

揭开武汉东湖蓝藻水华消失之谜*

刘建康 谢 平

(中国科学院水生生物研究所 武汉 430072)

摘 要 水华(亦称湖靛)是湖泊富营养化最恶劣的表征之一。武汉东湖 70 年代至 1984 年间每年夏季出现蓝藻水华,1985 年起突然消失,至今已有 14 年没有重现,原因何在?通过三次设在湖里的围隔试验,证明鲢鳙的大量放养,是水华消失的决定性因素。文章报道了三次原地围隔试验的情况,结合东湖鲢鳙生物量的鱼群探测仪记录,指出鲢鳙的放养密度达到每立方米水(即 1t 有鱼 50g)(即市制 1 两)时,就能控制蓝藻水华的发生。文章还对治理水体富营养化的流行学说—生物操纵论进行了评论。

关键词 武汉东湖,蓝藻水华,消失原因,围隔试验,鲢鳙密度,微囊藻属

1 湖泊富营养化与蓝藻水华

湖泊与河流富营养化的现象及其机理,国际上早在 60 年代末期就开始进行总结^[1],我国亦有专著论述^[2],而且至今仍是水环境治理方面的一个热门话题。

淡水水体富营养化最令人憎恶的一个表征是蓝藻水华的出现,有人把它比作海洋里的赤潮。蓝藻水华也被称为“湖靛”。当湖里出现水华时,水面被厚厚的一层蓝绿色的湖靛所覆盖,构成湖靛的蓝藻群体大量孳生,接着又大量死亡,死亡的藻体在分解过程中散发出令人难以忍受的恶臭,随风飘扬,大煞风景。分解过程同时大量消耗水中溶解的氧气,造成大批鱼类窒息死亡。

武汉东湖的蓝藻水华由微囊藻(*Microcystis*)、鱼腥藻(*Anabaena*)、束丝藻(*Aphanizomenon*)三个属组成,以铜锈微囊藻(*M. aeruginosa*)这个种为主。这种藻含有微囊藻素 *microcystin* 毒素,能使家畜死亡,也可能引起人类肝脏癌变^[3],医学部门正在进行研究。

50 年代,东湖里微囊藻很少,60 年代猛增,到 70 年代中期,每年夏季都形成厚厚的水华,引起国外藻类学家和湖沼学家来中国科学院武汉水生生物研究所进行合作研究的兴趣。但是,1985 年夏季,水华破例地没有在东湖出现。当时都认为这是偶然现象,次年水华大概会重新出现的。事实上,经过了 14 个年头,东湖水华始终没有重现!

东湖水华消失的初年,人们议论着水华消失的原因。有的说是全球气候变化造成的;可是在其他湖泊如太湖、滇池,蓝藻水华照常发生,并未中断。有的说是由于东湖富营养化加剧,水质肥得连蓝藻都不能生存啦;可是水质分析数据不能支持这个论点。鱼类学工作者知道鲢鱼

* 国家自然科学基金项目(3937014)研究成果
刘建康,1917 年 9 月生,研究员,中科院院士
收稿日期:1999-06-28

和鳙鱼都能滤食水华,但满湖水华的消失是否由于鲢鳙的滤食,却没有把握。为了检验鱼类在控制水华方面所起的作用,我们在1989、1990、和1992年在东湖里进行了三次原地围隔试验,下面分别报道三次试验的情况与结果。

2 原地围隔试验

2.1 1989年的试验^[4]

围隔设在东湖郭郑湖区靠近水生所趸船的水域,用不透水的聚乙烯材料制成,共8个,大小都是 $2.5 \times 2.5 \times 2.0 \text{ m}$,每个装湖水 12.5 m^3 。围隔上方敞开,底部直接与湖底沉积物接触。试验开始之前两星期,在围隔中投放漂白粉消毒。

