

洪泽湖大型底栖动物群落结构及其与环境因子的关系

张超文^{1,2}, 张堂林¹, 朱挺兵^{1,2}, 李 为¹, 谢志才¹

(1. 中国科学院水生生物研究所, 湖北 武汉 430072; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要:洪泽湖是我国第四大淡水湖,然而关于洪泽湖大型底栖动物的报道较少。为了研究洪泽湖大型底栖动物群落结构特征及其影响因子,在洪泽湖设置20个采样点,进行了为期1周年的季度调查(2010年5月–2011年2月)。共采集到大型底栖动物14种,寡毛类、摇蚊科幼虫和软体动物分别有5种(占总物种数的35.7%)、3种(21.4%)和6种(42.9%)。河蚬为第一优势种(优势度 $Y=0.18$),其次分别为苏氏尾鳃蚓(0.09)、羽摇蚊(0.07)、霍甫水丝蚓(0.06)和铜锈环棱螺(0.06)。群落的平均密度和平均生物量分别为 (45.45 ± 7.38) 个/ m^2 和 (52.43 ± 12.04) g/ m^2 ,其中软体动物平均密度和平均生物量最高 $[(24.80 \pm 6.20)$ 个/ m^2 和 (49.55 ± 11.94) g/ m^2],摇蚊类次之 $[(13.76 \pm 2.87)$ 个/ m^2 和 (2.28 ± 0.71) g/ m^2],寡毛类最低 $[(6.96 \pm 2.41)$ 个/ m^2 和 (0.60 ± 0.18) g/ m^2]。全湖Shannon-Wiener、Margalef和Pielou指数分别为2.69、1.10和0.71,各指数季节差异不明显。冗余分析(RDA)结果共解释物种数据累计方差的35.0%;Monte Carlo检验表明,洪泽湖水体中硝酸盐氮、总氮和化学耗氧量是影响底栖动物群落分布最关键的环境因子($F=2.181 \sim 3.277, P<0.05$)。

关键词:大型底栖动物;群落结构;生物多样性;环境因子;洪泽湖

中图分类号:X171.1 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2012)03-0027-07

洪泽湖($33^{\circ}06' \sim 33^{\circ}40'N, 118^{\circ}10' \sim 118^{\circ}52'E$)是我国第四大淡水湖,位于江苏省西部淮河下游,水域面积1597 km²(以汛期控制水位12.5 m计,废黄河基面),最大长度65 km,平均湖宽25 km,最大水深6 m,平均深度2 m,容积约 30.4×10^8 m³,年平均水温16.3℃,底质为碎屑沉积物。汇入洪泽湖的较大河流有淮河、濉潼河、濉河、徐洪河和怀洪新河(朱松泉和窦鸿身,1993)。

长期以来,随着洪泽湖周边地区经济的快速发展和人口的急剧增长,人类对自然资源的开发不断加剧,使其生态环境逐渐恶化,富营养化进程加剧,水质呈不断下降趋势。特别是20世纪90年代以来,来自淮河上游的生活污水与工业废水严重影响了洪泽湖的水质(韩爱民等,2002)。目前,洪泽湖部分水域水质属于劣V类,水体为富营养型污染,主要污染物是有机物、氨、酚和总汞(葛储广和王国祥,2008)。富营养化影响水体大型底栖动物群落结构和多样性(龚志军等,2001),如有机物的增加会导致湖底淤积、底质改变、底层缺氧,从而影响某

些大型底栖动物的分布(Graneli & Solander, 1988; 刘建康,2000)。大型底栖动物是水生态系统的一个重要类群,既是鱼类的食料,又是水环境监测中重要的指示生物,因此,研究其结构和功能在理论及实践上都具有重要的意义(刘建康,2000)。

尽管洪泽湖底栖动物的相关数据有过报道(朱松泉和窦鸿身,1993),但调查工作主要是在20世纪80年代完成,近年来的调查仅限于软体动物;在相关研究中,均未探讨底栖动物与环境因子的关系(韩爱民等,2002;葛储广和王国祥,2008)。本文研究洪泽湖大型底栖动物群落的种类组成、密度、生物量、分布特征和多样性,探讨大型底栖动物的时空分布与环境因子的关系,研究结果能为洪泽湖底栖动物资源的合理利用及水环境保护提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 采样点与采样时间

根据洪泽湖形态特征和水体理化因子监测位点,全湖共布设20个采样点。按季节2010年5月(春)、8月(夏)、11月(秋)和2011年2月(冬)进行了4次底栖动物定量采样。采样点位置及相关特征见图1和表1。

