

水体富营养化对大型底栖动物群落结构及多样性的影响

龚志军 谢 平 唐汇涓 王士达

(中国科学院水生生物研究所; 淡水生态与生物技术国家重点实验室;
中国生态系统研究网络东湖湖泊生态系统试验站, 武汉 430072)

摘要: 在武汉东湖营养水平不同的四个湖区, 对大型底栖动物的群落结构和物种多样性进行周年研究。大型底栖动物的物种多样性与营养水平呈相反趋势, 富营养化导致多样性明显降低。研究还表明, 霍甫水丝蚓的密度与水体营养水平呈正相关系, 在超富营养水体中其密度最高, 年平均 3502 ind. / m^2 , 最高可达 10524 ind. / m^2 , 这与其能忍受由于富营养导致的低氧环境有关; 而在中营养水体中平均密度仅 27 ind. / m^2 。首次讨论了中国长足摇蚊与水体营养水平的关系, 研究结果显示, 中国长足摇蚊应属超富营养水体的指示种, 但其耐受性较霍甫水丝蚓差。

关键词: 大型底栖动物; 富营养化; 物种多样性; 多样性指数

中图分类号: Q178.1 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-3207(2001)03-0210-07

大型底栖动物是水生态系统一个重要的生态类群, 在淡水湖泊和河流中其优势类群主要包括水栖寡毛类、软体动物和水生昆虫等, 它们既是鱼类的天然食物质资源, 又能起到较好的水质监测作用, 因此研究它们的结构和功能在理论和实践上都具有重要的意义。东湖大型底栖动物的研究始于 20 世纪 60 年代, 对东湖大型底栖动物的群落结构有较深入的研究^[1-5]。进入 80 年代后, 东湖环境条件发生了巨大变化, 一个最明显的现象是湖泊富营养化日趋严重, 这必将对大型底栖动物产生深刻的影响。本研究的目的就是通过研究东湖营养水平不同的四个湖区敞水带大型底栖动物的群落结构及其物种多样性, 初步探讨水体富营养化对大型底栖动物多样性的影响规律。

1 研究方法

1.1 研究地点 在武汉东湖设 5 个采样站。I、II 站位于大量污水排入营养水平极高的水果湖区, I 站位污水口附近, II 站离污水口较远; III 站位东湖主体郭郑湖的中心, 营养水平也较高; IV 和 V 站位于接纳污水较少、营养水平较低的汤林湖和后湖。在 1998—1999 年调查期间, 五个采样站均无水生高等植物。

收稿日期: 2000-03-10; 修订日期: 2000-12-30

基金项目: 国家科技部 973 项目(G2000046800)资助; 东湖湖泊生态系统开放站资助

作者简介: 龚志军(1974—), 男, 浙江萧山人; 博士生; 主要从事底栖动物生态学研究

通讯作者: 谢 平

1.2 大型底栖动物的采集和后处理 大型底栖动物采集于1998年2月至1999年1月,每月进行一次。采集工具使用 $1/16\text{m}^2$ 改良彼德生采泥器,采得泥样经孔径为 0.45mm 筛网洗涤,剩余物带回实验室置白磁盘活体挑出,样本以10%福尔马林溶液固定。标本经鉴定、计数和称重后,换算成每平方米的含量。

1.3 物种多样性的研究方法 用K-优势曲线的方法来比较研究东湖四个湖区大型底栖动物的物种多样性^[6];物种多样性也用三种指数来表示:

Margalef 多样性指数 $d = (S - 1) / \ln N$; 其中: $S =$ 种类数, $N =$ 总密度(ind. / m^2)。

Simpson 多样性指数 $D = 1 / (\sum (n_i / N)^2)$; 其中: $n_i =$ i 种的密度(ind. / m^2), $N =$ 总密度(ind. / m^2); Shannon-Wiener 多样性指数 $H = - \sum \{(n_i / N) * \ln(n_i / N)\}$; 其中: $n_i =$ i 种的密度(ind. / m^2), $N =$ 总密度(ind. / m^2)。

