 为底栖动物优势度指数；n_i 为第 *i* 种的总个体数；*N* 为所有采集底栖动物的总个体数；f_i 为该物种在各调查站位出现的频率；以 $Y>0.02$ 种类为优势种(徐兆礼等, 1989)。

1.3.3　*生物多样性*　分别采用 Shannon-Wiener 生

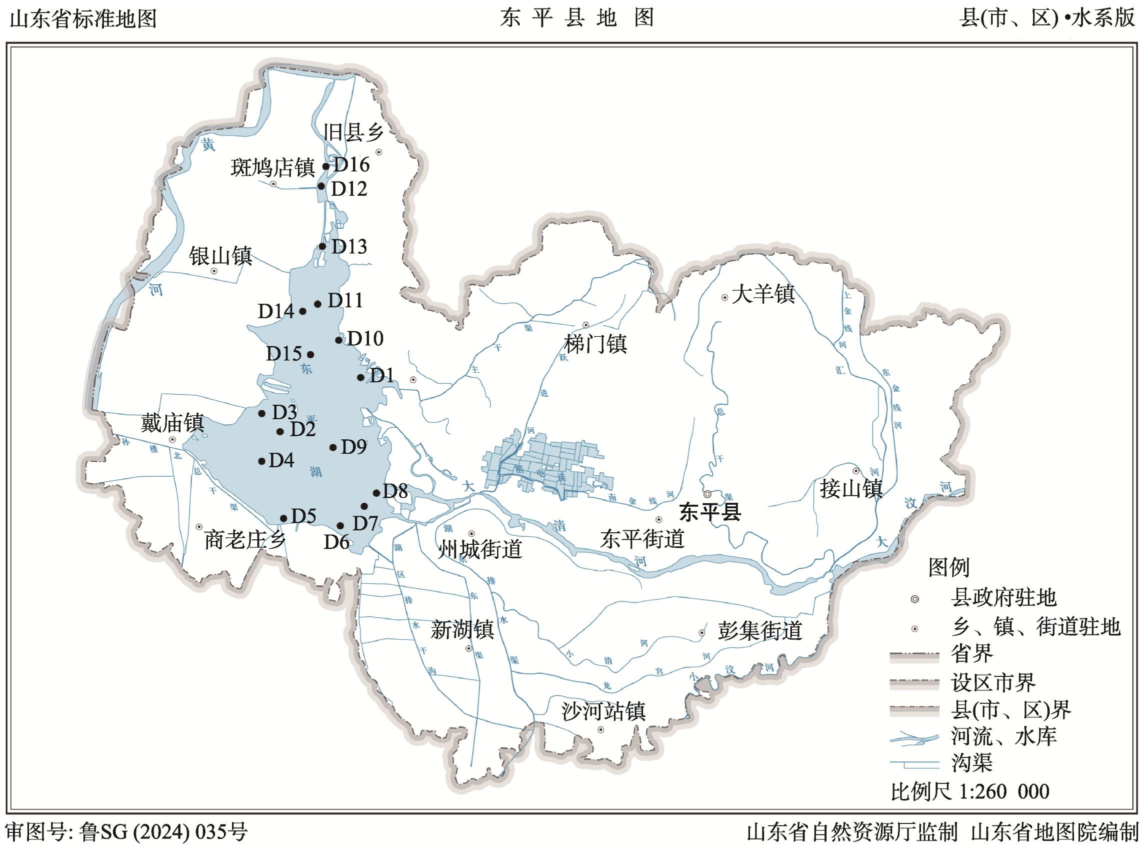

图 1 东平湖调查站点设置

Fig.1 Distribution of sampling sites in Dongping Lake

物多样性指数(Shannon-Wiener diversity index, H') (Shannon, 1948、2001)、Margalef 丰富度指数(Margalef richness index, R) (Margalef, 1968)和 Pielou 均匀度指数(Pielou evenness index, J') (Pielou, 1975)评价底栖动物的多样性。计算公式如下：

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} P_i \ln P_i \tag{2}$$

$$R = (S-1)/\ln N \tag{3}$$

$$J' = H'/\ln S \tag{4}$$

式中，S 为种类数，N 为生物总个数，P_i 为第 i 种种类个体数占总个体数的比例。

1.3.4 底栖动物群落结构与环境因子的相关性分析

对底栖动物生物量数据进行去趋势分析(DCA)，根据各轴梯度长(lengths of gradient)选取模型。若 4 个轴最大梯度值小于 3 选用线性模型(Linear model)，若大于等于 4 选用单峰模型(Unimodal model) (Karr, 1981)。结果显示各排序轴最大值小于 3，故选用线性约束分析模型 RDA。为保证数据的正态性，所有数据均进行 lg(x+1)转换，RDA 分析中，先对环境变量进行预选(Forward selection)，并检验各环境变量贡献率的显著性(蒙特卡洛置换检验，Monte Carlo permutation test，499 次) (Karr, 1981)，DCA、RCA 均采用 Canoco 5.0 进行，数据显著性水平确定为 P<0.05。

1.4 统计分析

本研究所有数据通过 Excel 2021 软件进行初步整理。不同时间和地点的生物和环境数据，利用 IBM SPSS Statistics 27 软件进行单因素方差分析(one-way ANVOA)；底栖动物群落结构与水环境因子之间的关系，利用 IBM SPSS Statistics 27 软件进行 Spearman 相关性分析。相关数据分析结果，使用 OriginPro 2022 软件进行绘图。

2 结果与分析

2.1 底栖动物群落组成

2.1.1 种类组成 周年调查中，共获得底栖动物 22 个分类单元，其中软体动物最多为 8 种(占总物种数的 36.4%)，其次环节动物和节肢动物各 7 种(均占总数的 31.8%)。在不同季节，物种数多少顺序为 3 月>8 月>5 月>11 月，其季节波动主要受软体动物和节肢动物的变动影响，软体动物物种数 3 月、5 月>

11 月>8 月，节肢动物 3 月、8 月>5 月、11 月(图 2a)；在不同站位，底栖动物组成亦存在明显差异(图 2b)，物种数 D9、D12>D5、D16>D3、D15>D2、D11>D1、D6>D10、D13>D4、D7>D14，其中 D9 和 D12 软体动物物种数较多及 D1 节肢动物物种较多。此外，调查中 D8 站位均未采集到底栖动物，可能与本处位于河流入湖口具有 6 m 以上的水深有关，后续群落特征分析不包含该站位。