本次围隔试验的目的在于找出:1) 鲢和鳙的放养如何影响浮游植物群落结构,2) 鱼的密集放养能否消灭水华。1989年部分围隔毁于大风,仅#3、#5、#7能用于试验。5月17日初次取水样之后,在#3放入鲢、鳙各6尾,在#5放入鳙12尾。放入时鱼的平均体重:鲢是75g,鳙是380g。#7不放鱼,作为对照。5月至9月试验期间,对上述3个围隔中及周围湖水中的浮游物(Seston)的干重,灰份含量,浮游植物总生物量(以浮游藻类总体积表示)和叶绿素a含量,每月测定3次。

试验期间日平均水温 $19 \sim 32^\circ\text{C}$,自6月中旬至9月初超过 27°C 。叶绿素a的量和藻类总体积的变异各围隔相似(图1),但在无鱼的围隔中比在养鱼的围隔和外围湖水中高得多。鱼类的引入,不仅引起藻类总体积的明显变化,而且也引起浮游植物优势类群的明显变化(图2)。从藻类平均体积的比较来看,放鱼的围隔中,优势浮游植物的组成与东湖中的十分相似,亦即隐藻属的种类(*Cryptomonas* spp.)占最优势,硅藻(主要是小环藻属的种类*Cyclotella* spp.)次之,绿藻又次之;蓝藻的比例相当低(图2)。在#5中,甲藻(主要是多甲藻属*Peridinium* spp.)有时也属优势种类。但是,在不放鱼的围隔中,情况就大不相同:6月中旬以前,隐藻属的种类*Cryptomonas* spp.和绿藻纲(*Chlorophyta*)占优势,其后,微囊藻水华出现,并持续到试验结束。大型群体型微囊藻*Microcystis* spp.成为绝对优势(图3)。另外也要指出,在养鱼的围隔和在东湖中,双鞭毛藻(*Dinoflagellates*)在藻类总体积中的平均比例(43.6%)要比不放鱼的#7(11.0%)高得多,但并不形成水华。

9月份试验结束,围隔中的鱼捕起时,鲢平均重152g(153天中的增长率平均每天0.5g),鳙平均重284g(#3)和293g(#5),分别为放入时的75%和77%。

