李芸,石彭灵,沈宏,等. 梁塘河浮游动物的空间分布及其与环境因子的关系[J]. 环境科学研究,2015,28(10):1531-1537.
LI Yun, SHI Pengling, SHEN Hong, *et al*. Spatial variations in crustacean zooplankton populations and relationships with environmental factors in Liangtang River[J]. Research of Environmental Sciences, 2015, 28(10): 1531-1537.

梁塘河浮游动物的空间分布及其与环境因子的关系

李 芸[1,2], 石彭灵[1,2], 沈 宏[2], 于 佳[1,2], 过龙根[2], 黄晓峰[3], 谢 平[1,2*]

1. 华中农业大学水产学院, 湖北 武汉 430070
2. 中国科学院水生生物研究所, 中国淡水生态和生物技术国家重点实验室, 东湖湖泊生态系统试验站, 湖北 武汉 430072
3. 无锡城市发展集团有限公司, 江苏 无锡 214062

摘要: 为研究重污染河流浮游动物分布及其与环境因子的关系,于 2013 年 6—8 月系统调查了梁塘河的水生态环境,分析浮游甲壳动物的空间分布特征及其与环境因子的相关性. 结果表明: 梁塘河各采样点的营养状态指数均大于 70,水体为超富营养状态. 共鉴定出浮游甲壳动物 23 种,其中枝角类 13 属 15 种,桡足类 8 属 8 种,枝角类生物量占浮游甲壳动物总生物量的 53.17%,桡足类生物量占 46.83%,主要优势种为短尾秀体溞(*Diaphanosoma brachyurum*)、微型裸腹溞(*Moina micrura*)、长额象鼻溞(*Bosmina longirostris*)、台湾温剑水蚤(*Thermocyclops taihokuensis*)和广布中剑水蚤(*Mesocyclops leuckarti*). 根据主成分分析结果,梁塘河可分为 3 类河段,其中 $\rho(NH_4^+-N)$ 较高的河段内微型裸腹溞占绝对优势,其生物量达到 0.46 mg/L; ρ(Chla) 较高的河段内短尾秀体溞占绝对优势,其生物量达到 0.30 mg/L. 浮游动物的 Shannon-Wiener 多样性指数与透明度、ρ(Chla) 均呈显著负相关,回归方程分别为 $y = -3.3x + 4.22$ 和 $y = -0.015x + 4.20$. 研究显示,$\rho(NH_4^+-N)$、ρ(Chla) 和浮游动物的 Shannon-Wiener 多样性指数可以作为水质评价的重要指标.

关键词: 浮游动物; 营养状态指数; Shannon-Wiener 多样性指数; 主成分分析
中图分类号: X522 **文章编号:** 1001-6929(2015)10-1531-07
文献标志码: A **DOI:** 10.13198/j.issn.1001-6929.2015.10.06

Spatial Variations in Crustacean Zooplankton Populations and Relationships with Environmental Factors in Liangtang River

LI Yun[1,2], SHI Pengling[1,2], SHEN Hong[2], YU Jia[1,2], GUO Longgen[2], HUANG Xiaofeng[3], XIE Ping[1,2*]

1. Fisheries College, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China
2. State Key Laboratory of Freshwater Ecology and Biotechnology of China, Donghu Experimental Station of Lake Ecosystems, Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Science, Wuhan 430072, China
3. Wuxi Urban Development Group Co., Ltd., Wuxi 214062, China

Abstract: To investigate the relationship between the distribution of zooplankton and environmental factors in the heavily polluted Liangtang River, the water quality and spatial distribution of zooplankton were studied from June to August, 2014. The trophic state of the sampling sites was evaluated using the trophic status index (TSI), and the relationship between zooplankton populations and environmental factors was analyzed using principal component analysis (PCA) and linear regression. The impacts on Shannon-Wiener diversity index were discussed. The results show that the Liangtang River should be classified as a hyper-eutrophic river, with the TSI index at all sampling sites higher than 70. Twenty-three species of crustacean zooplankton were identified, which included 15 species of 13 genera of cladocerans and 8 species of 8 genera of copepods. The biomass percentage of the total crustacean zooplankton was 53.17% cladocerans and 46.83% copepods. The dominant species of crustacean zooplankton were *Diaphanosoma brachyurum*, *Moina micrura*, *Bosmina longirostris*, *Thermocyclops taihokuensis* and *Mesocyclops leuckarti*. According to the results of PCA, the sections of the Liangtang River can be divided into three groups. *Moina micrura* was dominant exclusively in reaches of Liangtang River with high ammonia nitrogen (NH_4^+-N) concentrations (1.80-6.27 mg/L), of which the biomass was up to 0.46 mg/L, while in reaches with high concentrations (79.20-92.10 μg/L) of chlorophyll *a*,

收稿日期: 2015-02-09 **修订日期:** 2015-07-02
基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07101-013-02)
作者简介: 李芸(1989-),女,湖北仙桃人,li_yun711@163.com.
* 责任作者,谢平(1961-),男,湖北洪湖人,研究员,博士,博导,主要从事湖泊生态学研究,xieping@ihb.ac.cn

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

Diaphanosoma brachyurum was the dominant species in zooplankton, of which the biomass was 0.30 mg/L. The Shannon-Wiener diversity for zooplankton was negatively dependent on transparency and concentration of chlorophyll *a*, of which the regression equations were $y = -3.3x + 4.22$ and $y = -0.015x + 4.20$, respectively. The present study highlights the importance of NH_4^+-N, chlorophyll *a* concentration and zooplankton Shannon-Wiener diversity index for water quality assessment in the Liangtang River.