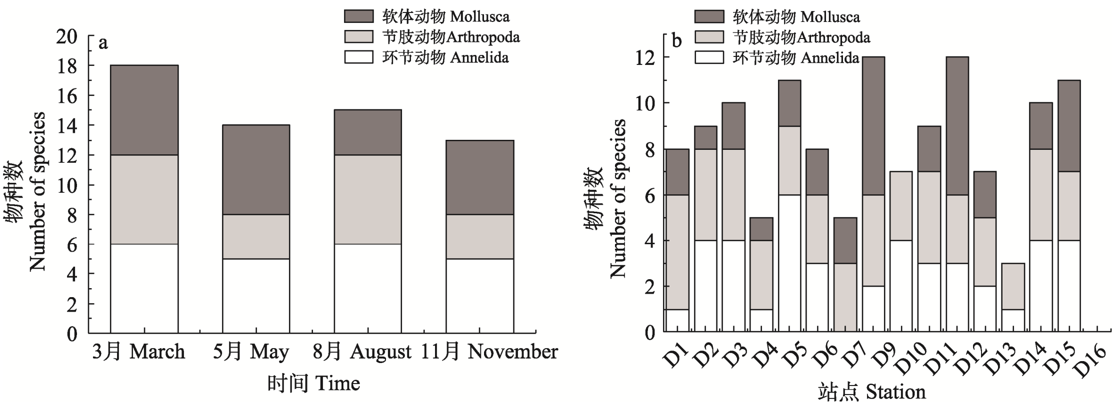

图 2　东平湖底栖动物物种数的时空分布

Fig.2　Spatial-temporal distribution of species number in Dongping Lake

2.1.2　*优势种*　　底栖动物优势种有红裸须摇蚊幼虫 (*Propsilocerus akamusi*)、粗腹摇蚊幼虫(*Conchapelopia brachiata*)、羽摇蚊幼虫(*Chironomus plumosus*)和中华圆田螺(*Cipangopaludina chinensisi*)，其优势度分别为 0.270、0.117、0.024 和 0.022。在不同季节，3 月优势种为红裸须摇蚊幼虫、中华圆田螺，5 月为羽摇蚊幼虫、红裸须摇蚊幼虫、粗腹摇蚊幼虫和中华圆田螺，8 月为粗腹摇蚊幼虫、摇蚊属一种(*Chironomus* sp.)及 11 月为红裸须摇蚊幼虫、粗腹摇蚊幼虫、中华圆田螺(表 1)。

表 1　东平湖主要底栖动物优势种类及其优势度

Tab.1　Dominant species and dominant degree of main macrozoobentos in Dongping Lake

优势种 Dominant species	3 月 March	5 月 May	8 月 August	11 月 November	2017
中华圆田螺 *Cipangopaludina chinensisi*	0.025	0.031		0.021	0.022
粗腹摇蚊幼虫 *Conchapelopia brachiata*		0.054	0.374	0.200	0.117
红裸须摇蚊幼虫 *Propsilocerus akamusi*	0.650	0.093		0.347	0.270
羽摇蚊幼虫 *Chironomus plumosus*		0.220			0.024
摇蚊属一种 *Chironomus* sp.			0.054		

2.2　栖息密度及生物量

底栖动物密度和生物量分别为 252.18 ind./m^2 和 23.16 g/m^2，时空分布差异显著(图 3 和图 4)。其中，不同季节密度大小顺序为 3 月>11 月>8 月>5 月，3 月显著高于 5 月(P<0.05)，而其他月份间差异不显著(P>0.05)；不同站位密度大小顺序为 D11>D16>D10>D5>D14>D6>D15>D12>D3>D4>D2>D13>D9>D1>D7，D11 显著高于除 D10 和 D16 外的其他站位(P<0.05)。

同时，不同季节底栖动物生物量大小顺序为 3 月>5 月>11 月>8 月，3 月显著高于 8 月和 11 月(P<0.05)，而其他月份间差异不显著(P>0.05)；不同站位生物量大小顺序为 D16>D9>D12>D5>D13>D6>D4>D11>D7>D3>D10>D15>D2>D1>D14，D16 显著高于除 D9、D12、D5 和 D13 外的其他站位(P<0.05)。

2.3　底栖动物生物多样性

调查中，底栖动物多样性指数普遍较低(图 5)，Shannon-Wiener 生物多样性指数、Margalef 物种丰富度指数及 Pielou 均匀度指数分别为 0.99、0.75 和 0.68。

在不同季节，底栖动物多样性指数多随时间推移先下降而后升高，其中，Shannon-Wiener 生物多样性指数大小顺序为 3 月>5 月>11 月>8 月，Margalef 物种丰富度指数为 5 月>3 月>11 月>8 月，Pielou 均匀度指数为 5 月>11 月>3 月>8 月。

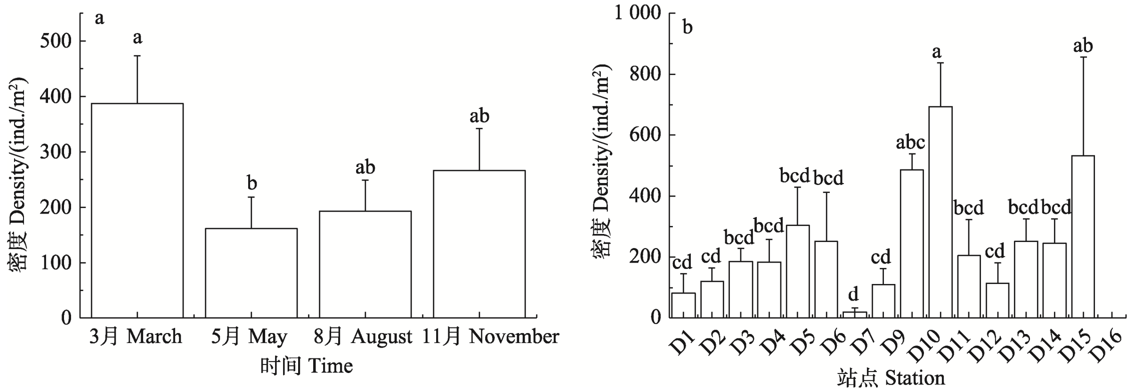

图 3 东平湖底栖动物密度的时空分布

Fig.3 Spatial-temporal distribution of density of macrozoobenthos in Dongping Lake

不同字母表示差异显著(P<0.05)。下同。

Different letters indicate significant differences (P<0.05). The same below.