1.4 化学分析方法 对采回的水样立即进行处理或分析。水样经 $0.47\mu\text{m}$ 滤膜过滤,以盐酸α萘胺法测定亚硝态氮(NO_2-N);纳氏比色法测定氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$);钼蓝比色法测定活性磷($\text{PO}_4^{2-}\text{-P}$);凯氏定氮法测定总溶解氮(TDN)和总氮(TN);硫酸消解法测定总磷(TP)和总溶解磷(TDP);硝酸盐氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)用DX-100型离子色谱仪测定。硫酸锰和碱性碘化钾现场固定,酸化后,以硫代硫酸钠为滴定剂,氧化还原法测定溶解氧,以PHS-II型pH计直接读取pH;用中和法以盐酸滴定测定碱度;以络黑T为指示剂,EDTA为络合剂,络合滴定法测定硬度。

2 结果

2.1 化学环境

表1 为五个采样站14种化学指标的年平均值。总氮、总溶解氮、氨氮、亚硝态氮、总

表1 东湖各站水化学指标年均值

Tab. 1 Chemical parameters (annual mean) in Lake Donghu

	I	II	III	IV	V
pH	-	8.11	8.31	8.35	8.26
碱度 Alkalinity (meg/L)	-	2.15	2.16	2.29	2.11
硬度 Hardness (德国度 G.D.)	-	8.08	7.84	8.75	8.57
二氧化硅 SiO_2 (mg/L)	-	3.85	3.56	3.65	4.01
溶解氧(表层) DO (Upper layer) (mg O ₂ /L)	-	7.3	7.8	8.6	10.0
溶解氧(底层) DO (Bottom layer) (mg O ₂ /L)	-	6.5	7.0	7.8	8.5
总磷 TP (mg PO ₄ ³⁻ /L)	0.39	0.21	0.12	0.045	0.044
总溶解磷 TDP (mg PO ₄ ³⁻ /L)	0.20	0.095	0.040	0.024	0.019
活性磷 $\text{PO}_4^{2-}-\text{P}$ (mg/L)	0.16	0.065	0.012	0.0052	0.0055
总氮 TN-N (mg/L)	8.70	6.38	4.29	1.97	1.68
总溶解氮 TDN-N (mg/L)	-	4.51	3.69	1.38	1.15
氨氮 NH_4^+-N (mg/L)	2.33	1.53	0.36	0.094	0.096
亚硝态氮 NO_2-N (mg/L)	0.23	0.15	0.099	0.036	0.017
硝态氮 NO_3-N (mg/L)	0.69	1.18	0.94	0.55	0.33

注: 碱度、硬度、二氧化硅及溶氧引自谢平等^[7],其余均为当年数据。

磷、总溶解磷和活性磷在五个站呈现明显的差异, 即 I > II > III > IV、V 站, 而溶解氧无论是表层还是底层都与上述营养盐呈现相反的变化趋势, 即 II < III < IV < V 站。硝态氮呈不规则变化, 最高值未出现在 I 站, 而是在 II 站, 且 II 站的浓度比 I 站高。pH、碱度、硬度和二氧化硅浓度的变化则没有明显趋势。

2.2 大型底栖动物的群落结构

在调查期间, 东湖敞水带五个采样站共鉴定出底栖动物 40 种, 其中软体动物 6 种, 禽毛类 5 种, 摆蚊 20 种, 其他底栖动物 9 种, 绝大多数为长江中下游湖泊习见种类。5 个采样站大型底栖动物的种类数最多出现在 IV 站和 V 站, 共观察到 27 种和 25 种; 种类最少的出现在 I 站, 仅发现 7 种; II 和 III 站的种类数介于 IV 和 V 站与 I 站之间, 分别为 15 种和 19 种。