Keywords: zooplankton; trophic state index; Shannon-Wiener diversity index; principal component analysis

水生态系统健康状态与其富营养化程度密切相关,富营养化程度越高,生态系统健康状态相对越差. TSI(tropical status index,Carlson 营养状态指数)[1]法选取藻类ρ(Chla)、透明度、ρ(TP) 3 个指标来计算水体的营养状态指数,然后用相关加权营养指数法进行营养状态评价,评估水体富营养程度. 浮游动物作为初级生产力和鱼类之间的重要连接环节,对于藻类和鱼类具有重要的承接作用,同时对于水体中的能量循环也起到重要作用[2]. 在水生态系统中,浮游动物由于个体小、繁殖快、数量多、代谢旺,对环境的变化比较敏感,而且有些种类对环境的污染程度具有一定的指示作用,可为水环境保护提供一定依据[3-4]. 浮游动物的种类组成以及其多样性是衡量群落结构的基础,也是反映水体营养状况的重要指标[5-7]. 其中,Shannon-Wiener 多样性指数作为常用的多样性指标,被广泛应用于生态学研究中[8].

梁塘河位于无锡南长区、太湖新城之间,是联系太湖、京杭大运河、蠡湖新城和太湖新城的天然纽带,具有重要的生态地位,该流域生态品质的好坏将对太湖和大运河产生较大影响. 梁塘河最大的问题是污染源复杂、水质黑臭,严重影响着无锡市及其新城区域的城市景观和风貌,迫切需要相关科技支撑. 但鲜见梁塘河水质评价和水生态调查的研究,因此全面评价梁塘河的水环境状况对于分析梁塘河的生态功能具有重要意义.

该研究主要分析梁塘河浮游甲壳动物的种类组成、物种多样性及其与环境因子的相关性,同时结合营养状态指数和物种多样性指数来评价水体的健康状态,以期为重污染水环境的治理提供一定参考.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

梁塘河(120°17′E ~ 120°20′E、31°30′N ~ 31°31′N)全长约 6.46 km,水面宽 24.00 ~ 93.00 m,水位 2.60 ~ 4.99 m. 于 2013 年夏季(6—8 月),在京杭大运河至五里河入口之间的梁塘河干流及其主要支流布设 12 个采样点(见图 1)开展调查研究.

1.2 样品采集与分析

现场测量的水体理化参数: pH、电导率、水温、水深、透明度、浊度、ρ(DO) 和 ρ(TDS)(溶解性固体总量). 其他指标在实验室内测定.

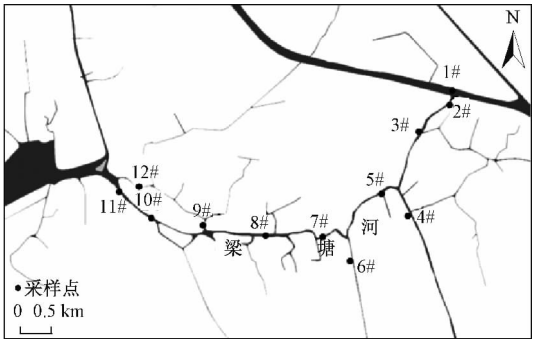


图 1 梁塘河采样点分布

Fig. 1 Distribution sketch map of sampling sites in the Liangtang River

水样采集: 用 5 L 的 Patalas 采水器分别取上层(距离水面 0.5 m)、中层(1/2 水深处)、下层(距离水底 0.5 m)的水样,然后混合. 保存 1 L 混合水样用于化学参数的测定,包括 ρ(TN)、ρ(NH_4^+-N)、ρ(NO_3^--N)、ρ(TP)、ρ(PO_4^{3-}-P)、ρ(COD_{Mn}) 和 ρ(Chla),测定方法见文献[9].

浮游动物样品分为定性和定量样品,其中,定性样品通过在水体中划"∞"拖拉孔径为 112 μm 的浮游生物网获得; 对于定量样品,将 10 L 混合水样通过 64 μm 的滤网过滤,用 5% 的福尔马林固定,作进一步研究使用. 浮游甲壳动物的鉴定和计数分别在奥林巴斯显微镜(CX21, Olympus, Tokyo, 日本) 10 × 10 和 4 × 10 倍下完成,样品中的浮游甲壳动物全部计数,大部分鉴定到种. 桡足类依据其生活史分为无节幼体、桡足类幼体以及成体.

浮游甲壳动物的分类鉴定见文献[10-11]. 每个种类至少测量 30 个个体的体长,不足 30 个的逐一测量. 浮游动物体长测量方法和生物量估算方法见文献[9].