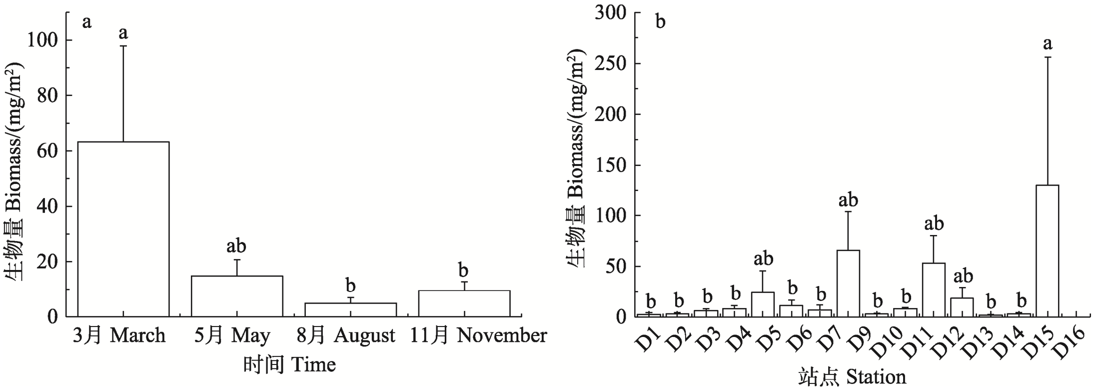

图 4 东平湖底栖动物生物量的时空分布

Fig.4 Spatial-temporal distribution of biomass of macrobenthos in Dongping Lake

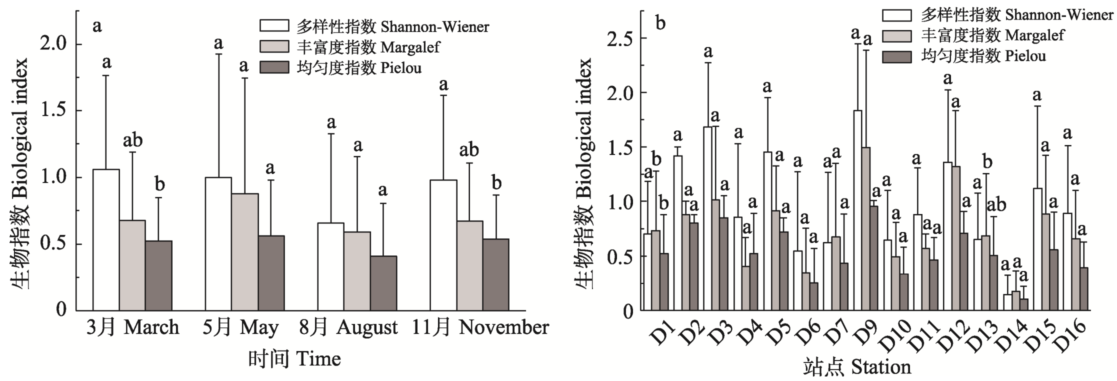

图 5 东平湖底栖动物多样性特征时空分布

Fig.5 Spatial-temporal distribution of diversity characteristics of macrobenthos in Dongping Lake

在不同站位，D9 的 Shannon-Wiener 生物多样性指数、Margalef 物种丰富度指数及 Pielou 均匀度指数均最高，分别为 1.83、1.50 和 0.95；D14 均最低，分别为 0.14、0.18 和 0.10；其他站位生物多样性指数大小顺序存在一定差异，其中，Shannon-Wiener 生物多样性指数介于 0.5~1.75 之间且 D9>D3>D5>D2>D12>D15>D16>D11>D4>D1>D13>D10>D7>D6>D14，Margalef 物种丰富度指数介于 0.3~1.5 之间且 D9>D12>D3>D5>D2>D1>D13>D7>D16>D11>D10>D4>D6>D14，Pielou 均匀度指数介于 0.25~1 之间且 D9>D3>D2>D5>D12>D15>D4>D1>D13>D11>D7>D16>D10>D6>D14。

2.4　水体理化特征

不同水域水环境质量状况见表 2。参照《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)Ⅲ类水质标准，东平湖水体 COD_{Mn} 含量为(9.33±6.44) mg/L，属于Ⅳ类水质；TP 含量为(0.06±0.02) mg/L，属于Ⅳ类水质；TN 含量为(0.97±0.40) mg/L，属Ⅲ类水质，但 3 月和 8 月水质属于Ⅳ类水质；透明度为(0.65±0.30) m；Chl *a* 含量为(12.75±10.54) μg/L；水深为(1.80±0.69) m；水温为(18.54±7.78) ℃。同时，依据相关加权综合营养状态指数法，东平湖总体为轻度富营养(TLI=51.68)。

2.5　底栖动物群落与水环境因子的相关性分析

2.5.1　相关性分析　　基于不同时间、不同站位的生态调查数据，进行了底栖动物群落结构与水环境因子的相关性分析(表 3)。由表 3 可知，底栖动物生物量与 COD_{Mn} 呈极显著正相关($P<0.01$)，Shannon-Wiener 生物多样性指数与 Chl *a* 呈显著负相关($P<0.05$)。

同时，底栖动物群落结构与水环境因子的相关性在不同季节又有所不同。3 月，底栖动物各生物指数与水质指标均未呈现出显著相关性($P>0.05$)；5 月，底栖动物密度 D 与 COD_{Mn}、物种数 S 与 TN、Shannon-Wiener 生物多样性指数 H'分别与 TN 和 NO_3-N、物种丰富度指数 R 和均匀度指数 J'与 TN 均呈显著负相关($P<0.05$)；8 月，S 与水深 h 极显著正相关($P<0.01$)，D 与 COD_{Mn} 显著负相关($P<0.05$)，H'与 h 极显著正相关($P<0.01$)并与 TN 显著正相关($P<0.05$)，J'与 TN 呈显著正相关($P<0.05$)；11 月，S 和 D 均与 h 呈显著正相关($P<0.05$)。

2.5.2　冗余分析　　图 6 为主要环境因子与底栖动物生物指数及物种生物量之间的 RDA 分析结果。共筛选出 3 个环境因子(WT、h 和 DO)，他们共同解释了 99.67%底栖动物群落多样性信息。其中 h 与 DO 具有协同影响作用，对大部分底栖动物以及 Shannon-Wiener 生物多样性指数 H'产生较高的影响，WT 对带丝蚓属一种(*Pachydrilus* sp.)和羽摇蚊幼虫(*Chironomus plumosus*)等底栖动物具有显著正相关影响。

3　讨论

3.1　东平湖底栖动物群落演替特征分析

已有东平湖底栖动物历次调查中，马俊岭等(1981)于 1979—1980 年仅软体动物调查即获得 29 种，王志忠等(2011)于 2007 年获得底栖动物 31 种，而近期试通水的 2013 年仅获得 16 种(董贯仓等, 2015)及调水初期的 2015 年也只获得 19 种(董贯仓等, 2019)。虽然可能马俊岭等(1981)及王志忠等(2011)均因以自制采泥器并辅助带网铁夹采样而获物种数稍高，但董贯仓等(2019)的调查仍表明东平湖底栖动物物种数较 20 世纪有明显降低。本调查共获得底栖动物 22 种，物种数稍高于近期同以彼得森采泥器定量调查的试通水及调水初期，但本调查设置站位更为密集，东平湖的底栖动物物种数是否回升尚需进一步监测验证。

同时，东平湖底栖动物群落结构也发生着显著变化，生物量降低而密度升高。其中，本调查中底栖动物生物量为 23.16 g/m^2，明显低于 20 世纪的 179.84 g/m^2 (马俊岭等, 1981)及 21 世纪初的 157.72 g/m^2 (王志忠等, 2011)，甚至低于试通水期间的 63.11 g/m^2 (董贯仓等, 2015)，仅稍高于调水初期的 12.20 g/m^2 (董贯仓等, 2019)；但是，底栖动物密度变化趋势与之相反，本调查中底栖动物密度为 252.18 ind./m^2，高于 20 世纪调查的