1.2 大型底栖动物调查

大型底栖动物的采集运用0.0625 m²的改良彼得生采泥器,所采泥样经孔径为450 μm的铜筛筛洗,洗净泥样装入塑料袋中贴上标签(标明采样地

收稿日期:2012-03-19

基金项目:国家支撑计划课题(编号:2012BAD25B08);淮安市科技计划项目(编号:SN1089);国家公益性行业(农业)科研专项(编号:201203081-4)。

通讯作者:张堂林。E-mail: tlzhang@ihb.ac.cn

作者简介:张超文,1985年生,硕士研究生,主要从事底栖动物与环境生态学研究。E-mail: zcwzmm@foxmail.com

点、编号和日期),带回实验室,置白磁盘中活体挑出,样本再置入 50 mL 的聚乙烯塑料标本瓶中,用 10% 的福尔马林溶液进行固定。标本经鉴定(刘月英,1979;Brinkhurst,1986;Epler,2001)、计数和称重后,换算成每 1 m² 的密度和生物量。

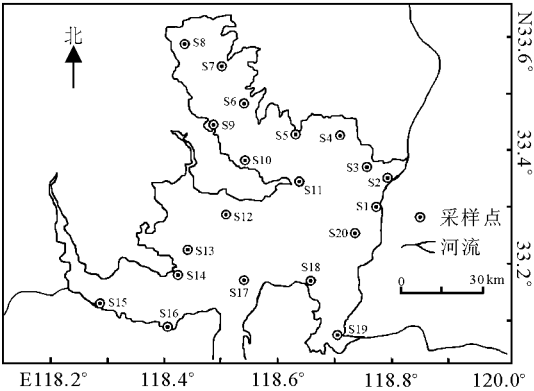


图 1 洪泽湖采样点分布

Fig. 1 Distribution of sampling sites in Lake Hongze

表 1 洪泽湖大型底栖动物采样点的地理环境特征

Tab. 1 Geographic and environmental characteristics of sampling sites for macrozoobenthos in Lake Hongze

采样点编号	名称	经度	纬度	生境特征
1	高家涧	E118°49.323'	N33°17.568'	沿岸带,硬底质
2	二河闸	E118°51.628'	N33°19.908'	出水口,硬底质
3	大马嘴	E118°23.892'	N33°08.718'	围网养殖区,碎屑性淤泥,少量挺水植物
4	韩桥	E118°46.305'	N33°24.737'	围网养殖区,碎屑性淤泥,少量挺水植物
5	大沟头	E118°41.243'	N33°25.427'	入水口,硬底质,少量挺水植物
6	王集湾	E118°35.907'	N33°28.945'	敞水区,硬底质,少量挺水植物
7	桂嘴	E118°33.835'	N33°32.780'	围网养殖区,硬底质,大量沉水植物
8	五河	E118°48.812'	N33°21.423'	入水口,硬底质
9	顾勒河	E118°32.097'	N33°27.313'	入水口,硬底质,少量挺水植物
10	龙集湾	E118°35.118'	N33°23.552'	敞水区,硬底质,少量挺水植物
11	成河	E118°39.978'	N33°21.243'	沿岸带
12	新开河	E118°32.148'	N33°18.617'	敞水区,硬底质
13	王沙岛	E118°27.287'	N33°15.782'	围网养殖区,硬底质
14	临淮	E118°25.573'	N33°13.512'	围网养殖区,碎屑性淤泥
15	新河头	E118°15.146'	N33°12.012'	入水口,淤泥,大量沉水植物
16	姚沟路	E118°23.892'	N33°08.718'	围网养殖区,碎屑性淤泥,少量挺水植物
17	剪草沟	E118°31.562'	N33°12.843'	入水口,硬底质
18	马浪港	E118°40.637'	N33°11.765'	入水口,硬底质
19	蒋坝	E118°43.385'	N33°06.317'	出水口,碎屑性淤泥
20	避风港	E118°46.542'	N33°15.313'	敞水区,硬底质

1.4 数据处理

底栖动物的物种丰富度、密度和生物量差异的检验用 SPSS 13.0 进行单因素方差分析 (One-way AVONA)。为了提高数据的正态性和方差齐性,对底栖动物密度和生物量数据采用了 lg(x + 1) 转换。如果单因素方差差异显著,则进行多重比较;如果方差具有同质性,就进行 LSD (the least significant difference) 检验;如果方差不具同质性,就选用