1.3 数据处理与分析

依据 TSI 法的评价标准[12]: TSI < 40 为贫营养, 40 ≤ TSI < 50 为中营养, 50 ≤ TSI < 60 为轻度富营养, 60 ≤ TSI < 70 为中度富营养, TSI ≥ 70 为超富营养. 各营养状态指数的计算公式[13]:

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

$$TSI_C = 9.81 \times \ln \rho_C + 30.6 \quad (1)$$

$$TSI_{SD} = 60 - 14.42 \times \ln SD \quad (2)$$

$$TSI_T = 14.42 \times \ln \rho_T + 4.15 \quad (3)$$

$$TSI = 0.540 \times TSI_C + 0.297 \times TSI_{SD} + 0.163 \times TSI_T \quad (4)$$

式中: TSI_C 为以 ρ_C 为基准的营养状态指数; ρ_C 为 ρ(Chla), μg/L; TSI_{SD} 为以 SD 为基准的营养状态指数; SD 为透明度, m; TSI_T 为以 ρ_T 为基准的营养状态指数; ρ_T 为 ρ(TP), μg/L.

Shannon-Wiener 多样性指数(H)计算公式[14]:

$$H = \sum_{i=1}^{S} P_i \log_2 P_i \quad (5)$$

式中: S 为种类数, 种; P_i 为物种 i 个体所占比例, %.

1.4　统计分析

采用 Canoco 5.0[15] 对环境变量进行主成分分析(principal component analysis, PCA), 并进行中心化、标准化和变量转化处理.

浮游甲壳动物与环境变量之间的关系采用典范对应分析(canonical correspondence analysis, CCA)进行, 通过 CCA 的向前选择法(forward selection)剔除对浮游动物影响不明显的环境变量, 并对浮游甲壳动物的生物量和环境变量($P < 0.05$)进行 $\lg(x+1)$ 转换, 以保证数据的正态分布. 最后对主要环境变量对浮游动物多样性的影响进行线性回归分析.

该研究数据分析和图表绘制在 Origin 8.5 中进行.

2　结果与讨论

2.1　梁塘河的湖沼学特征与营养状态评价

2013 年夏季, 梁塘河各采样点非生物参数的平均值如表 1 所示. 由表 1 可见, 梁塘河平均水温为 28.0 ~ 30.3 ℃; 靠近京杭大运河采样点(1# ~ 4#)的浊度较高, 最高达到 116.87 NTU, 而靠近蠡湖段采样点(9# ~ 12#)的浊度较低, 平均值为 21.53 ~ 43.87 NTU; 整体而言, 梁塘河的透明度较低, 并且 11#采样点的平均透明度仅为 0.08 m, 远低于其他采样点(0.23 ~ 0.47 m); ρ(TN)、ρ(TP)和 $\rho(NH_4^+\text{-}N)$ 在河流不同断面差异较大, 三者变化范围分别为 2.14 ~ 7.98、0.12 ~ 0.57 和 0.93 ~ 6.27 mg/L, 最高值均出现在 11#采样点. 不同采样点之间, ρ(Chla)差异也很大, 变化范围为 27.0 ~ 92.1 μg/L, 这可能与梁塘河上游至下游不同断面的水环境差异较大有关[16].

表 1　2013 年夏季梁塘河非生物参数的变化

Table 1 Spatial variation in abiotic parameters in Liangtang River in summer, 2013

采样点	透明度/m	ρ(DO)/(mg/L)	ρ(Chla)/(μg/L)	ρ(TN)/(mg/L)	ρ(TP)/(mg/L)	水温/℃	$\rho(NH_4^+\text{-}N)$/(mg/L)	浊度/NTU
1#	0.23 ± 0.06	6.55 ± 3.04	27.00 ± 3.37	3.60 ± 0.74	0.34 ± 0.07	28.90 ± 3.97	0.93 ± 0.51	95.60 ± 17.16
2#	0.25 ± 0.06	7.04 ± 3.30	33.50 ± 11.59	3.93 ± 0.97	0.23 ± 0.03	28.70 ± 3.87	1.32 ± 0.85	88.20 ± 62.43
3#	0.26 ± 0.05	6.38 ± 2.77	54.30 ± 31.07	3.04 ± 1.32	0.19 ± 0.04	28.60 ± 4.09	1.27 ± 0.73	110.63 ± 82.25
4#	0.26 ± 0.04	5.31 ± 3.24	55.70 ± 47.11	3.60 ± 1.23	0.30 ± 0.11	28.80 ± 3.97	0.98 ± 0.21	116.87 ± 78.38
5#	0.28 ± 0.10	5.95 ± 3.08	73.60 ± 60.43	4.34 ± 0.54	0.23 ± 0.02	29.20 ± 4.63	1.59 ± 0.75	54.67 ± 45.89
6#	0.29 ± 0.03	7.75 ± 1.12	53.00 ± 42.10	5.01 ± 2.14	0.22 ± 0.07	28.40 ± 4.69	2.19 ± 0.99	35.93 ± 19.06
7#	0.29 ± 0.01	6.79 ± 3.91	30.10 ± 21.58	3.73 ± 1.16	0.22 ± 0.10	28.30 ± 4.32	1.80 ± 0.63	47.53 ± 11.27
8#	0.42 ± 0.04	7.54 ± 3.79	91.60 ± 63.78	4.15 ± 1.31	0.15 ± 0.02	28.60 ± 4.72	1.46 ± 0.72	33.87 ± 9.09
9#	0.35 ± 0.13	4.11 ± 1.97	92.10 ± 71.74	3.73 ± 1.72	0.14 ± 0.09	29.10 ± 5.29	1.27 ± 0.90	43.87 ± 32.81
10#	0.33 ± 0.06	6.31 ± 2.00	79.30 ± 57.94	3.40 ± 1.47	0.13 ± 0.07	28.80 ± 4.60	1.36 ± 0.98	41.87 ± 18.04
11#	0.08 ± 0.14	5.85 ± 5.02	62.30 ± 57.19	7.98 ± 4.41	0.57 ± 0.34	28.00 ± 4.50	6.27 ± 4.79	21.53 ± 8.37
12#	0.47 ± 0.04	7.59 ± 0.76	92.00 ± 67.45	2.14 ± 0.90	0.12 ± 0.04	30.30 ± 5.52	0.95 ± 0.70	40.43 ± 15.10

注: 数据均为平均值 ± 标准差形式.