东湖 5 个定点观测站大型底栖动物的现存量呈现较大的差别(表 2), 最高密度出现在 II 站, 达 6120 ind./m², 最低密度出现在 IV 站, 仅 333.4 ind./m², 两者相差近 20 倍; 但生物量未表现出相应的巨大差异, 最高(II 站)为最低(I 站)的 3 倍左右。从表 3 可以看出东湖大型底栖动物的密度主要受摇蚊和禽毛类的数量影响, 而软体动物占了全部生物量的绝大部分。

表 2 东湖大型底栖动物的年均密度(ind./m²)与生物量(g/m²)

Tab. 2 Annual mean density (ind./m²) and biomass (g/m²) of macrozoobenthos in Lake Donghu

	I 站		II 站		III 站		IV 站		V 站	
	密度	生物量	密度	生物量	密度	生物量	密度	生物量	密度	生物量
软体动物	0	0	5	0.1	86.7	27.9	18	23.7	9.3	12.4
禽毛类	3558	10.6	3569	12.6	224.5	3.6	38	1.7	162.7	3.3
摇蚊	17	0.2	2541	10.6	451.3	6.8	248.7	1.5	458.7	4.7
其他底栖动物	0	0	5.3	0.02	19.3	0.07	12	1.1	5.3	0.07
合计	3575	10.8	6120	23.3	781.8	38.4	333.4	28	636	20.5

表 3 大型底栖动物优势种的密度(ind./m²)与生物量(g/m²)

Tab. 3 Density (ind./m²) and biomass (g/m²) of dominant species of macrozoobenthos

	I 站		II 站		III 站		IV 站		V 站	
	密度	生物量	密度	生物量	密度	生物量	密度	生物量	密度	生物量
铜锈环棱螺					14	26.0	14	23.6	8	12.4
湖球蚬					71.3	1.8				
苏氏尾鳃蚓			63.3	3.2	60.7	3.1	33.3	1.7	68	3.1
霍甫水丝蚓	3502	10.2	3168	8.8	151.8	0.4				
毛河蚓			338	0.7						
菱腹摇蚊					29.3	0.1	56	0.2	52	0.2
花翅前突摇蚊			199.7	0.6	123.3	0.4	84	0.3	70.7	0.2
中国长足摇蚊			2319	9.7					53.3	0.2
大红德永摇蚊					260	6.0	30	0.7	116	2.6
羽摇蚊									57.3	1.2
合计	3502	10.2	6088	23	710.4	37.8	217.3	26.5	425.3	19.9

2.3 优势种的密度与生物量

根据东湖大型底栖动物各个物种的出现率以及对现存量的贡献率, 各站的优势种如表3所示, 除IV站和V站优势种的密度外, 其他各站优势种的现存量占该站总的现存量均超过90%。花翅前突摇蚊和苏氏尾鳃蚓除I站外均为其他各站的优势种, 铜锈环棱螺、菱腹摇蚊和大红德永摇蚊在III、IV和V站成为优势种, 中国长足摇蚊在II和V站为优势种, 而毛河蚓、湖球蚬和羽摇蚊分别只在II站、II站和V站成为优势种。值得注意的是在I、II和II站成为优势种的霍甫水丝蚓, 其密度与水体营养水平明显正相关。

2.4 大型底栖动物物种多样性

物种多样性可以用K-优势曲线来评估^[6], 这个方法综合物种多样性的两个方面: 物种丰富性与均匀性, 通过对某一特定群落内的各个物种(按优势度从大到小排列)相应的累积密度百分数作图, 群落的优势模式能非常直观地体现出来。从K-优势曲线图中可以看出: 如果某一曲线上所有的点都位于另一曲线之下, 那么该曲线所代表的群落物种多样性就比另一曲线所代表的要高, 因为该群落具更多的物种并且物种个体分布更均匀。

表4 东湖各站1998年大型底栖动物多样性指数

Tab. 4 Average value of species diversity of macrozoobenthos in Lake Donghu in 1998

	I	II	III	IV	V
Margalef index(d)	0.61	1.26	2.85	4.13	3.10
Simpson(D)	1.04	2.41	5.26	7.44	9.85
Shannon Wiener index(H')	0.21	1.44	2.14	2.44	2.33