1.3 水样采集与分析

水样点布设和调查时间与底栖动物物相同。测量的水体理化因子有:水深 (WD)、透明度 (SD)、pH、溶解氧 (DO)、电导率 (Cond)、水温 (WT)、正磷酸盐 (PO₄³⁺-P)、总磷 (TP)、氨氮 (NH₄⁺-N)、亚硝酸氮 (NO₂⁻-N)、硝酸氮 (NO₃⁻-N)、总氮 (TN)、化学需氧量 (COD) 和叶绿素 a (Chl. a), 共 14 项。其中 WT、Cond、DO、pH 采用仪器 (YSI-pro85) 现场测定; WD 和 SD 采用塞氏盘现场测量; COD 的测定采用酸性高锰酸盐滴定法; NH₄⁺-N 的测定采用纳氏试剂法; NO₂⁻-N 的测定采用 1-萘基-乙二胺紫外分光光度法; NO₃⁻-N 的测定采用紫外分光光度法; PO₄³⁺-P 的测定采用过硫酸钾—紫外分光光度法; TN 的测定采用碱性过硫酸钾消解—钼酸铵紫外分光光度法; TP 的测定采用过硫酸钾消解—紫外分光光度法; Chl. a 的测定采用丙酮提取法—紫外分光光度法 (国家环境保护总局,2002)。

Games-Howell 检验 (Beckmann et al, 2005)。

底栖动物的 Shannon-Wiener、Margalef 和 Pielou 指数计算采用 Excel 2003 和 biodiversity tool 进行。

Shannon-Wiener 多样性指数 (H') 的计算式:

$$H' = - \sum_{i=1}^S \{ (n_i/N) \ln(n_i/N) \}$$
, 式中 H' 为大型底栖动物种类多样性, N 为总密度, n_i 为物种 i 的密度, S 为群落中物种的数目。Margalef 种类丰富度指

数(D)的计算式: $D = (S - 1)/\ln N$,式中 N 为总密度, S 为总物种数。Pielou 均匀度指数(J')的计算式: $J' = H'/\ln S$,式中 J' 为大型底栖动物种类均匀度, S 为大型底栖动物总种数。

优势度的计算公式为 $Y = (n_i/N)f_i$,式中 n_i 为第 i 种的总个体数, N 为所有物种的总个体数, f_i 为第 i 种在各站点出现的频率,以 $Y > 0.01$ 的种类为优势种。

采用 Tec Braak 编制的 Canoco for Windows 4.5 软件探讨底栖动物分布和水环境因子的关系。首先,对来自 20 个采样点的底栖动物和水体理化因子数据进行标准化处理,物种数据经过筛选,用于排序的物种需满足 2 个条件:该物种在各样点出现的频度 $>10\%$,该物种在至少 1 个样点的相对密度 $\geq 1\%$ (Muylaert,2000;Lopes et al,2005)。物种矩阵经过 $\lg(x + 1)$ 转换,环境数据除 pH 以外都进行 $\lg(x + 1)$ 转换(Flores & Barone,1998;Muylaert,2000),经

过处理后的数据包括 20 个采样点的 14 个环境因子和 14 个底栖动物物种。在数据分析之前先对物种数据进行除趋势对应分析(DCA)以确定排序模型,当 4 个轴中最大梯度长度(SD)最大值超过 4 时,适合选择单峰模型,即可采用典型相关分析(CCA)来分析数据;当 $SD < 3$ 时,宜采用线性模型,即可进行冗余分析(RDA);当 $SD 3 \sim 4$ 时,2 种模型均可。环境变量的重要值按其单独解释物种数据的方差值的大小排序,其解释的显著性由 Monte Carlo 检验确定。

2 结果

2.1 种类组成

调查期间共采集到底栖动物 14 种(见表 2)。其中,寡毛类、摇蚊科幼虫及软体动物分别有 5 种、3 种和 6 种,分别占总物种数的 35.7%、21.4% 和 42.9%。

表 2 2010-2011 年洪泽湖大型底栖动物名录
Tab.2 Species list of macrozoobenthos in Lake Hongze from 2010 to 2011

种 类	编号	2010-05	2010-08	2010-11	2011-02
寡毛类 Oligochaeta					
苏氏尾鳃蚓 <i>Branchiura sowerbryi</i>	S4	+	+	+	+
霍甫水丝蚓 <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	S5	+	+	+	+
克拉伯水丝蚓 <i>Limnodrilus clapareianus</i>	S6	+	+		
巨毛水丝蚓 <i>Limnodrilus grandisetosus</i>	S8	+			
水丝蚓属 <i>Limnodrilus</i> sp.	S7	+	+		
水生昆虫 Insecta					
羽摇蚊 <i>Chironomus plumosus</i>	S1	+	+	+	+
异腹鳃摇蚊 <i>Einfeldia insolita</i>	S2	+		+	+
前突摇蚊 <i>Procladius</i> sp.	S3	+			
软体动物 Mollusca					
椭圆萝卜螺 <i>Radix swinhoei</i> (H. Adams)	S13	+	+	+	+
河蚬 <i>Corbicula fluminea</i>	S10	+	+	+	+
椭圆背角无齿蚌 <i>Anodonta woodiana elliptica</i>	S12		+	+	
铜锈环棱螺 <i>Bellamya aeruginosa</i> (Reeve)	S9	+	+	+	+
环棱螺属一种 <i>Bellamya</i> sp.	S14	+			+
方格短沟蜷 <i>Semisulcospira cancellata</i>	S11	+	+	+	+