梁塘河营养状态评价结果(见表 2)显示, 1# ~ 12#采样点的 TSI 均大于 70, 其中最大值出现在 11#采样点, 达到 82.64, 整个河段为超富营养状态[12]. 营养状态评价仅作为河流生态系统评估的第一步, 还需结合水生生物群落结构分布进一步对河流生态系统进行评估[17].

表 2　营养状态指数法的评价结果

Table 2 Results of assessment for TSI indexes

采样点	TSI	采样点	TSI
1#	72.46	7#	71.03
2#	72.34	8#	74.44
3#	74.28	9#	75.09
4#	75.49	10#	74.37
5#	76.03	11#	82.64
6#	74.04	12#	73.46

2.2　梁塘河浮游甲壳动物的种类组成与分布

2.2.1　种类组成与空间分布

此次调查共鉴定出浮游甲壳动物 23 种, 其中枝角类 13 属 15 种, 桡足类 8 属 8 种.

梁塘河枝角类生物量占浮游甲壳动物总生物量的 53.17%, 桡足类生物量占 46.83%. 短尾秀体溞

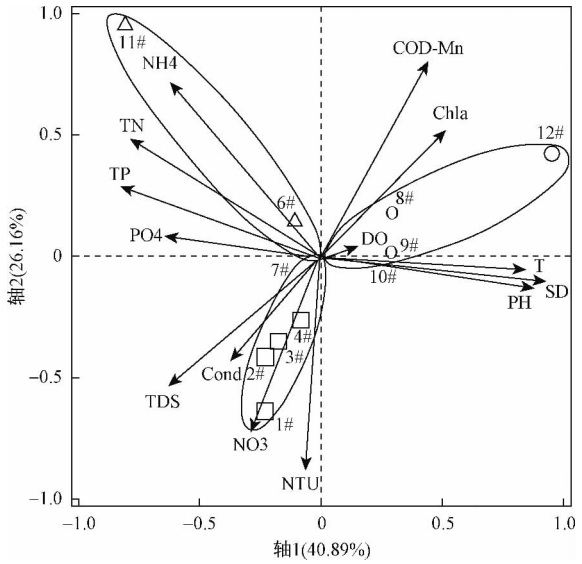
?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

(*Diaphanosoma brachyurum*)、微型裸腹溞(*Moina micrura*)和台湾温剑水蚤(*Thermocyclops taihokuensis*)的优势度较高,其生物量分别占浮游甲壳动物总生物量的23.73%、16.58%和20.46%. 此外,长额象鼻溞(*Bosmina longirostris*)(3.36%)和广布中剑水蚤(*Mesocyclops leuckarti*)(4.84%)也是梁塘河出现频率较高的种类,在除11#采样点外的其他所有采样点中均为常见种.

在富营养水体中,短尾秀体溞、微型裸腹溞、长额象鼻溞、台湾温剑水蚤和广布中剑水蚤广泛存在,并且是主要优势种类[2,18]. 随着水体富营养化进程的加速,浮游动物的优势种逐渐由贫-中营养状态下的大型溞属演替为环境适应性更强的种类[4,19],究其原因:①富营养水体浮游动物的食物来源丰富[20],使得在贫营养状态下具有高摄食效率的溞属优势度降低[21-22];②水体污染导致食物组成的变化和剧烈的外界环境波动更有利于生活史为R-策略的小型浮游动物[23],食物丰度的增加也促进了剑水蚤种群特别是耐污性强的台湾温剑水蚤和广布中剑水蚤的生长[4,24].

2.2.2 不同河段浮游动物的分布差异

根据梁塘河13个环境因子的PCA结果(见图2),可将所有采样点聚成3类.



注: Chla—ρ(Chla); TN—ρ(TN); TP—ρ(TP); NH4—$\rho(NH_4^+-N)$; NO3—$\rho(NO_3^--N)$; PO4—$\rho(PO_4^{3-}-P)$; COD-Mn—$\rho(COD_{Mn})$; TDS—ρ(TDS); DO—ρ(DO); PH—pH; T—水温; Cond—电导率. 下同.

图2 梁塘河13个非生物指数的PCA排序结果

Fig. 2 PCA ordinations of 13 abiotic variables in the Liangtang River

第1类采样点(1#~5#)位于靠近京杭大运河的河段(第1类河段),该河段浊度较高,平均值为93.18 NTU,并且沿浊度箭头方向,1#采样点(即京杭大运河)的贡献率最高;第2类采样点(6#、7#、11#)位于水体滞留的河段(第2类河段),该区域水体中$\rho(NH_4^+-N)$较高,尤其是11#采样点的$\rho(NH_4^+-N)$高达6.27 mg/L;第3类采样点(8#、9#、10#、12#)位于靠近蠡湖的河段(第3类河段),其透明度和ρ(Chla)均较高,其中12#采样点的透明度和ρ(Chla)均为最大,分别为0.47 m和92.1 μg/L(见表1).