表 2　东平湖水环境质量状况(平均值±标准误)

Tab.2　Status of water environment quality in Dongping Lake (Mean±SE)

指标 Index	3 月 March	5 月 May	8 月 August	11 月 November
水深 h/m	1.97±0.81^a	1.78±0.67^a	1.85±0.64^a	1.61±0.64^a
温度 WT/℃	12.43±0.50^c	21.94±1.14^b	29.46±0.47^a	10.33±1.16^d
透明度 SD/m	0.78±0.31^a	0.89±0.35^a	0.47±0.18^b	0.50±0.08^b
溶解氧 DO/(mg/L)	13.04±2.19^a	7.22±1.86^{bc}	6.80±0.60^c	8.06±0.66^b
总氮 TN/(mg/L)	1.03±0.21^b	0.78±0.16^c	1.28±0.41^a	0.70±0.07^c
总磷 TP/(mg/L)	0.04±0.01^c	0.06±0.02^b	0.07±0.02^a	0.06±0.02^b
高锰酸盐指数 COD_{Mn}/(mg/L)	16.59±7.84^a	6.28±1.93^c	11.55±3.43^b	3.26±1.40^a
叶绿素 *a* Chl *a*/(μg/L)	3.85±1.77^c	6.52±2.62^c	25.58±11.36^a	13.07±6.27^b

注：同行不同字母上标表示差异显著($P<0.05$)。

Note: Different letters in the same row indicate statistically significant differences ($P<0.05$).

表 3 东平湖底栖动物群落结构特征与环境因子的相关矩阵分析

Tab.3 Correlation matrix of macrozoobenthic community and environmental factors in Dongping Lake

时间 Time	指标 Index	*h*	WT	Chl *a*	SD	COD_{Mn}	TP	TN	NO_2-N	TLI
3 月 March	物种数 *S*	–0.357	0.259	0.185	–0.482	0.350	–0.095	–0.025	–0.101	0.311
	密度 *D*	0.054	0.317	0.286	–0.189	0.373	0.125	–0.147	0.074	0.291
	生物量 *B*	–0.149	0.174	0.168	–0.359	0.379	–0.082	–0.120	0.136	0.289
	生物多样性指数 *H′*	–0.322	0.207	0.000	–0.506	0.109	–0.066	–0.103	–0.188	0.183
	丰富度指数 *R*	–0.439	0.306	0.055	–0.485	0.192	–0.113	0.050	–0.085	0.251
	均匀度指数 *J′*	–0.334	0.061	–0.211	–0.475	–0.020	–0.024	–0.337	–0.404	0.021
5 月 May	物种数 *S*	0.073	–0.296	–0.211	–0.148	–0.024	–0.233	–0.632*	–0.476	–0.279
	密度 *D*	0.070	–0.112	–0.028	0.012	–0.621*	0.044	–0.355	–0.230	–0.083
	生物量 *B*	–0.189	–0.197	–0.239	–0.412	0.006	–0.265	–0.473	–0.368	–0.105
	生物多样性指数 *H′*	0.088	–0.328	–0.229	–0.111	0.037	–0.262	–0.614*	–0.547*	–0.344
	丰富度指数 *R*	–0.035	–0.279	–0.346	–0.187	0.076	–0.313	–0.569*	–0.509	–0.367
	均匀度指数 *J′*	0.106	–0.283	0.009	–0.088	0.050	–0.069	–0.569*	–0.412	–0.152
8 月 August	物种数 *S*	0.651**	–0.136	0.071	–0.208	–0.148	–0.267	0.434	0.191	0.238
	密度 *D*	0.256	0.159	0.411	–0.329	–0.657*	–0.249	0.026	–0.258	0.413
	生物量 *B*	–0.178	–0.365	–0.169	–0.007	0.409	0.470	–0.437	–0.277	–0.021
	生物多样性指数 *H′*	0.762**	–0.139	–0.150	0.008	0.046	–0.125	0.612*	0.298	0.162
	丰富度指数 *R*	0.525	–0.129	0.130	–0.076	0.042	0.218	0.362	0.135	0.367
	均匀度指数 *J′*	0.443	–0.032	–0.071	0.137	0.088	0.201	0.547*	0.264	0.198
11 月 November	物种数 *S*	0.562*	0.205	0.251	–0.043	–0.017	0.072	0.029	0.181	0.234
	密度 *D*	0.535*	0.117	0.063	0.223	–0.111	0.332	–0.179	0.028	0.306
	生物量 *B*	–0.105	0.011	–0.097	0.300	0.311	–0.015	–0.126	0.008	0.072
	生物多样性指数 *H′*	0.460	0.112	0.242	–0.161	–0.020	–0.128	0.023	0.057	0.163
	丰富度指数 *R*	0.144	0.234	–0.211	–0.266	–0.241	–0.099	–0.242	0.156	0.158
	均匀度指数 *J′*	–0.003	0.002	0.085	–0.287	–0.181	–0.281	–0.059	–0.037	0.091
2017	物种数 *S*	0.067	–0.194	–0.098	–0.197	0.116	–0.262	–0.053	–0.095	0.289
	密度 *D*	0.114	–0.247	0.020	–0.110	0.165	–0.194	–0.079	–0.132	0.310
	生物量 *B*	–0.081	–0.170	–0.181	–0.100	0.396**	–0.227	–0.044	–0.079	0.098
	生物多样性指数 *H′*	0.171	–0.132	–0.291*	0.014	0.086	–0.229	–0.037	0.043	0.256
	丰富度指数 *R*	–0.013	0.112	–0.103	–0.039	0.043	–0.031	–0.045	–0.010	0.218
	均匀度指数 *J′*	0.055	–0.012	–0.230	0.064	–0.014	0.027	–0.027	0.179	0.067

注：*表示相关性显著(P<0.05)，**表示相关性极显著(P<0.01)。

Note: * indicates a significant correlation (P<0.05) and ** indicates an extremely significant correlation (P<0.01).