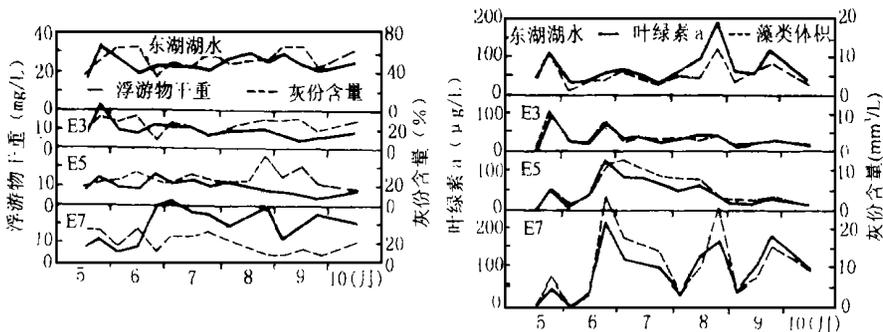


图1 1989年5~10月第3,5,7号围隔中及东湖湖水中叶绿素a的量、藻类总体积、浮游物干重、浮游物灰份含量的变动情况

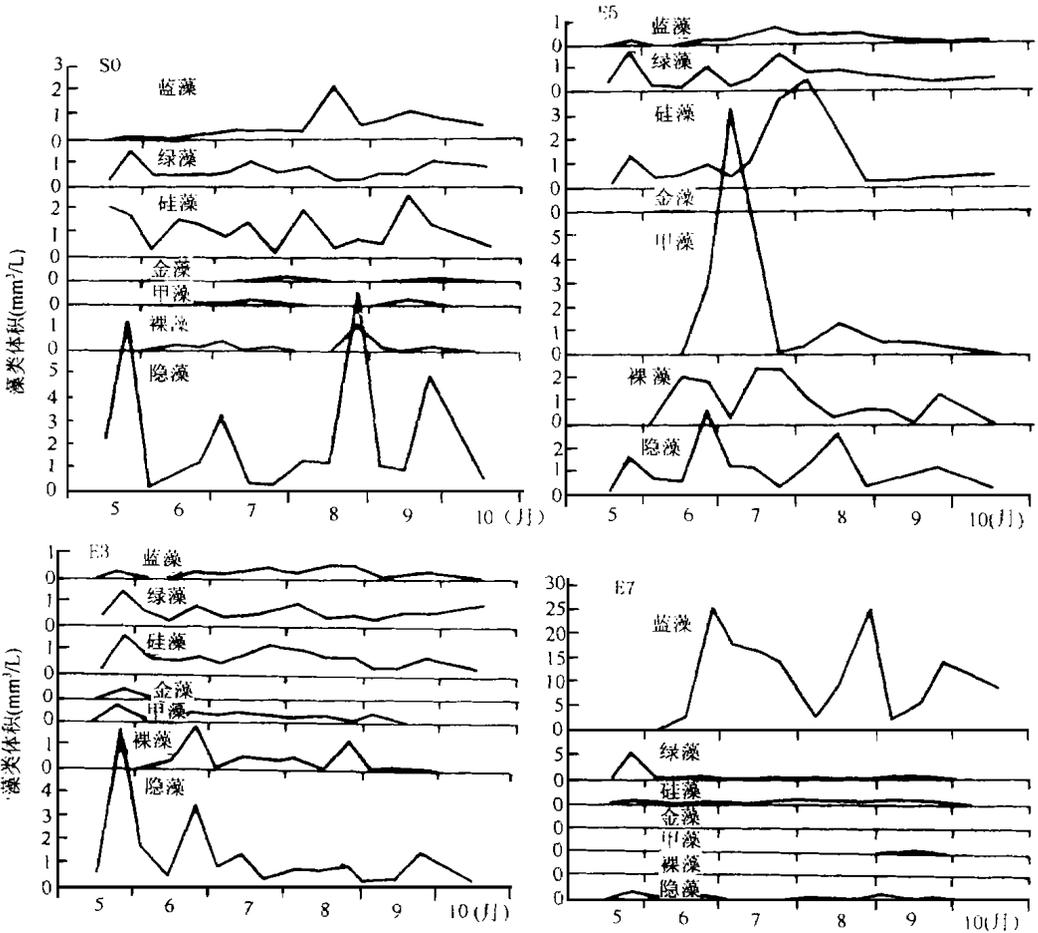


图2 1989年5~10月各围隔中和周围湖水中不同门类的浮游植物生物量的变动情况^[5]

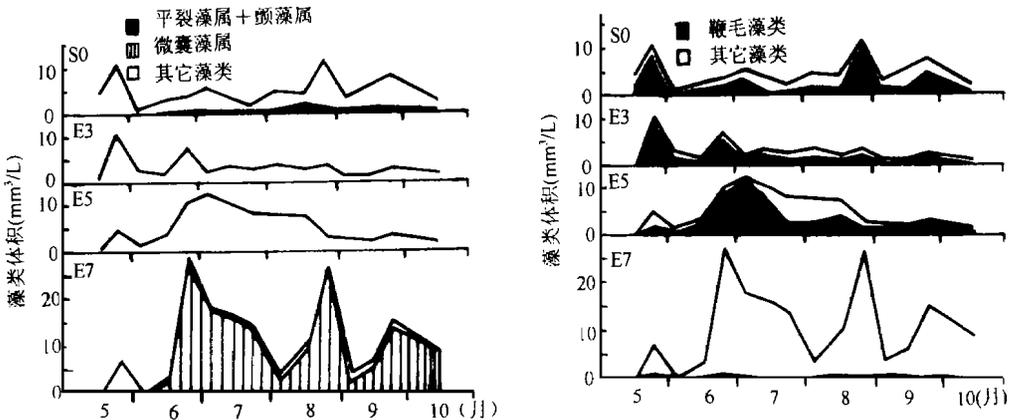


图3 1989年5~10月各围隔中和周围湖水中浮游植物总生物量、蓝藻生物量和鞭毛藻生物量变动情况^[5]