浮游甲壳动物在上述3类河段中的分布存在明显差异(见图3). 其总生物量在第1类河段最高,平均值为1.26 mg/L;在第2类和第3类河段中逐渐递减,分别为1.11和0.93 mg/L. 枝角类优势种的变化情况:①第1类河段内,微型裸腹溞和短尾秀体溞均占有较大比例,生物量分别为0.25和0.27 mg/L;长额象鼻溞在第1类河段的生物量(0.07 mg/L)高于第2类(0.01 mg/L)和第3类河段(0.02 mg/L). ②第2类河段内,微型裸腹溞占绝对优势,其生物量为0.46 mg/L,其次为短尾秀体溞(0.17 mg/L). ③第3类河段内,短尾秀体溞占绝对优势,其生物量为0.30 mg/L,其次为微型裸腹溞(0.08 mg/L). 桡足类优势种的变化情况:3类河段的第一优势种均为台湾温剑水蚤,其生物量最高值出现在第3类河段,为0.30 mg/L;在第1类河段内广布中剑水蚤也占有较大优势度,其生物量为0.10 mg/L,高于第2类和第3类河段.

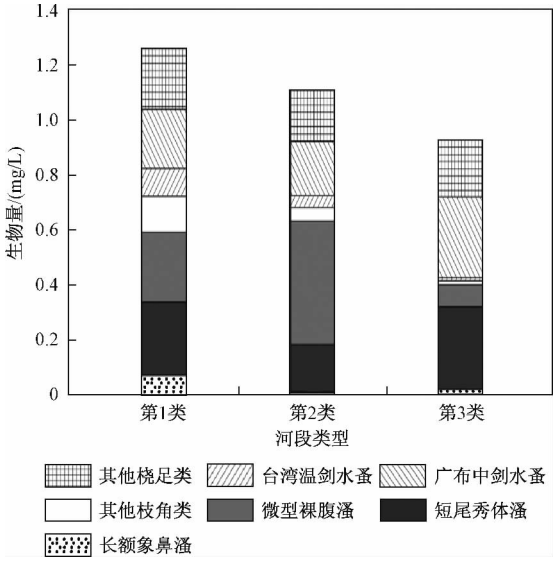


图3 梁塘河不同河段优势浮游甲壳动物生物量的变化

Fig. 3 Spatial distribution of dominant crustacean zooplankton biomass in the Liangtang River

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

第 2 类河段 $\rho(NH_4^+-N)$ 较高，微型裸腹溞占绝对优势，表明微型裸腹溞对 NH_4^+-N 的耐受力比其他种类更强. NH_4^+-N 通过抑制浮游生物的生长和繁殖，对浮游动物种群及分布产生影响[25-26]. 许多研究结果表明，裸腹溞对 NH_4^+-N 毒害的敏感性低于其他种类[27-28]，因而在 $\rho(NH_4^+-N)$ 较高的水体中，裸腹溞更为丰富. SUN 等[18,29]的研究也支持了该研究结果，他们发现，微型裸腹溞对环境的适应性较强，能承受更大的环境波动范围. 但当微型裸腹溞的数量较多时会促使其进行有性繁殖，从而限制其种群的过度增加[18,30]. 短尾秀体溞在 $\rho(Chla)$ 较高的第 3 类河段占绝对优势，表明短尾秀体溞在富营养水平较高的水体中更丰富，因为富营养化水体丰富的食物来源更有利于短尾秀体溞的生长. 短尾秀体溞能有效利用富营养化水体中丰富的细菌和碎屑，加大了其能量储存的效率，因而在富营养化水体中能够快速生长、大量繁殖，进而达到较高的丰度[31]. 梁塘河由于水文环境复杂，联系京杭大运河的河段与连接五里湖的河段水文环境和理化环境差异较大，从而导致其浮游动物的组成和优势在空间分布上存在差异.

通过向前选择法初选发现，对浮游甲壳动物优势种解释方差具有显著影响($P<0.05$) 的环境变量为水温、$\rho(NH_4^+-N)$、透明度和 $\rho(DO)$，其累计解释率为 51.7%. 整体而言，从京杭大运河至五里河入口，水体透明度逐渐增加，但 11#采样点的透明度最低，仅为 0.08 m，同时该采样点的 $\rho(NH_4^+-N)$ 出现明显峰值(6.27 mg/L) (见表 1) . 由图 4 可见，台湾温剑水蚤和短尾秀体溞在水温和透明度较高、$\rho(DO)$ 较低的区域分布较多; 微型裸腹溞则在 $\rho(NH_4^+-N)$ 和 $\rho(DO)$ 较高时，更占优势; 长额象鼻溞和广布中剑水蚤对环境因子的选择性较小. Gillooly 等[32]的研究证实，由于不同种类浮游动物对不同温度的偏好性，以及浮游植物和鱼类捕食作用对温度变化的响应对策，使得温度会直接或间接地影响浮游动物的种类变化[33-34]. 浮游动物对 NH_4^+-N 代谢能力的差异，导致不同种类对 NH_4^+-N 的耐受性存在差异，从而影响浮游动物种类的分布[35-36].