225 ind./m^2 及 21 世纪初的 186 ind./m^2，但与近期数据相比，本调查的密度低于 2013 年(484 ind./m^2)而稍高于 2015 年(155 ind./m^2)。上述底栖动物群落结构的演替变化及其变化趋势的差异，应与底栖动物优势种的变化有关。20 世纪调查时东平湖软体动物资源十分丰富(马俊岭等, 1981)，在 21 世纪初调查中软体动物物种数、生物量和密度亦分别占全部底栖动物的 67.74%、99.33%和 56.27% (王志忠等, 2011)，但本调查中主要优势种已成为红裸须摇蚊幼虫、粗腹摇蚊幼虫、羽摇蚊幼虫等节肢动物及中华圆田螺(表 1)，软体动物的缺失是导致目前底栖动物生物量降低的主要原因。同时，试通水期间东平湖底栖动物优势种集中于羽摇蚊幼虫、中华圆田螺和霍甫水丝蚓(董贯仓等, 2015)，以及调水初期主要优势种有粗腹摇蚊幼虫、中华圆田螺、中华颤蚓、羽摇蚊幼虫、管水蚓属一种和苏氏尾鳃蚓(董贯仓等, 2019)，与本调查节肢动物及中华圆田螺为优势种相似，表明东平湖底栖动物优势种由大型软体动物为主向小型水生昆虫和寡毛类为主的演变。

东平湖底栖动物群落的变化，是对区域经济社会发展以及湖区生产作业方式和生态环境状况的响应。陈影影等(2010)基于百年来沉积环境的分析指出，2000 年之前东平湖环境主要受黄河及其流域径流的自然影响，自 2000 年以后开始受到来自工农业废水

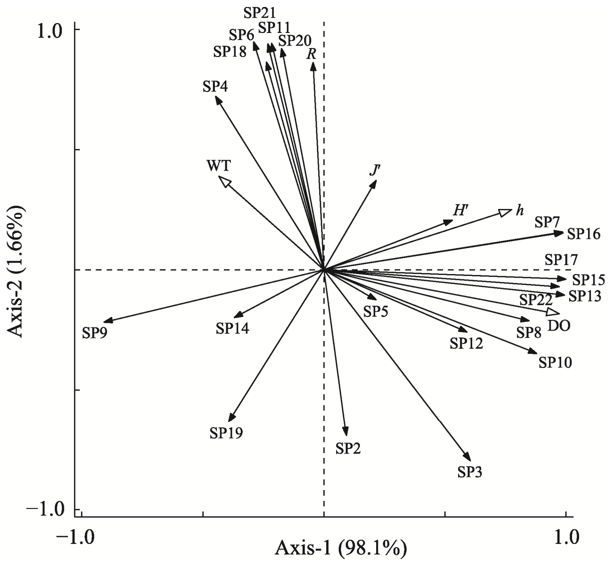

图 6　物种信息与环境变量之间 RDA 排序图

Fig.6　RDA ordination of species information and environmental factors of each sampling sites

SP1：霍甫水丝蚓；SP2：管水蚓属一种；SP3：水丝蚓属一种；SP4：中华颤蚓；SP5：苏氏尾鳃蚓；SP6：带丝蚓属一种；SP7：宽体金线蛭；SP8：摇蚊属一种；SP9：粗腹摇蚊幼虫；SP10：红裸须摇蚊幼虫；SP11：羽摇蚊幼虫；SP12：蜻蜓稚虫；SP13：豆娘幼虫；SP14：秀丽白虾；SP15：中华圆田螺；SP16：梨形环棱螺；SP17：铜锈环棱螺；SP18：方格短沟蜷；SP19：淡水壳菜；SP20：河蚬；SP21：湖球蚬；SP22：圆顶珠蚌。

SP1: *Limnodrilus hoffmeisteri*; SP2: *Aulodrilus* sp.; SP3: *Limnodritus* sp.; SP4: *Tubifex sinicus*; SP5: *Branchiura dowerbyi*; SP6: *Pachydrilus* sp.; SP7: *Whitmania pigra* Whitman; SP8: *Chironomus meigen*; SP9: *Conchapelopia brachiata*; SP10: *Propsilocerus* sp.; SP11: *Chironomus plumosus*; SP12: Dragonfly larvae; SP13: *Ischnura heterosticta*; SP14: *Exopalaemon modestus*; SP15: *Cipangopaludina chinensisi*; SP16: *Bellamya purificata*; SP17: *Bellamya aeruginosa*; SP18: *Semisulcospira cancellata*; SP19: *Limnoper lacustris*; SP20: *Corbicula fluminea*; SP21: *Sphaerium lacustre*; SP22: *Unio douglasiae.*

和生活污水的大量汇入以及人类活动加剧的显著影响。与之对应，近期试通水和调水初期以及本调查中，东平湖底栖动物优势种逐渐由 20 世纪的软体动物转向耐污的小型水生昆虫和寡毛类(董贯仓等, 2019)。师吉华等(2011)对东平湖水生生态系统的研究亦认为，在周边经济社会的快速发展下，东平湖湖区水生生物多样性遭到破坏，并呈现耐污种群数量增加的总趋势。同时，20 世纪末及 21 世纪初东平湖人类捕捞及养殖生产活动日趋活跃(谷孝鸿等, 2018)，也导致软体动物等较大个体底栖动物的急剧降低，并在一定程度上促进了底栖动物群落的演变。

3.2　东平湖底栖动物时空分布差异分析

本调查中，东平湖底栖动物群落特征呈现显著的时空差异，应与所处水域的环境质量状况以及人类干扰情况密切相关。龚志军等(2001)对武汉东湖不同湖区底栖动物的研究发现，底栖动物物种多样性与水体营养水平呈相反趋势，霍甫水丝蚓等的密度还与水体营养水平正相关。本调查中，底栖动物生物量与水体 COD_{Mn} 极显著正相关(P<0.01) (表 3)，与上述结果基本一致。同时，Chl *a* 作为浮游植物群落特征也是水体营养状态的重要指标，调查中底栖动物 Shannon-Wiener 生物多样性指数与之显著负相关；特别是在调查中的 8 月，期间水温为年度内最高且水体 TN、TP 也分别达到了较高的(1.28±0.41) mg/L 和(0.07±0.02) mg/L，而底栖动物生物指数均较低，均表明底栖动物生物多样性与水体营养水平的相反关系。

同时，本调查中底栖动物生物参数与水环境参数的相互关系存在动态变化(表 3)，与所受季节变动、环境状况及人为干扰等综合因素差异有关(闫云君等, 2005; 葛广玉等, 2024)。一方面，水体生态环境状况及生境复杂程度决定了底栖动物群落的多样性(Tews *et al*, 2004; Shostell *et al*, 2007)。如 5 月东平湖底栖动物的密度与 COD_{Mn}、物种数与 TN、Shannon-Wiener 生物多样性指数分别与 TN 和 NO_3-N、丰富度指数与 TN、均匀度指数与 TN 均呈显著负相关(P<0.05)。同时，水文状况(特别是水深)也是底栖动物时空分布的重要影响因素(Lozano *et al*, 2001; 俞大维等, 1991)，本调查中 D8 站位未采集到底栖动物，与其位于河道区域具有 6 m 以上的水深有关。另一方面，底栖动物群落还会受人类捕捞、渔业生产、外源污物汇入以及生物间相互作用等影响(董贯仓等, 2019; 蒋万祥, 2022)。本调查中，3 月底栖动物的生物量和密度均为全年最高，应与 12 月至次年 2 月冬季及冰封状态下的人为干扰和渔业生物捕食较弱有关。同时，调查期间的 4—8 月为东平湖禁渔期，期间的 5 月和 8 月虽无人为捕捞干扰但鱼类等捕食压力增加，底栖动物的密度和生物量均较低；而随后，随着禁渔期的结束，大量大规格鱼类被捕获，11 月底栖动物的密度和生物量又开始呈现回升的态势。