图1给出东湖5个站大型底栖动物的K-优势曲线图, 从图中明显可以看出I站、II站和III站的多样性依次降低, 而IV站和V站多样性皆较前三站为高, 这与水体营养水平呈现相反趋势。但IV站和V站的K-优势曲线发生交叉, 无法判断两者多样性的高低。类似的情况也发生于多样性指数的比较中(表4), 对于Margalef指数和Shannorr Wiener指数, 各站的多样性指数从大到小依次为IV站、V站、III站、II站和I站, 而对Simpson指数来说, 前三站多样性指数大小次序与上相同, 但V站大于IV站, 与上述两种指数不符, 这进一步表明IV站与V站的物种多样性大小不具可比性。

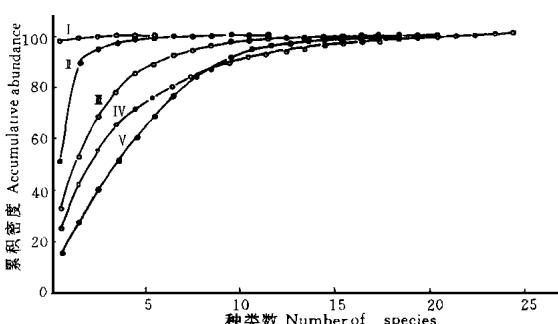


图1 东湖5个站大型底栖动物的K-优势曲线

Fig. 1 K-dominant curves of macrozoobenthos at five stations in Lake Donghu

3 讨论

3.1 富营养化与大型底栖动物多样性的关系

从理论上讲, 一个生境生产量越高, 就可能有更多的物种, 即生物的多样性越高, 尤其

在较大尺度上比较时(如从两极到赤道), 可是在陆地生态系统中, 多数较小尺度的研究却得出物种多样性的单峰分布, 即在中度营养水平的生境中具最高的物种多样性, 在水生态系统中, 水生无脊椎动物的分布亦符合这个结论^[7]。如 Dodson 通过对欧洲和北美湖泊中枝角类的种类数与湖泊的关系的分析发现, 在贫营养和超富营养的湖泊中种类数较少, 而中富营养湖泊中的种类数较多, 即随着湖泊初级生产量的增加, 枝角类种类增多, 但超过一定范围, 种类反而下降^[8]。其他一些水生生物种类如寡毛类、摇蚊幼虫与水体营养关系也出现类似的单峰分布^[9-10]。

根据叶绿素的含量, 按 OECD1982 年标准, 东湖 II 站可划分为超富营养型, II 站为富营养型, IV 站和 V 站为中营养型^[11]。I 站虽无叶绿素含量资料, 但根据 1998 年水化学指标(表 1), 可认为 I 站应属于超富营养型, 但程度应较 II 站更甚。本研究结果表明, 在武汉东湖营养水平不同的四个湖区, 大型底栖动物的物种多样性与营养水平呈现相反的变化趋势, 即当水体从中营养型向超富营养过渡中大型底栖动物多样性明显降低。IV 站和 V 站的营养状况的非常接近(表 1), 而大型底栖动物的多样性无法比较大小, 这正反映水体营养水平与大型底栖动物多样性之间的密切关系。

3.2 霍甫水丝蚓与水体富营养化的关系

在水体富营养严重时常可发现大量的霍甫水丝蚓个体, 这主要归因于这个种类能耐受由于有机物大量被分解而造成的低氧甚至缺氧环境, 而其他底栖动物在这种环境下往往受到抑制甚至死亡。在富营养化最严重的东湖 I 站, 霍甫水丝蚓为绝对优势种(占该站大型底栖生物总密度的 99%), 其年均密度达 3502ind./m², 最高可达 10524ind./m²。在较 I 站同样为超富营养化但程度略轻的 II 站, 这个种的年均密度也可达 3167ind./m² 之多。在营养水平较前两站为低的 II 站, 霍甫水丝蚓的密度降至 152ind./m², 更低的密度发生在中营养型的 IV 和 V 站, 分别为 27 和 2.7ind./m²。可见霍甫水丝蚓的密度分布与水体营养水平呈明显的正向趋势。