2.2 1990年的试验^[5]

本次试验的目的在于: 1) 使更多的围隔里生成水华; 2) 在水华已重新出现的围隔里 引进鲢和鳙, 看水华能否被吃掉; 3) 监测围隔中引入鱼以后浮游植物生物量在大小结构方面的改变。

用了6个围隔, 围隔的地点和大小与1989年相同。试验开始前两星期, 围隔内加漂白粉消毒。4月5日初次取水样。次日, 围隔[#]3和[#]4各放入鲢4尾([#]3平均体重21g, [#]4平均体重23g)和鳙2尾(平均体重都是32g)。7月20日取水样后, 围隔[#]1放入鲢6尾(平均体重148g), [#]2放入鳙6尾(平均176g), [#]5放入鲢3尾(平均152g)和鳙3尾(平均172g)。所有放入的鱼9月17日被捕起。[#]6始终没有放鱼。浮游物干重, 按大小分组的浮游植物叶绿素a含量, 都是每月测定3次。

试验期间(4~9月)平均水温15.0~34.8℃, 6~9月超过28℃。

在围隔[#]1、[#]2、[#]5、[#]6中, 微囊藻水华 *Microcystis* spp. 大量发生。水华最初在[#]2中出现(6月中旬), 然后在[#]1和[#]5中出现(6月下旬), 最后在[#]6中出现(7月中旬)。随着水华的出现, 浮游植物的优势类群转变成成为大于30μm的类群, 几乎全部是微囊藻水华。

在[#]1、[#]2和[#]5围隔中放入鱼类后, 这几个围隔里浮游植物总生物量剧烈下降(图4)。[#]1(6尾鲢)在放鱼10天后水华消灭, [#]2(6尾鳙)和[#]5(鲢鳙各3尾)中, 水华在18天时消失, 随着水华的消失, 浮游植物优势类群又转移成为小于30μm的类群。在无鱼的[#]6中, 水华一经出现, 就始终保持, 直到试验结束。

试验结束时, [#]1中鲢平均重150g; 在[#]2中鳙(5尾)平均重154g; 在[#]3中, 鲢平均重92g, 鳙(1尾)重128g; [#]4中鲢平均144g, 鳙平均93g; [#]5中, 鲢平均151g, 鳙平均154g。虽然4月份养入的鱼体重增加了几倍, 它们的生长率比生长在湖里的鱼慢得多。7月份养入的鱼体重没有什么变化。试验结束以前, 在[#]2和[#]3中各有1尾鳙死亡。

2.3 1992年的试验^[7]

前两次试验证明放养吃浮游生物鱼类可以控制水华, 但还不能确定非浮游生物食性的鱼(如草鱼)能否起到同样作用, 所以1992年的试验除了1)继续验证鲢、鳙的作用外, 2)还着重试验草鱼的效应, 此外3)对围隔中的水和周围的湖水中分别监测氮、磷的变化和按大小分组的浮游植物生物量的变化。

这次用了8个围隔, 围隔的位置和大小与1989年相同。试验在7~9月份进行。湖水被隔离在围隔里的日子是7月6日, 各围隔均未用消毒剂。初次采水样是7月7日。8月21