2.2 密度和生物量季节变化

洪泽湖底栖动物调查期间的平均密度和生物量季节变化如图 2 所示。

洪泽湖底栖动物调查期间的平均密度和生物量分别为 (45.45 ± 7.38) 个/ m^2 和 (52.43 ± 12.04) g/ m^2 。其中,软体动物的平均密度和生物量最高,为 (24.80 ± 6.20) 个/ m^2 和 (49.55 ± 11.94) g/ m^2 ,与摇蚊类 $[(13.76 \pm 2.87)$ 个/ m^2 和 (2.28 ± 0.71) g/ m^2]存在显著差异($P < 0.05$),与寡毛类 $[(6.96 \pm 2.41)$ 个/ m^2 和 (0.60 ± 0.18) g/ m^2]差异不显著($P > 0.05$);摇蚊类与寡毛

类平均密度与生物量差异不显著($P > 0.20$)。

洪泽湖底栖动物平均密度的季节性差异不显著($F = 2.556, P = 0.056$),而平均生物量存在显著的季节性差异($F = 6.789, P = 0.000$)。春季平均生物量 (73.70 ± 19.88) g/ m^2 最高,显著高于秋季 $[(23.19 \pm 8.57)$ g/ m^2 ; $P = 0.022$]与冬季 $[(52.26 \pm 19.48)$ g/ m^2 ; $P = 0.011$];夏季平均生物量 $[(60.56 \pm 38.64)$ g/ m^2]也显著高于冬季($P = 0.021$)。

不同类群的生物量季节差异各有不同。摇蚊类季节差异不显著($F = 2.31, P = 0.083$),夏季最高

$[(0.91 \pm 0.53) \text{ g/m}^2]$, 冬季最低 $[(0.27 \pm 0.25) \text{ g/m}^2]$ 。寡毛类和软体动物季节差异显著 ($F=5.464, P=0.002$)。春季寡毛类 $[(5.27 \pm 2.60) \text{ g/m}^2]$ 和夏季寡毛类 $[(2.31 \pm 0.84) \text{ g/m}^2]$ 都显著高于冬季 $[(0.49 \pm 0.23) \text{ g/m}^2; P=0.038$ 和 $P=0.018]$; 软体动物春季最高 $[(67.94 \pm 19.59) \text{ g/m}^2]$, 秋季最低 $[(21.43 \pm 8.56) \text{ g/m}^2]$, 前者显著高于后者 ($P=0.013$)。

洪泽湖底栖生物的密度和生物量也有一定的空间变化趋势。平均密度变化趋势为沿岸带

$[(101.13 \pm 51.01) \text{ 个/m}^2] >$ 围网养殖区 $>$ 出水口 $>$ 入水口 $>$ 敞水区 $[(14 \pm 24.35) \text{ 个/m}^2]$ 。平均生物量的变化趋势为沿岸带 $[(163.72 \pm 92.10) \text{ g/m}^2] >$ 出水口 $>$ 入水口 $>$ 围网养殖区 $>$ 敞水区 $[(5.22 \pm 3.96) \text{ g/m}^2]$ 。

2.3 优势种

洪泽湖底栖动物优势种共有 5 种, 河蚬为第一优势种 (优势度 $Y=0.181$), 其次分别为苏氏尾鳃蚓 (0.091)、羽摇蚊 (0.066)、霍甫水丝蚓 (0.062) 和铜锈环螺 (0.059)。优势种占总密度比例见表 3。

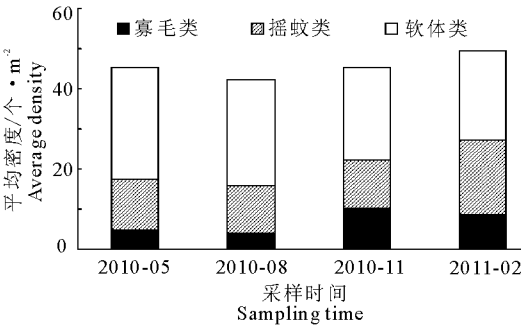


图2 2010-2011年洪泽湖底栖动物平均密度与平均生物量季节变化

Fig. 2 Seasonal changes in average density and average biomass of the macrozoobenthos in Lake Hongze from 2010 to 2011