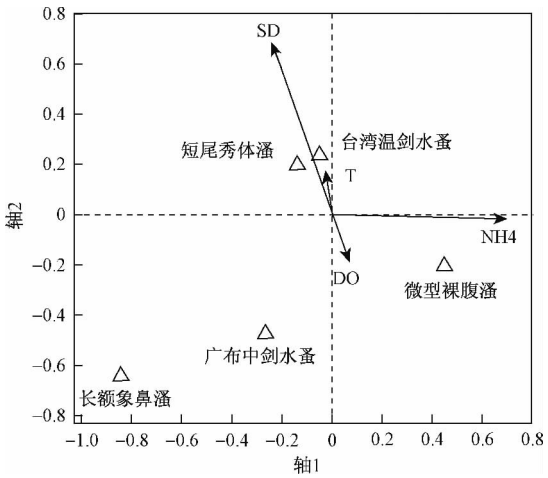


图 4　梁塘河主要环境变量与浮游动物优势种的 CCA 结果

Fig. 4 CCA results of major environmental variables and the dominant zooplankton species in the Liangtang River

2.3　浮游动物多样性与环境变量之间的相关性

由图 5 可见，梁塘河浮游动物的 Shannon-Wiener 多样性指数与透明度、$\rho(Chla)$ 均呈显著负相关，随着透明度和 $\rho(Chla)$ 的增加，浮游动物的 Shannon-Wiener 多样性指数逐渐降低. 透明度可通过影响浮游动物的迁移行为来改变其分布与多样性: 一方面透

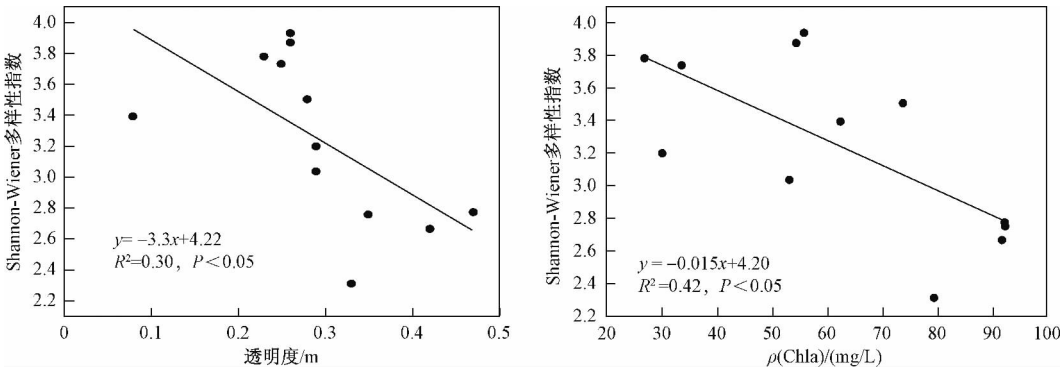


图 5　梁塘河浮游动物的 Shannon-Wiener 多样性指数与透明度、$\rho(Chla)$ 的关系

Fig. 5 Relationship between Shannon-Wiener diversity index for crustacean zooplankton and SD, $\rho(Chla)$ in the Liangtang River

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

明度的变化会影响浮游动物躲避鱼类捕食的迁移行为[37];另一方面透明度梯度假说认为,紫外线照射也会影响浮游动物的垂直迁移和分布[38],因而在透明度较高的水域,浮游动物的分布较少. 浮游动物生物量与营养盐浓度呈单峰关系[39],而ρ(Chla)增加通常是由于水体营养盐增加导致浮游植物大量繁殖所致. 在水体从中营养到富营养变化过程中,浮游动物多样性会降低[40-42]. 在夏季,富营养化水体中蓝藻群体尺寸的增大,会抑制浮游动物的摄食作用,一些产毒蓝藻更会抑制浮游动物种群,导致浮游动物多样性降低[19,22,43].

3 结论

a) 在超富营养水体中,浮游甲壳动物中枝角类的优势度大于桡足类,梁塘河枝角类生物量占浮游甲壳动物总生物量的53.17%,桡足类生物量占46.83%,优势种为短尾秀体溞、微型裸腹溞、长额象鼻溞、台湾温剑水蚤和广布中剑水蚤.

b) 微型裸腹溞对NH_4^+-N的耐受力较强,因而在ρ(NH_4^+-N)平均值较高的第2类河段内占绝对优势,生物量达到0.46 mg/L;短尾秀体溞在ρ(Chla)较高时优势度增加,因而在ρ(Chla)较高的第3类河段内占绝对优势,生物量达到0.30 mg/L.

c) 梁塘河浮游动物的Shannon-Wiener多样性指数与透明度、ρ(Chla)均呈显著负相关,其回归方程分别为$y=-3.3x+4.22$和$y=-0.015x+4.20$.

d) 研究显示,ρ(NH_4^+-N)、ρ(Chla)和浮游动物Shannon-Winner多样性指数可以作为梁塘河水质评价的重要指标.

致谢: 感谢无锡城市发展集团有限公司李海妮工程师、邱伟健工程师在采样过程中给予的帮助;感谢江南大学雍佳君、慕亚南研究生和成小英老师在水质分析测定中的帮助.