3.3　东平湖底栖动物群落演变受调水影响分析

在调水工程运行前，大汶河是东平湖的主要水源，多年径流量平均为 11.49 亿 m^3，而调水工程使东平湖年汇入水量增加了约 2/3 (王丹等, 2016)。常态化的调水运营带入更多外源水体以及营养物质，势必造

成东平湖水体理化特征以及水文、水动力学特征的改变(蒋万祥, 2022)，过量的营养物质沉积还会对沉积环境产生不利影响(Kim *et al*, 2019)，进而改变底栖动物的栖息环境(李少文等, 2017)。本调查中，出湖区域(D16)底栖动物的生物量和生物多样性指数均显著高于受调水直接冲击影响较大的调水入湖区域(D5)。

同时，2013 年南水北调东线通水后，东平湖水位不断上升并趋于高水位的稳定状态(韩非等, 2020)。水深的变化会影响沉积物–水界面溶解氧、水生植物与底栖藻类生长、风力扰动及生物地理化学过程，而调水工程蓄水引起的水位上升和底层溶解氧减少可能导致土著物种的迁移或消失(Qu *et al*, 2020)。本研究中，RDA 分析结果显示，东平湖大部分的底栖动物尤其是软体动物的生物量与水深负相关，而与溶解氧正相关(表 3，图 6)；同时，近期调查中底栖动物优势种群也由原来的软体动物向水生昆虫和寡毛类演变。

此外，虽然长期而言，南水北调东线工程通水有利于东平湖水质改善，但湖区近期仍存在较高的水质健康风险(胡尊芳, 2017; 蒋万祥, 2022)。张又等(2017)研究认为，高营养水体底层的溶解氧浓度通常较低，限制了敏感物种的生长、繁殖和存活率。而在静水生态系统中，水深的变化还会引起水体理化因子的变化进而影响底栖动物分布格局(Petridis *et al*, 1993; Baudo *et al*, 2001)。已有东平湖及其邻近南四湖的监测发现，调水带来的水文脉冲变化通过水质、沉积物中的重金属和水深 3 个层面影响底栖动物群落结构(Petridis *et al*, 1993; 于晓龙等, 2019)，蒋万祥(2022)研究也认为南水北调东线工程运行明显改变了南四湖原有的水生态系统和底栖动物群落。与 20 世纪及 21 世纪初调查结果相比(马俊岭等, 1981; 王志忠等, 2011)，调水后东平湖底栖动物物种数、生物量均显著降低而密度升高。但与调水初期调查结果相比(董贯仓等, 2019)，当前东平湖底栖动物的物种数、生物量和密度均又有所升高。由于湖泊底栖动物群落结构受到生境状况、人类活动、外源汇入以及生物间相互作用等多重因素影响(董贯仓等, 2019; 蒋万祥, 2022)，目前东平湖水域环境因跨流域调水而更为复杂，故调水工程下东平湖底栖动物群落结构及其演变特征仍需长期的跟踪监测分析。

参 考 文 献

蔡永久, 龚志军, 秦伯强. 太湖大型底栖动物群落结构及多样性. 生物多样性, 2010, 18(1): 50–59 [CAI Y J, GONG Z J, QIN B Q. Community structure and diversity of macrozoobenthos in Lake Taihu, a large shallow eutrophic lake in China. Biodiversity Science, 2010, 18(1): 50–59]

陈静, 潘保柱, 武大勇, 等. 洪泽湖底栖动物群落结构及影响因素研究. 长江流域资源与环境, 2022, 31(2): 326–335 [CHEN J, PAN B Z, WU D Y, *et al*. Macroinvertebrate community structure and its relationships with environmental factors in Hongze Lake. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2022, 31(2): 326–335]

陈影影, 陈诗越, 姚敏, 等. 近百年来东平湖沉积通量变化与环境. 沉积学报, 2010, 28(4): 783–789 [CHEN Y Y, CHEN S Y, YAO M, *et al*. Sedimentary flux variation and environment of Dongping lake during the last century. Acta Sedimentologica Sinica, 2010, 28(4): 783–789]

董贯仓, 刘超, 李秀启, 等. 东平湖底栖动物群落特征及水环境分析. 生物学杂志, 2015, 32(1): 39–43 [DONG G C, LIU C, LI X Q, *et al*. Study on community characteristics of macrozoobenthos and assessment of water quality in Dongping Lake. Journal of Biology, 2015, 32(1): 39–43]

董贯仓, 刘超, 朱士文, 等. 东平湖不同渔业水域大型底栖动物群落结构特征. 海洋湖沼通报, 2019, 41(6): 90–97 [DONG G C, LIU C, ZHU S W, *et al*. A comparative analysis of macrobenthic community characteristics of different fishery water areas in Dongping Lake. Transactions of Oceanology and Limnology, 2019, 41(6): 90–97]

方青青, 王国强, 张尚弘, 等. 基于水体交换能力的调水工程对底栖动物群落影响研究. 水力发电学报, 2024, 43(4): 62–72 [FANG Q Q, WANG G Q, ZHANG S H, *et al*. Study on mechanism of water transfer project impacting on macrobenthos community based on water exchange capacity. Journal of Hydroelectric Engineering, 2024, 43(4): 62–72]

葛广玉, 周丽青, 井浩, 等. 长山列岛潮间带贝类群落结构季节变化. 渔业科学进展, 2024, 45(2): 199–209 [GE G Y, ZHOU L Q, JING H, *et al*. Annual variation of shellfish community structure in intertidal zone of Changshan Islands. Progress in Fishery Sciences, 2024, 45(2): 199–209]

龚志军, 谢平, 唐汇涓, 等. 水体富营养化对大型底栖动物群落结构及多样性的影响. 水生生物学报, 2001, 25(3): 210–216 [GONG Z J, XIE P, TANG H J, *et al*. The influence of eutrophycation upon community structure and biodiversity of macrozoobenthos. Acta Hydrobiologica Sinica, 2001, 25(3): 210–216]

谷孝鸿, 毛志刚, 丁慧萍, 等. 湖泊渔业研究: 进展与展望. 湖泊科学, 2018, 30(1): 1–14 [GU X H, MAO Z G, DING H P, *et al*. Progress and prospect of lake fishery. Journal of Lake Sciences, 2018, 30(1): 1–14]

郭亚梅, 任东红. 南水北调东线背景下东平湖综合效益的发挥. 人民黄河, 2012, 34(11): 23–25 [GUO Y M, REN D H. Dongping Lake impounding influence treatment works under the background of the South-to-North Water Transfer Project (East Route). Yellow River, 2012, 34(11): 23–25]

韩非, 陈影影, 于世永, 等. 1954—2018 年东平湖水位变化特征及驱动因素分析. 水资源与水工程学报, 2020, 31(3): 102–109 [HAN F, CHEN Y Y, YU S Y, *et al*. Characteristics of water level changes and their driving factors in Dongping Lake from 1954 to 2018. Journal of Water Resources and Water Engineering, 2020, 31(3): 102–109]