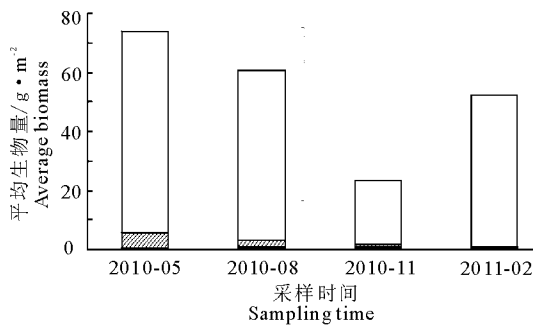


表3 2010-2011年洪泽湖底栖动物优势种的相对密度和优势度

Tab.3 Relative density and dominance of dominant macrozoobenthos species in Lake Hongze from 2010 to 2011

种 类	相对密度/%				优势度 Y
	2010-05	2010-08	2010-11	2011-02	
寡毛类 Oligochaeta					
霍甫水丝蚓 <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	15.3	18.1	13.7	22.6	0.062
苏氏尾鳃蚓 <i>Branchiura sowerbryi</i>	7.2	5.0	8.9	11.6	0.091
水生昆虫 Insecta					
羽摇蚊 <i>Chironomus plumosus</i>	4.7	5.3	15.8	9.3	0.066
软体动物 Mollusca					
河蚬 <i>Corbicula fluminea</i>	46.6	42.4	30.2	29.6	0.181
铜锈环螺 <i>Bellamya aeruginosa</i>	5.0	3.8	6.2	2.7	0.059

2.4 生物多样性指数

洪泽湖底栖动物多样性相对较低, 全湖 Shannon-Wiener 指数、Margalef 指数和 Pielou 指数分别为 2.69、1.10 和 0.71。各季节多样性指数差异不明显, Shannon 指数 2.16 ~ 2.67; Margalef 指数 1.31 ~ 1.34; Pielou 指数 0.57 ~ 0.70 (见图 3)。其中 Shannon-Wiener 指数和 Pielou 指数在夏季最低, 而 Margalef 指数在夏季最高。

2.5 环境因子

洪泽湖水体理化参数见表 4。根据湖泊富营养化分级标准, 洪泽湖水质总体处于中富营养水平。春季水深、pH 和透明度均明显高于其他几个季节;

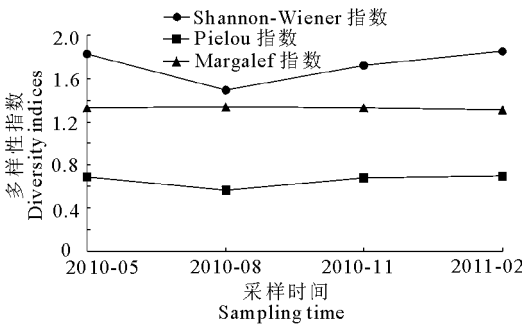


图3 2010-2011年洪泽湖底栖动物多样性指数的季节变化

Fig. 3 Seasonal changes in diversity indices of macrozoobenthos in Lake Hongze from 2010 to 2011

表 4 2010-2011 年洪泽湖主要水质参数监测数据

Tab.4 Monitoring data of main water quality parameters in Lake Hongze from 2010 to 2011

水质指标	2010-05	2010-08	2010-11	2011-02
水深/cm	256 ± 110	204 ± 99	224 ± 93	193 ± 92
透明度/cm	73 ± 32	36 ± 15	47 ± 30	55 ± 36
水温/℃	20.1 ± 0.6	32.1 ± 1.3	14.1 ± 0.7	6.1 ± 0.5
溶解氧/mg · L ⁻¹	10.19 ± 0.95	7.23 ± 1.75	9.74 ± 0.68	11.56 ± 1.58
pH	8.83 ± 0.37	8.57 ± 0.42	8.01 ± 0.09	7.68 ± 0.03
电导率/μS · cm ⁻¹	588.1 ± 133.5	432.4 ± 103.3	390.1 ± 95.0	351.7 ± 23.4
总氮/mg · L ⁻¹	1.888 ± 0.719	1.061 ± 0.431	1.209 ± 0.642	1.319 ± 0.807
总磷/mg · L ⁻¹	0.064 ± 0.049	0.095 ± 0.036	0.089 ± 0.052	0.101 ± 0.043
氨氮/mg · L ⁻¹	0.382 ± 0.118	0.513 ± 0.135	0.461 ± 0.305	0.497 ± 0.390
硝酸氮/mg · L ⁻¹	1.495 ± 0.710	0.538 ± 0.411	0.726 ± 0.692	0.791 ± 0.742
亚硝酸氮/mg · L ⁻¹	0.034 ± 0.021	0.019 ± 0.016	0.008 ± 0.008	0.012 ± 0.0012
正磷酸盐/mg · L ⁻¹	0.0112 ± 0.0096	0.0176 ± 0.0158	0.0193 ± 0.0227	0.0230 ± 0.0212
化学需氧量/mg · L ⁻¹	4.78 ± 0.89	4.85 ± 0.43	4.78 ± 1.09	5.88 ± 1.71
叶绿素 a /μg · L ⁻¹	17.33 ± 12.72	20.05 ± 16.50	8.59 ± 5.58	15.98 ± 9.88