霍甫水丝蚓是一种全世界分布种类, Brinkhurst 等认为在一些受有机废水排放影响的区域, 如生活污水口, 食品加工厂和造纸厂排污口附近水域, 颤蚓(主要为霍甫水丝蚓和正颤蚓)趋向于占绝对优势, 是一种很好的有机污染(富营养)指示生物^[12]。Gasellato 等在研究意大利的一个富营养湖泊 Lake Ledro 时发现, 霍甫水丝蚓在湖中广泛分布, 最高密度可达 5984ind./m²^[13]; Finogenova 曾报道在俄罗斯圣彼得堡的 Neva Mouth, 由于深受人类活动的影响, 水体富营养化严重, 部分区域的霍甫水丝蚓的密度可达 46600ind./m²^[14]。而一个极端例子发生在加拿大有大量污水排入的多伦多港口的局部地区, 那儿霍甫水丝蚓甚至超过 60000ind./m²^[15]。可见霍甫水丝蚓是一种非常适合指示富营养的生物, 本研究的结果与此相符合。

3.3 中国长足摇蚊与水体富营养的关系

摇蚊科幼虫也常被广泛用来作为水质变化, 特别是富营养化的指示生物, 如羽摇蚊, 大红德永摇蚊已被应用于富营养湖泊的典型指示种^[10, 16, 17]。有关长足摇蚊属(*Tanypterus*)的种类与水体富营养化的关系讨论甚少。Grodhäusl 报道过长足摇蚊的一种 *T. grodhäusli* 在污水塘中被大量发现^[18]; Wolfram 在奥地利一个湖泊中发现长足摇蚊的另外一种 *T. punetipennis* 大量出现于有机物十分丰富的底质中^[19]。

中国长足摇蚊(*Tanypus chinensis* Wang)是王士达在东湖发现的新种^[20],有关其生态学特性的研究尚属空白。在本次研究中,中国长足摇蚊表现出一定的单峰分布:在超富营养的II站,中国长足摇蚊表现出最高的密度,年均密度达ind./m²,峰值可达4992ind./m²;而在富营养更甚的I站,密度显著降低,仅6.7ind./m²;在富营养的II站和中营养IV站,密度也较低,分别为26.7ind./m²和1.33ind./m²,这表明中国长足摇蚊适合在一定程度的超富营养化环境中生存,可作为超富营养水体的指示种,但其耐受性较霍甫水丝蚓为差。在严重富营养的环境中(如I站)对中国长足摇蚊的分布造成极大的限制作用的可能是由于底泥中有机质含量过高、分解作用强烈导致泥水界面中过低的溶氧量,而在营养水平相对较低的环境下,其表现出的低浓度可能与低营养水体中食物饵料缺少有关。

参考文献:

- [1] 王士达. 武昌东湖的毛翅目昆虫[J]. 水生生物集刊, 1963, 3: 55—68
- [2] 王士达. 武昌东湖地区摇蚊昆虫的研究[J]. 水生生物集刊, 1977, 6(2): 227—240
- [3] 王士达. 武汉东湖底栖动物的多样性及其与富营养化的关系[J]. 水生生物学报, 1996, 20(增刊): 75—89
- [4] 陈其羽, 梁彦龄, 宋贵保等. 武昌东湖软体动物的生态分布以及种群密度[J]. 水生生物集刊, 1975, 5(3): 371—379
- [5] 陈其羽, 梁彦龄, 吴天惠. 底栖动物[M]. 见刘建康主编. 东湖生态学研究(一). 北京: 科学出版社, 1990, 129—152
- [6] Platt H M, Shaw K M, Lambshead P J D. Nematode species abundance patterns and their use in the detection of environment perturbations [J]. *Hydrobiologia*, 1984, **118**: 59—66
- [7] 谢平, 葛燕, 戴莽, 等. 水体富营养化对浮游生物群落多样性的影响[J]. 水生生物学报, 1996, 20(增刊): 30—37
- [8] Dodson S I. Predicting crustacean zooplankton species richness [J]. *Limnol. Oceanogr.*, 1992, **37**: 848—856
- [9] Goran M. An improved environmental index based on the relative abundance of Oligochaeta species [J]. *Hydrobiologia*, 1983, **102**: 89—97
- [10] Gyorgy D, Judit M. An attempt to trace eutrophication in a shallow lake (Balaton, Hungary) using chironomids [J]. *Hydrobiologia*, 1983, **103**: 169—175
- [11] Shei P, Lin W, Wang S, et al. Plankton and seston structure in a shallow eutrophic subtrophic a Chinese lake [J]. *Arch. Hydrobiol.*, 1993, **129**(2): 199—220
- [12] Brinkhurst R O, Cook D G. Aquatic earthworms (Annelida: Oligochaeta). In: Hart C W and Saneal L H F (eds.). *Pollution ecology of freshwater invertebrates* [M]. New York: Academic Press, 1974, 143—156
- [13] Gasellato S, Caneva F. Composition and distribution of bottom oligochaete fauna of a north Italian eutrophic lake (Lake Ledro) [J]. *Hydrobiologia*, 1994, **278**: 87—92
- [14] Finogenova N P. Oligochaeta communities at the mouth of the Neva and their relationship to anthropogenic impact [J]. *Hydrobiologia* 1996, **334**: 185—191
- [15] Brinkhurst R O. Distribution and abundance of tubificid (oligochaetes) species in Toronto Harbour, Lake Ontario [J]. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 1970, **27**: 1961—1969
- [16] Iwakuma T, Yasuno M. Fate of the univoltine Chironomid, Tokunagayusurika akamusi (Diptera: Chironomidae) at emergence in Lake Kasumigaura, Japan [J]. *Arch. Hydrobiol.* 1983, **99**: 37—59
- [17] Armitage P, Cranston P S, Pinder L C V. The Chironomidae: The biology and ecology of non biting midges [M]. London: Chapman & Hall, 1995, 385—404
- [18] Grodhaus G. Chironomid midges as a nuisance II, the nature of the nuisance and remarks on its control [J]. *California Vector Views*, 1963, 10: 27—37

- [19] Wolfram G. Distribution and production of chironomids (Diptera: Chironomidae) in a shallow, alkaline lake (Neusiedler See, Austria) [J]. *Hydrobiologia*, 1996, **318**: 34—46
- [20] Wang S. New and little known Chironomidae (Diptera) from the southern provinces of China [J]. *Entomotaxonomia*, 1994, **16**: 135—139

THE INFLUENCE OF EUTROPHYCATION UPON COMMUNITY STRUCTURE AND BIODIVERSITY OF MACROZOOBENTHOS

GONG Zhijun, XIE Ping, TANG Huijuan and WANG Shida

(Donghu Experimental Station of Lake Ecosystems; State Key Laboratory for Freshwater Ecology and Biotechnology;
Institute of Hydrobiology, The Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072)

Abstract: Comparative studies on community structure and biodiversity of macrozoobenthos were carried out in four lake areas with different trophic levels (mesotrophic, eutrophic and hypertrophic) in Lake Donghu. The results show that the higher the trophic level of the lake water is, the lower the species diversity (measured as K-dominant curves, diversity index and species number) of macrozoobenthos. The density of *Limnodrilus Hoffmeisteri* Clapérède was positively correlated with the trophic level of the lake water, which was due mainly to its ability to tolerate low dissolved oxygen from eutrophication. The relation between *Tanypus chinensis* Wang and the trophic level of the lake water is firstly discussed, and the present study shows that *T. chinensis* is one of indicators of hypertrophication, however, it is less endurable to eutrophication than *L. hoffmeisteri*.

Key words: Macrozoobenthos; Eutrophication; Species diversity; Biodiversity index