参考文献(References):

[1] CARLSON R E. A trophic state index for lakes1 [J]. Limnology and Oceanography,1997,22:361-369.

[2] ZHANG Jing, XIE Ping, TAO Min, *et al*. The impact of fish predation and cyanobacteria on zooplankton size structure in 96 subtropical lakes [J]. Plos One,2013,8:15.

[3] HANSSON L A, GUSTAFSSON S, RENGEFORS K, *et al*. Cyanobacterial chemical warfare affects zooplankton community composition [J]. Freshwater Biology,2007,52:1290-1301.

[4] 孟伟,杨荣金,舒俭民,等. 突发环境污染事件对湖泊浮游动物的影响 [J]. 环境科学研究,2007,20(4):87-91.
MENG Wei,YANG Rongjin,SHU Jianmin,*et al*. Study on effects of the environmental pollution incident on the zooplankton [J]. Research of Environmental Sciences,2007,20(4):87-91.

[5] BROOKS J L,DODSON S I. Predation body size and composition of plankton [J]. Science,1965,150:28.

[6] 武国正,李畅游,周龙伟,等. 乌梁素海浮游动物与底栖动物调查及水质评价 [J]. 环境科学研究,2008,21(3):76-81.
WU Guozheng, LI Changyou, ZHOU Longwei, *et al*. Zooplankton and zoobenthos investigation in Lake Wuliangsuhai and the estimation of nutrition status [J]. Research of Environmental Sciences,2008,21(3):76-81.

[7] 夏品华,马健荣,李存雄,等. 红枫湖水库冬春季浮游生物群落与环境因子的典范对应分析 [J]. 环境科学研究,2011,24(4):378-386.
XIA Pinhua, MA Jianrong, LI Cunxiong, *et al*. Canonical correspondence analysis between the plankton community and environmental factors in Hongfeng Lake Reservoir in winter and spring [J]. Research of Environmental Sciences,2011,24(4):378-386.

[8] 黄玉瑶. 内陆水域污染生态学: 原理与应用 [M]. 北京: 科学出版社,2001.

[9] 黄祥飞. 湖泊生态调查观测与分析 [M]. 北京: 中国标准出版社,2000.

[10] 沈嘉瑞,戴爱云,张崇洲. 中国动物志: 淡水桡足类 [M]. 北京: 科学出版社,1979.

[11] 蒋燮治,堵南山. 中国动物志(节肢动物门 甲壳纲 淡水枝角类 [M]. 北京: 科学出版社,1979.

[12] 王明翠,刘雪芹,张建辉. 湖泊富营养化评价方法及分级标准 [J]. 中国环境监测,2002,18(5):47-49.
WANG Mingcui, LIU Xueqin, ZHANG Jianhui. Evaluate method and classification standard on lake eutrophication [J]. Environmental Monitoring in China,2002,18(5):47-49.

[13] CAI Qinghua,LIU Jiankang,KING L. A comprehensive model for assessing lake eutrophication [J]. The Journal of Applied Ecology, 2002,13:1674-1678.

[14] KREBS C J. Ecological methodology [M]. Menlo Park, USA: Addison-Wesley Publishers,1999.

[15] TER BRAAK C J,SCHAFFERS A P. Co-correspondence analysis: a new ordination method to relate two community compositions [J]. Ecology,2004,85:834-846.

[16] 杨强. 汉江硅藻水华形成机理与水文控制策略 [D]. 武汉: 中国科学院水生生物研究所,2012:20-24.

[17] DODDS W K,JONES J R,WELCH E B. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll,total nitrogen, and phosphorus [J]. Water Research, 1998,32:1455-1462.

[18] SUN Xiaoxue, TAO Min, QIN Boqiang, *et al*. Large-scale field evidence on the enhancement of small-sized cladocerans by Microcystis blooms in Lake Taihu,China [J]. Journal of Plankton Research,2012,34:853-863.

[19] INFANTE A,RIEHL W. The effect of cyanophyta upon zooplankton in a eutrophic tropical lake (Lake Valencia, Venezuela) [J]. Hydrobiologia,1984,113:293-298.

[20] HAVENS K E,JAMES R T,EAST T L,*et al*. N:P ratios, light

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution [J]. Environmental Pollution, 2003, 122: 379-390.

[21] HAMBRIGHT K D, ZOHARY T, EASTON J, *et al*. Effects of zooplankton grazing and nutrients on the bloom-forming, N-2-fixing cyanobacterium *Aphanizomenon* in Lake Kinneret [J]. Journal of Plankton Research, 2001, 23: 165-174.

[22] GHADOUANI A, PINEL-ALLOUL B, PREPAS E E. Effects of experimentally induced cyanobacterial blooms on crustacean zooplankton communities [J]. Freshwater Biology, 2003, 48: 363-381.

[23] ROMANOVSKY Y E. Food limitation and life-history strategies in cladoceran crustaceans [J]. Advances in Limnology, 1985, 21: 363-372.

[24] PATRA A, SANTRA K B, MANNA C K. Ecology and diversity of zooplankton in relation to physico-chemical characteristics of water of Santragachi Jheel, West Bengal, India [J]. Journal of Wetlands Ecology, 2011, 5: 20-39.