水体温度夏季最高;溶解氧、化学需氧量、正磷酸盐和总磷则为冬季最高;除氨氮呈现一定的季节变化外,亚硝酸氮、硝酸氮和总氮浓度均为春季最高。叶绿素水平冬季最低,其他季节大致相当,夏季略高。

2.6 底栖动物群落与环境因子之间的关系

DCA 结果表明各排序轴的最大梯度长度(SD)为 2.888 (SD < 3),适合选择线性模型,因而采用 RDA 分析底栖动物与环境因子之间的关系。RDA 分析的结果见图 4。第一、二轴的特征值分别为 0.196 和 0.154,共解释了物种数据累计方差的 35.0%,单从解释量上看第二轴与第一轴相当,但根据蒙特卡罗(Monte Carlo)检验结果,发现这不影响第一轴解释量的显著性。总氮、硝酸盐氮、pH、电导率和化学需氧量主要贡献于第一轴,氨氮、总磷、正磷酸盐、溶解氧和透明度主要贡献于第二轴,前 2 轴中物种与环境关系的方差累积百分比为 85.3%。

在 RDA 分析中,环境变量被限定为轴的线性组合,在某个轴上的重要性则由环境变量与轴的相关系数来衡量。Monte Carlo 检验表明:在洪泽湖各采集点中,硝酸氮是与底栖动物分布相关的主要环境因子(F = 3.277, P = 0.006),其次是总氮(F = 2.181, P = 0.030)和化学需氧量(F = 2.181, P = 0.034),而其他环境因子与底栖动物分布的关系不显著(见表 5)。通过物种分布与环境因子相关关系排序可以发现:巨毛水丝蚓(s8)的分布与水体中硝酸氮含量呈显著正相关,即巨毛水丝蚓的丰度会随水体硝酸氮含量增加而增大;而异腹鳃摇蚊(s2)、椭圆背角无齿蚌(s12)和椭圆萝卜螺(s13)等其他底栖生物均与硝酸氮含量呈负相关,其丰度会随水体硝酸氮的增加而减小。

表 5 洪泽湖环境因子与底栖动物分布
Monte Carlo 检验结果

Tab.5 Results of Monte Carlo test between the environmental factors and the distribution of the zoobenthos in Lake Hongze

环境因子	F	P
水深	0.955	0.514
水温	1.207	0.308
透明度	1.455	0.176
溶解氧	1.679	0.094
pH	1.095	0.362
总磷	0.719	0.678
总氮	2.181	0.030
硝酸氮	3.277	0.006
电导率	1.566	0.144
正磷酸盐	1.274	0.272
亚硝酸氮	1.790	0.078
氨氮	1.603	0.154
化学需氧量	2.181	0.034
叶绿素 a	0.897	0.540

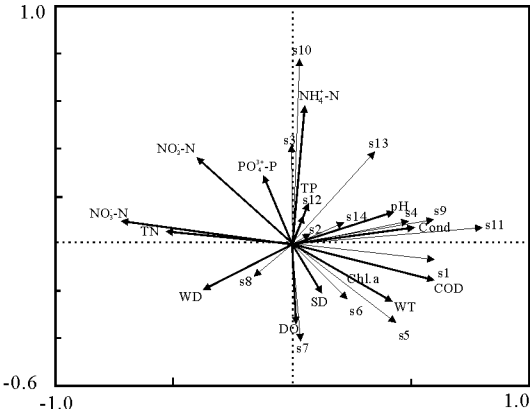


图 4 冗余分析(RDA)结果

s1 - s14 means the different zoobenthos species, see table 2 for details.