何志辉, 谢祚, 严生良, 等. 淡水生物学 (上册, 分类学部分). 北京：农业出版社, 1983 [HE Z H, XIE Z H, YAN S L, *et al*. Freshwater Biology (Volume 1, Taxonomy Section). Beijing: Agriculture Press, 1983]

胡尊芳. 南水北调东线工程对东平湖水环境的影响. 山东国土资源, 2017, 33(10): 46–51 [HU Z F. Effect of east route of south to north water transfer project on Dongping Lake water environment. Shandong Land and Resources, 2017, 33(10): 46–51]

蒋万祥. 南水北调东线调蓄湖泊底栖动物群落构建机制及驱动因素研究. 西安理工大学博士研究生学位论文, 2022 [JIANG W X. Assembly mechanisms and driving factors of macroinvertebrate community in the impounding lakes along the eastern route of the south-to-north water diversion project. Doctoral Dissertation of Xi'an University of Technology, 2022]

李少文, 任中华, 王田田. 黄河口海域夏季大型底栖动物的生态学特征. 渔业科学进展, 2017, 38(6): 9–17 [LI S W, REN Z H, WANG T T. Ecological characteristics of macrobenthos at the Yellow River Estuary in summer. Progress in Fishery Sciences, 2017, 38(6): 9–17]

林和山, 王建军, 黄雅琴, 等. 兴化湾潮间带大型底栖生物群落生态研究. 渔业科学进展, 2016, 37(1): 15–21 [LIN H S, WANG J J, HUANG Y Q, *et al*. An ecological study on the benthos in intertidal zone of Xinghua Bay. Progress in Fishery Sciences, 2016, 37(1): 15–21]

马俊岭, 王恩国. 东平湖软体动物初步调查报告. 淡水渔业, 1981, 11(6): 1–3, 13 [MA J L, WANG E G. Preliminary investigation report on molluscs in Dongping Lake. Freshwater Fisheries, 1981, 11(6): 1–3, 13]

师吉华, 王钦东, 李秀启, 等. 东平湖水生生态系统变迁及富营养化评价. 长江大学学报(自然科学版), 2011, 8(4): 242–245, 212 [SHI J H, WANG Q D, LI X Q, *et al*. Aquatic ecosystem changes and eutrophication assessment in Dongping Lake. Journal of Yangtze University (Natural Science Edition), 2011, 8(4): 242–245, 212]

苏程程, 张琦, 赵永松, 等. 长岛毗邻海域底层鱼类和无脊椎动物群落多样性及关键种. 渔业科学进展, 2024, 45(5): 82–95 [SU C C, ZHANG Q, ZHAO Y S, *et al*. Diversity and keystone species of the benthic fish and invertebrate community in the waters of the Changdao Archipelago. Progress in Fishery Sciences, 2024, 45(5): 82–95]

王丹, 陈永金, 燕东芝. 近 23 a 气候变化对东平湖水位及 TN、TP 的影响. 人民黄河, 2016, 38(8): 60–64 [WANG D, CHEN Y J, YAN D Z. Effect of climate change on water level and TN and TP in Dongping Lake in the past 23 years. Yellow River, 2016, 38(8): 60–64]

王俊才, 王新华. 中国北方摇蚊幼虫. 北京: 中国言实出版社, 2011 [WANG J C, WANG X H. Chironomid larvae in Northern China. Beijing: China Yanshi Publishing House, 2011]

王晓芳, 毕学军, 潘慧慧, 等. 南水北调东线供水有机物含量对出厂水水质的影响. 中国给水排水, 2020, 36(9): 42–46 [WANG X F, BI X J, PAN H H, *et al*. Influence of organic matters content in eastern line of south-to-north water diversion on finished water quality. China Water & Wastewater, 2020, 36(9): 42–46]

王志忠, 王钦东, 陈述江, 等. 东平湖大型底栖动物多样性及其环境质量评价. 广东农业科学, 2011, 38(20): 120–123 [WANG Z Z, WANG Q D, CHEN S J, *et al*. Biodiversity of macrozoobenthos and environmental quality assessment in Dongping Lake. Guangdong Agricultural Sciences, 2011, 38(20): 120–123]

徐兆礼, 陈亚瞿. 东黄海秋季浮游动物优势种聚集强度与鲐鲹渔场的关系. 生态学杂志, 1989, 8(4): 13–15, 19 [XU Z L, CHEN Y Q. Aggregated intensity of dominant species of zooplankton in autumn in the East China Sea and Yellow Sea. Chinese Journal of Ecology, 1989, 8(4): 13–15, 19]

闫云君, 李晓宇, 梁彦龄. 草型湖泊和藻型湖泊中大型底栖动物群落结构的比较. 湖泊科学, 2005, 17(2): 176–182 [YAN Y J, LI X Y, LIANG Y L. A comparative study on community structure of macrozoobenthos between macrophytic and algal lakes. Journal of Lake Sciences, 2005, 17(2): 176–182]

于晓龙, 徐洪增, 刘新阳, 等. 东平湖生态水位和水生态系统健康研究. 人民黄河, 2019, 41(11): 59–64 [YU X L, XU H Z, LIU X Y, *et al*. Study on ecological water level and water ecosystem health of Dongping Lake. Yellow River, 2019, 41(11): 59–64]

俞大维, 虞左明. 杭州西湖底栖动物群落的研究. 水生生物学报, 1991, 15(1): 63–72 [YU D W, YU Z M. Studies on the zoobenthic communities of the West Lake, Hangzhou. Acta Hydrobiologica Sinica, 1991, 15(1): 63–72]

袁兴中, 陆健健. 长江口岛屿湿地的底栖动物资源研究. 自然资源学报, 2001, 16(1): 37–41 [YUAN X Z, LU J J. Studies on zoobenthos resources in the islands of the Changjiang estuary. Journal of Natural Resources, 2001, 16(1): 37–41]

张又, 程龙, 尹洪斌, 等. 巢湖流域不同水系大型底栖动物群落结构及影响因素. 湖泊科学, 2017, 29(1): 200–215 [ZHANG Y, CHENG L, YIN H B, *et al*. Benthic macroinvertebrate community structure and environmental determinants in river systems of Chaohu Basin. Journal of Lake Sciences, 2017, 29(1): 200–215]

BAUDO R, OCCHIPINTI A, NOCENTINI A M, *et al*. Benthos of lake *Orta* in the year 1996. Journal of Limnology, 2001, 60(2): 241–248

GALLARDO B, ALDRIDGE D C. Inter-basin water transfers and the expansion of aquatic invasive species. Water Research, 2018, 143: 282–291

KARR J R. Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries, 1981, 6(6): 21–27

KIM P J, LEE J H, HUH I, *et al*. Development of benthic macroinvertebrates sediment index (BSI) for bioassessment of freshwater sediment. International Journal of Sediment Research, 2019, 34(4): 368–378