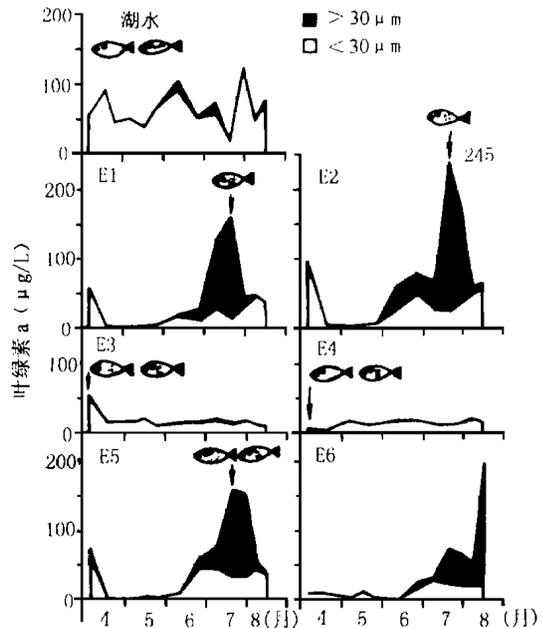


图4 1990年4~8月份各围隔中和周围湖水中全部浮游植物和小于30μm的浮游植物中叶绿素a含量的变动情况^[5]。曲线下面涂黑的部分表示大于30μm的藻类, 空白部分表示小于30μm的藻类。鱼的图象中身上带鳞片的代表鳙, 未绘鳞片的代表鲢。

日, # 3 围隔放入 3 尾草鱼(平均重 187 g), # 4 也放入 3 尾草鱼(平均重 229 g), # 5 放入 3 尾鲢(137 g), # 6 放入 2 尾鲢(133 g), # 7 放入 4 尾鳙(平均重 233 g), # 8 也放入 4 尾鳙(216 g)。# 1 和 # 2 均未放鱼。放入围隔的鱼于 9 月 8 日全部捕起。

浮游物(seston)的干重,按大小分组的藻类叶绿素 a 含量,都经测定;对围隔内与周围湖水中总磷(TP)、总溶解磷(TDP)、氨(NH₃)、总溶解氮(TDN)也进行了分析。

试验期间日平均水温为 26~ 34℃。

试验开始时,湖水中没有水华。两星期后,大多数围隔里有薄薄的一层水华。后来,水华的优势种成为蓝藻,主要是微囊藻。到 7 月底,在大多数围隔里可看到稠密的微囊藻水华。到 8 月中旬,所有围隔都有厚厚的水华存在。

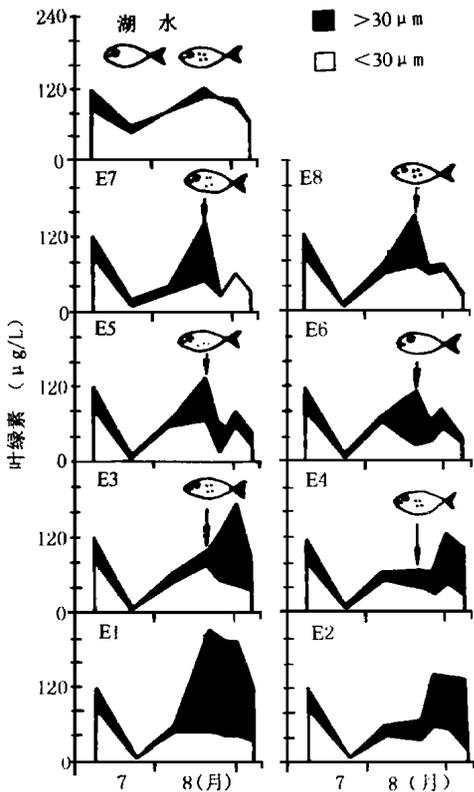


图 5 1992 年 7~ 9 月份各围隔中和周围湖水中全部浮游植物和小于 30 µm 的浮游植物中叶绿素 a 的浓度^[5]

放养密度。在养鱼的围隔里,蓝藻的份额减少了很多,而在不养鱼的围隔里则蓝藻水华生长得很好。看来,在养鱼的水体中不出现水华,既不是由于浮游动物的牧食,也不是由于水体营养状况变得更恶化,而在于鱼类的牧食压力。谢平等 1990 年的论文^[4]已经指出:“东湖 1985 年以来水华的突然消失很可能是由于鱼类的放养率增大了;如果湖中鱼的放养率降低到阈值以下,使微囊藻从强大的牧食压力下释放出来,那么水华就会重新出现。”