[25] LYU Kai, CAO Huansheng, WANG Qianqian, *et al*. Differences in long-term impacts of un-ionized ammonia on life-history traits of three species of Daphnia [J]. International Review of Hydrobiology, 2013, 98(5): 253-261.

[26] ARAUZO M, VALLADOLI M. Short-term harmful effects of unionised ammonia on natural populations of *Moina micrura* and *Brachionus rubens* in a deep waste treatment pond [J]. Water Research, 2003, 37(11): 2547-2554.

[27] GARCIA G, NANDINI S, SARMA S. Effect of cadmium on the population dynamics of Moina macrocopa and Macrothrix triserialis (Cladocera) [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2004, 72(4): 717-724.

[28] SARMA S, NANDINI S. Review of recent ecotoxicological studies on cladocerans [J]. Journal of Environmental Science and Health Part B, 2006, 41(8): 1417-1430.

[29] LU Min, XIE Ping, TANG Huijuan, *et al*. Experimental study of trophic cascade effect of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrixon*) in a subtropical lake, Lake Donghu: on plankton community and underlying mechanisms of changes of crustacean community [J]. Hydrobiologia, 2002, 487: 19-31.

[30] PAGANO M, SAINT-JEAN L, ARFI R, *et al*. Population growth capacities and regulatory factors in monospecific cultures of the cladocerans *Moina micrura* and *Diaphanosoma excisum* and the copepod *Thermocyclops decipiens* from Côte d'Ivoire (West Africa) [J]. Aquatic Living Resources, 2000, 13(3): 163-172.

[31] CISNEROS R, HOOKER E, VELASQUEZ L E. Natural diet of herbivorous zooplankton in lake Xolotlan Managua [J]. Hydrobiological Bulletin, 1991, 25(2): 163-167.

[32] GILLOOLY J F, DODSON S I. Latitudinal patterns in the size distribution and seasonal dynamics of new world, freshwater cladocerans [J]. Limnology and Oceanography, 2000, 45: 22-30.

[33] MESSNER J S, MACLENNAN M M, VINEBROOKE R D. Higher temperatures enhance the effects of invasive sportfish on mountain zooplankton communities [J]. Freshwater Biology, 2013, 58: 354-364.

[34] 吴攀, 邓建明, 秦伯强, 等. 水温和营养盐增加对太湖冬、春季节藻类生长的影响 [J]. 环境科学研究, 2013, 26(10): 1064-1071.
WU Pan, DENG Jianming, QIN Boqiang, *et al*. Effects of enhanced water temperature and nutrient concentration on algal growth in winter and spring season in Lake Taihu, China [J]. Research of Environmental Sciences, 2013, 26(10): 1064-1071.

[35] GILBERT P, LIPSCHULTZ F, MCCARTHY J J, *et al*. Isotope dilution models of uptake and remineralization of ammonium by marine plankton [J]. Limnology and Oceanography, 1982, 27: 639-650.

[36] ARAUZO M. Harmful effects of un-ionised ammonia on the zooplankton community in a deep waste treatment pond [J]. Water Research, 2003, 37: 1048-1054.

[37] HEYWOOD K J. Diel vertical migration of zooplankton in the Northeast Atlantic [J]. Journal of Plankton Research, 1996, 18: 163-184.

[38] KESSLER K, LOCKWOOD R S, WILLIAMSON C E, *et al*. Vertical distribution of zooplankton in subalpine and alpine lakes: ultraviolet radiation, fish predation, and the transparency-gradient hypothesis [J]. Limnology Oceanography, 2008, 53(6): 2374-2382.

[39] JEPPESEN E, JENSEN J P, JENSEN C, *et al*. The impact of nutrient state and lake depth on top-down control in the pelagic zone of lakes: a study of 466 lakes from the temperate zone to the arctic [J]. Ecosystems, 2003, 6: 313-325.

[40] 秦昌波, 郑丙辉, 秦延文, 等. 渤海湾天津段海岸带水环境质量灰色关联度评价 [J]. 环境科学研究, 2006, 19(6): 94-99.
QIN Changbo, ZHENG Binghui, QIN Yanwen, *et al*. Gray correlation assessment of water environment quality for Tianjin Coastal Zone in Bohai Bay [J]. Research of Environmental Sciences, 2006, 19(6): 94-99.

[41] 贾文泽, 田家怡, 潘怀剑. 黄河三角洲生物多样性保护与可持续利用的研究 [J]. 环境科学研究, 2002, 15(4): 35-39.
JIA Wenze, TIAN Jiayi, PAN Huaijian. Study on the biodiversity protection and its sustainable use in the Yellow River Delta [J]. Research of Environmental Sciences, 2002, 15(4): 35-39.

[42] 蔡士悦. 乌梁素海水污染与水生生物学研究 [J]. 环境科学研究, 1988, 1(4): 14-23.
CAI Shiyue. Study on relation between water pollution and hydrobiology for the Wu Liang Su Hai [J]. Research of Environmental Sciences, 1988, 1(4): 14-23.

[43] 王靖国, 邹华, 张强, 等. 太湖微囊藻毒素的时空分布特征 [J]. 环境科学研究, 2014, 27(7): 696-703.
WANG Jingguo, ZOU Hua, ZHANG Qiang, *et al*. Spatial and temporal distribution of microcystin in Taihu Lake [J]. Research of Environmental Sciences, 2014, 27(7): 696-703.

(责任编辑: 周巧富)

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net