LOZANO S J, SCHAROLD J V, NALEPA T F. Recent declines in benthic macroinvertebrate densities in Lake Ontario. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2001, 58(3): 518–529

MARGALEF R. Perspectives in ecological theory. Chicago: University of Chicago Press, 1968

MCNAUGHTON S J. Relationships among functional properties of Californian grassland. Nature, 1967, 216(5111): 168–169

PETRIDIS D, SINIS A. Benthic macrofauna of Tavropos Reservoir (central Greece). Hydrobiologia, 1993, 262(1): 1–12

PIELOU E C. Ecological diversity. New York: Wiley, 1975

QU X, CHEN Y S, LIU H, *et al*. A holistic assessment of water quality condition and spatiotemporal patterns in impounded lakes along the eastern route of China's South-to-North Water Diversion Project. Water Research, 2020, 185: 116275

SAXENA S. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystem zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling in Shahpura Lake, Bhopal (M.P.). International Journal of Advanced Research (IJAR), 2014, 2(8): 686–693

SHANNON C E. A mathematical theory of communication. Bell System Technical Journal, 1948, 27(3): 379–423

SHANNON C E. A mathematical theory of communication. ACM SIGMOBILE Mobile Computing and Communications Review, 2001, 5(1): 3–55

SHOSTELL J M, WILLIAMS B S. Habitat complexity as a determinate of benthic macroinvertebrate community structure in cypress tree reservoirs. Hydrobiologia, 2007, 575(1): 389–399

TEWS J, BROSE U, GRIMM V, *et al*. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures. Journal of Biogeography, 2004, 31(1): 79–92

ZENG Q H, LIU Y, ZHAO H T, *et al*. Comparison of models for predicting the changes in phytoplankton community composition in the receiving water system of an inter-basin water transfer project. Environmental Pollution, 2017, 223: 676–684

(编辑 马琟艳)

Analysis of Benthic Macroinvertebrate Community Structure in Dongping Lake after the Operation of the Eastern Route of the South-to-North Water Diversion Project

ZHANG Dian[1], CONG Xuri[2], ZHU Shiwen[2], DONG Guancang[2①], LENG Chunmei[2], SUN Lufeng[2], KE Han[2]

(1. *College of Fisheries and Life Sciences, Shanghai Ocean University, Shanghai* 201306, *China*;
2. *Shandong Freshwater Fisheries Research Institute, Jinan* 250013, *China*)

Abstract Dongping Lake, the second largest freshwater lake in Shandong Province, China, serves not only as a vital water body for fishery but also as the sole flood detention area in the lower reaches of the Yellow River. Additionally, it plays a crucial role as the final regulating reservoir in the Eastern Route of the South-to-North Water Diversion Project. Benthic animals, as an essential component of the lake ecosystem, are indispensable in material cycling and energy flow. They also act as indicators of environmental monitoring, providing significant value in assessing water quality and predicting ecological changes.

In recent years, with the official commencement of water diversion operations in the Eastern Route Project and the implementation of ecological regulation measures such as wetland construction and aquaculture withdrawal by the local government, the hydrological conditions and aquatic environment of Dongping Lake have undergone remarkable changes. These changes have undoubtedly impacted the benthic animal community structure, potentially affecting the stability and function of the entire lake ecosystem. Therefore, this study aimed to investigate the macrobenthic animal community and its

① Corresponding author: DONG Guancang, Email: dgc3869676@163.com

aquatic environmental conditions in Dongping Lake after the formal water diversion operations and the complete withdrawal of aquaculture activities. The findings will provide scientific evidence and foundational data for the conservation and utilization of fisheries resources and the maintenance of aquatic ecosystems in Dongping Lake. A total of 16 sampling points were set up in different areas of Dongping Lake, and four surveys and sampling were conducted in March (winter), May (spring), August (summer) and November (autumn) of 2017, respectively. Benthic animal samples were collected and preserved on site, and then brought back to the laboratory for species identification and biomass measurement. Meanwhile, environmental samples from each sampling point were collected on site for measurement, including key indicators such as dissolved oxygen, pH, ammonia nitrogen, total nitrogen and total phosphorus. Ecological statistical analysis was performed on the benthic animal community structure to calculate biodiversity indices, richness indices, evenness indices, and dominant species, and to explore the relationships between species diversity, dominant species, and environmental factors. RDA was used to screen out the most influential environmental factors. Furthermore, the study also compared the differences between historical data and current survey results to assess the changing trends of the ecological environment in Dongping Lake in recent years.

The survey identified a total of 22 benthic animal species, representing an increase from the species numbers during the trial water diversion periods (16 species in 2013 and 19 species in 2015). However, this number is still significantly lower than the 29 species recorded in 1979–1980 (mollusks were counted separately). The biomass of benthic animals has shown a continuous declining trend, with a decrease in mollusks and a succession of dominant species to arthropods (chironomid larvae) and oligochaetes (*Limnodrilus hoffmeisteri*). Seasonal dynamics revealed that the highest biomass (peaking at 23.16 g/m²) and density (252.18 ind./m²) occurred in March. This seasonal variation is closely related to changes in fish predation pressure and water physicochemical indicators.

The Water Diversion Project has also exerted certain influences on the benthic animal community in Dongping Lake, including increased nutrient influx and changes in water depth. The biomass of benthic animals showed a highly significant positive correlation with chemical oxygen demand of permanganate ($P<0.01$), and the Shannon index was significantly and negatively correlated with chlorophyll *a* ($P<0.05$). In May, community indicators exhibited significant negative correlations with nutrient salts such as total nitrogen and nitrate nitrogen, indicating that eutrophication leads to reduced biodiversity. The biodiversity at outlet D16 was significantly higher than that at inlet D5, reflecting the impact of external inputs brought by water diversion.

The survey results demonstrate that, although the species richness of benthic animals in Dongping Lake has increased after water diversion, their dominant populations have shifted from large mollusks to aquatic insects, oligochaetes, and small snails. This shift has been influenced by multiple factors, including water quality conditions, water diversion changes, and human disturbances. The impacts of the water diversion project require further tracking and verification, and the protection of the lake aquatic ecosystem needs to be comprehensively considered from more influencing factors and continuously strengthened.

This study delineates the cascading impacts of large-scale water diversion on benthic ecosystems in Dongping Lake, revealing a transition from mollusk-dominated to insect-oligochaete communities under nutrient enrichment. While short-term species recovery is evident, long-term ecological risks persist, particularly regarding functional diversity loss and eutrophication acceleration. To mitigate these challenges, adaptive management strategies must reconcile hydrological regulation with nutrient control, incorporating benthic community dynamics as sentinel indicators. Future research should prioritize long-term monitoring across hydraulic gradients and experimental studies on species-specific stressor responses.

Key words　Dongping Lake; Eastern Route of the South-to-North Water Diversion Project; Benthic animals; Community structure