在 1990 年的试验中^[6],已出现水华的围隔,在引进鲢(密度 71 g/m³)或鳙(密度 84 g/m³)

在 # 7 和 # 8 围隔中放入鳙(密度 65~ 75 g/m³),引起浮游植物总生物量的剧列下降(图 5),到两星期后,这两个围隔里的水华全部消失。在 # 5 和 # 6 中放入鲢(密度 21~ 33 g/m³)也大大减少了浮游植物生物量,但这两个围隔里仍有一些水华甚至到试验结束时仍残存。# 3 和 # 4 中放入草鱼并没有减少浮游植物的生物量,而且水华在这两个围隔里非常浓密,直到试验结束。在不放鱼的 # 1 和 # 2 中,水华一经出现就保持到试验终了。

在无鱼的围隔和在养入草鱼的围隔中,浮游植物群落都是以大型种类(> 30 µm)占优势,但在养入吃浮游生物的鲢、鳙的围隔中,浮游植物群落以小型种类(< 30 µm)占优势,尤其是在放养密度较高的围隔中。

试验结束时,草鱼的平均重量在 # 3 中是 174 g,在 # 4 中是 231 g。鲢鱼在 # 5 中是 132 g,在 # 6 中是 143 g;鳙在 # 7 中是 239 g,在 # 8 中是 203 g;放进去的鱼体重改变变得很少,但在试验期间都活着。

3 讨论

1989 年的试验表明,无鱼的围隔中浮游植物生物量比养鱼的围隔中高 2~ 3 倍;那次试验中鲢鳙的放养密度是 228~ 380 g/m³,高于东湖水域中的鱼类

后, 10~ 20 d 内水华完全被消灭, 这样的放养密度虽然低于 1989 年试验所用的密度, 但是仍高于东湖中的放养密度, 因而难以证明东湖中水华是由于鱼类的放养而消失的。

在 1992 年的试验^[7]中, 当鳙的放养密度为 $65 \sim 76 \text{ g/m}^3$ 时, 水华全被消灭; 鲢的放养密度在 $21 \sim 33 \text{ g/m}^3$ 时, 虽然水华的量大为减少, 但直到试验结束时仍有较小的种群存在, 看来鲢、鳙控制水华的有效密度应该在 $33 \sim 65 \text{ g/m}^3$ 的范围内。

Kajak 等^[8]在波兰 Warniak 湖中放养鲢(密度为 $30 \sim 90 \text{ g/m}^3$), 导致浮游植物总生物量和蓝藻份额大大减少。结合 Warniak 湖和东湖围隔试验的结果, 谢平^[5]提出在水质保持现状的情况下, 鲢或鳙的放养密度大于 $40 \sim 50 \text{ g/m}^3$ 时, 东湖的水华可以得到遏制。