Fig.4 Results of Redundancy analysis

3 讨论

3.1 底栖生物历史变迁

本次调查共采集到底栖动物 14 种,软体动物物种数较多;摇蚊类和寡毛类物种较少,类群单一,且主要以羽摇蚊和苏氏尾鳃蚓为主。朱松泉等(1993)报道的 1987-1990 年洪泽湖底栖动物 75 种,其中环节动物 3 纲 6 科 7 属 7 种,软体动物 2 纲 11 科 25 属 43 种,节肢动物 3 纲 22 科 25 属 25 种;20 世纪 90 年代初袁永浒等调查了洪泽湖螺类与蚬类的现存量(袁永浒等,1994);2000 年韩爱民等查明中华圆田螺(*Cipangopaludina cathayensi*)和河蚬(*Corbicula fluminea*)是洪泽湖软体动物的优势种(韩爱民等,2002);2005 年严维辉等共记录洪泽湖软体动物 8 种,其中河蚬是软体动物的优势种(严维辉等,2007);2008 年葛储广等报道洪泽湖底栖生物在 1988-2003 期间减少了 26 种。与历史资料相比较,在本次调查中,软体动物物种数减少,只发现腹足类 4 种、瓣鳃类 2 种,软体动物密度和生物量也有较大幅度的下降(见表 6)。与长江中下游湖泊相比,洪泽湖底栖动物多样性相对较低(袁永浒等,1994;杨士建,2003)。

表 6 不同阶段洪泽湖底栖动物调查数据

Tab. 6 Investigation data of macrozoobenthos in Hongze Lake in the different investigation periods

调查时间	密度/ 个·m ⁻²	生物量/ g·m ⁻²	物种数	数据来源
1987-1990	-	-	75	朱松泉和窦鸿身,1993
1990-1991	136.98*	123.96*	-	袁永浒等,1994
2005	288.3*	431.7*	8*	严维辉等,2007
2010-2011	45.45	52.43	14	本研究

* 仅限于软体动物,其他类群没有调查;-表示未调查该项目。

3.2 大型底栖动物群落与水环境因子的关系

大型底栖动物是水生态系统中生物群落的重要组成部分。水深、透明度、温度以及营养水平等水环境因子对大型底栖动物群落结构有着重要的影响(Petridis & Sinis, 1993; 1995)。一些研究指出水深是影响静水生态系统底栖动物群落结构的关键因子,会导致一些重要理化因子(如溶解氧)发生变化从而间接的影响底栖动物的分布(Petridis & Sinis, 1993; Baudo et al, 2001)。在本研究中,发现硝酸氮是影响洪泽湖底栖动物分布的关键环境因子($F=3.277, P=0.006$),其次是总氮($F=2.181, P=0.030$)和化学需氧量($F=2.181, P=0.034$)。通过其与底栖动物分布的相关关系分析,发现巨毛

水丝蚓与硝酸氮相关,而异腹鳃摇蚊、椭圆背角无齿蚌和椭圆萝卜螺 3 种则与其呈负相关关系;而其他环境因子与底栖动物分布的关系不显著。这种情形的出现可能与洪泽湖湖沼学特征有关(陈其羽, 1980; 梁彦龄和刘伙泉, 1995; 谢志才等, 2007)。在本次调查中,大部分样点所在区域多为硬底或沙石,水生植物分布较少,有接近 1/4 样点没有或很少采到底栖动物样品;此外,湖水透明度偏低,加上洪泽湖为过水性湖泊,这在一定程度上可能削弱了水深对底栖动物的影响作用(何志辉, 1987; 王明翠等, 2002; 张敏等, 2003)。

志谢:感谢中国科学院水生生物研究所郭传波、都雪和王齐东等在样品采集中提供的帮助,也感谢洪泽湖渔业管理委员会为采样安排船只和提供食宿的便利。

参考文献

陈其羽. 1980. 武汉东湖底栖动物群落结构和动态的研究[J]. 水生生物学集刊, 7(1): 41-56.

葛储广, 王国祥. 2008. 洪泽湖面临的生态环境问题及其成因[J]. 人民长江, 39(1): 28-30.

龚志军, 谢平, 唐汇娟, 等. 2001. 水体富营养化对大型底栖动物群落结构及多样性的影响[J]. 水生生物学报, 25(3): 210-216.

国家环境保护总局. 2002. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社.

韩爱民, 杨广利, 张书海, 等. 2002. 洪泽湖富营养化和生态状况调查与评价[J]. 环境监测管理与技术, 14(6): 18-22.

何志辉. 1987. 中国湖泊和水库营养分类[J]. 大连水产学院院报, 7(1): 1-10.

梁彦龄, 刘伙泉. 1995. 草型湖泊资源、环境与渔业生态学管理(一)[M]. 北京: 科学出版社: 245.

刘建康. 2000. 高级水生生物学[M]. 北京: 科学出版社: 242-259.

刘月英, 张文珍, 王跃先, 等. 1979. 中国经济动物志: 淡水软体动物[M]. 北京: 科学出版社.

王明翠, 刘雪芹, 张建辉. 2002. 湖泊富营养化评价方法及分级标准[J]. 中国环境监测, 18(5): 47-49.

谢志才, 张君倩, 陈静, 等. 2007. 东洞庭湖保护区大型底栖动物空间分布格局及水质评价[J]. 湖泊科学, 19(3): 289-298.

严维辉, 潘元潮, 郝忱, 等. 2007. 洪泽湖底栖生物调查报告[J]. 水利渔业, 27(3): 65-66.

杨士建. 2003. 洪泽湖西部湖滨的生物多样性保护与可持续利用[J]. 水土保持通报, 23(5): 62-66.

- 袁永许,王兴元,陈安来,等. 1994. 洪泽湖螺蛳资源调查报告[J]. 水产养殖, (6): 15–16.
- 张敏,许保科,刘洪林,等. 2003. 论洪泽湖湿地资源的保护[J]. 江苏水利, (1): 39–40.
- 朱松泉,窦鸿身. 1993. 洪泽湖水资源和水生生物资源[M]. 合肥: 中国科学技术大学出版社: 139–152.
- Baudo R, Ochhipinti A, Nocentini A M. 2001. Benthos of Lake Orta in the year 1996 [J]. Journal of Limnology, 60(2): 241–248.
- Brinkhurst R O. 1986. Guide to the Freshwater Aquatic Microdrile Oligochaetes of North America [M]. Canada: Department of Fisheries and Oceans.
- Epler J H. 2001. Identification Manual for the Larval Chironomidae of North and south Carolina [M]. America: North Carolina Department of Environment and Natural Resources Division of Water Quality.
- Flores L N, Barone R. 1998. Phytoplankton dynamics in two reservoirs with different trophic state (Lake Rosamarina and Lake Arancio, Sicily, Italy) [J]. Hydrobiologia, 369/370: 163–178.
- Graneli W, Solander D. 1988. Influence of Aquatic Macrophytes on Phosphorus Cycling in Lakes [J]. Hydrobiologia, 70: 245–266.
- Lopes M R M, Bicudo C E M, Ferragut M C. 2005. Short term spatial and temporal variation of phytoplankton in a shallow tropical oligotrophic reservoir, southeast Brazil [J]. Hydrobiologia, 542: 235–247.
- Muylaert K, Sabbe K, Vyverman W. 2000. Spatial and temporal dynamics of phytoplankton communities in a freshwater tidal estuary (Schelde, Belgium) [M]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 50: 673–687.
- Petridis D, Sinis A. 1993. Benthic macrofauna of Tavropos Reservoir (central Greece) [J]. Hydrobiologia, 262: 1–12.
- Petridis D, Sinis A. 1995. Benthos of Lake Mikfi Prespa (North Greece) [J]. Hydrobiologia, 304: 185–196.

(责任编辑 杨春艳)

Community Structure of Macrozoobenthos and Its Relationship with Environmental Factors in Lake Hongze

ZHANG Chao-wen^{1,2}, ZHANG Tang-lin¹, ZHU Ting-bin^{1,2}, LI Wei¹, XIE Zhi-cai¹

(1. Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, P. R. China;
2. Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P. R. China)

Abstract: Lake Hongze is the fourth largest freshwater lake in China, however, there is limited information on the macrozoobenthos in the lake. Surveys on macrozoobenthos of the lake were carried out seasonally from May 2010 to February 2011, to investigate the community structure and its major driving environmental factors. A total of 14 taxa were identified based on 80 quantitative samples from 20 sampling sites, including oligochaetes (5 species, 35.7% of the total), chironomids (3, 21.4%) and molluscs (6, 42.9%). The dominant species were *Corbicula fluminea* (dominance $Y = 0.18$), *Limnodrilus hoffmeisteri* (0.09), *Chironomus plumosus* (0.07), *Limnodrilus hoffmeisteri* (0.06) and *Bellamyia aeruginosa* (0.06), respectively. The average total density and biomass were (45.45 ± 7.38) ind/m² and (52.43 ± 12.04) g/m² respectively, mainly consisted of oligochaetes [(6.96 ± 2.41) and (0.60 ± 0.18)], chironomids [(13.76 ± 2.87) and (2.28 ± 0.71)] and molluscs [(24.80 ± 6.20) and (49.55 ± 11.94)]. The annual values of Shannon-Wiener, Margalef and Pielou's indices were 2.69, 1.10 and 0.71, respectively, without obviously seasonal changes. Among 14 environmental factors, the results of redundancy analysis accounted for 35% of macrozoobenthos community variance, and Monte Carlo's test showed that nitrate nitrogen, total nitrogen and COD ($F = 2.181 - 3.277$, $P < 0.05$) were the key factors that significantly influenced the distribution and community structure of macrozoobenthos.

Key words: macrozoobenthos; community structure; biodiversity; environmental factors; Lake Hongze