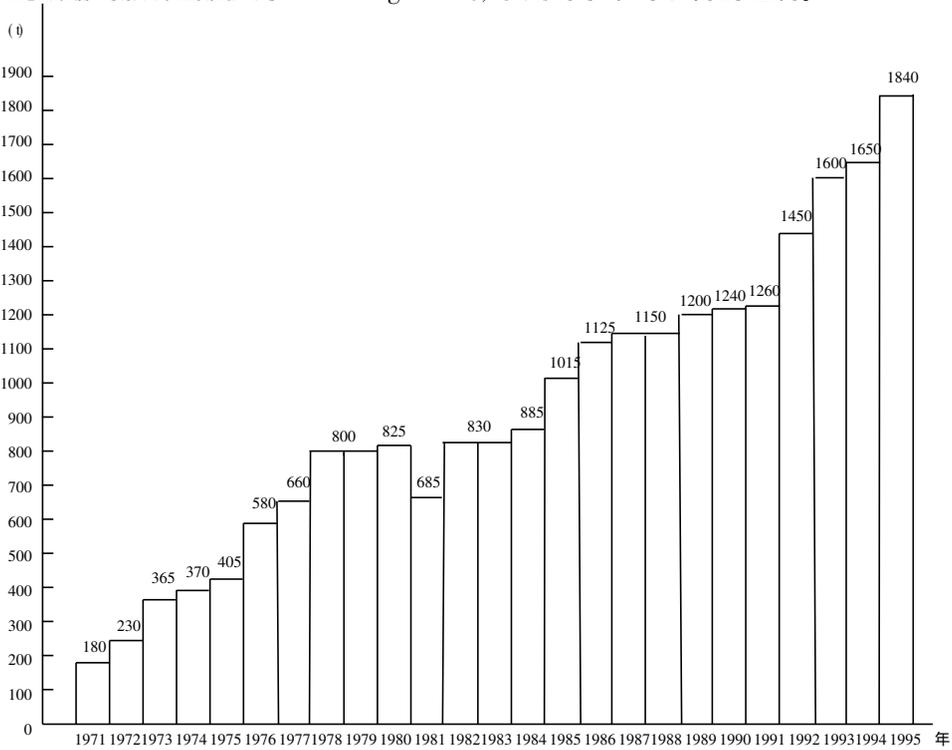


图 6 东湖 1971 年至 1995 年的鱼产量^[9] (产量的单位为 t)

东湖中鲢、鳙的放养密度有多大呢? Tatsukawa 等^[10]用浅水型鱼群探测仪进行了测算, 认为每年的鱼产量约相当于鱼探仪测得的当年全湖鱼类生物量的 50%。按照东湖渔场的鱼产量记录^[9], 1985 年产鱼 1 015 t, 相当于每立方米水产鱼 23 g ^[5]; 根据 Tatsukawa 等的计算方法, 1985 年东湖中鱼类的实际生物量应为 46 g/m^3 , 其中鲢、鳙历年都占 90% 以上。这样的放养密度, 正好达到了可以遏制蓝藻水华的标准, 因此 1985 年东湖就没有出现水华, 从图 6 可看出, 1985 年以后东湖的鱼产量不断上升, 也就是说, 鱼的放养密度和湖里鱼的生物量越来越大, 在这种情况下, 蓝藻水华不能在东湖湖泊中重现, 也就不足为奇了。

关于水体富营养化的治理, 国外流行生物操纵法(Bio-manipulation); 经典生物操纵论者提出的治理对策是: 放养食鱼性鱼类以控制食浮游生物鱼类, 藉此壮大浮游动物种群, 然后借重浮游动物遏制藻类^[11]。实际上, 浮游动物只能控制细菌和小型藻类等, 可以起到提高水体透明度的作用, 而对于丝状藻和大型藻类如微囊藻的水华, 则是无能为力的。在巴西一个热

带水库用鲢进行中型受控生态系统(mesocosm)试验的结果,表明鲢能成功地控制微囊藻水华^[11]。我们的围隔试验和东湖的渔业实践,支持用食浮游生物鱼类直接控制微囊藻水华,认为这是一种非经典的但是行之有效的生物操纵途径。

4 结论

三次原位围隔试验的结果,证明在东湖中已消失 14 年的微囊藻水华,重新出现在不养鱼的围隔中。在养入足够密度的鲢或(和)鳙的围隔中,没有水华出现。已经形成水华的围隔,放入适当密度的鲢或(和)鳙后,在短期内水华又复消失;而放入草鱼的围隔,则水华始终持续,不受影响。说明以浮游生物为食的鲢和鳙,能有效地遏制微囊藻水华。鲢、鳙遏制水华的有效放养密度(亦即有效生物量)为 46~ 50 g/m³。东湖湖泊中鲢、鳙的生物量,直到 1985 年才达到这个水平,所以 1985 年东湖里反常地没有出现水华。往后的年份,东湖的鱼产量越来越高,也就是湖里鲢、鳙的生物量越来越大,所以迄今没有微囊藻水华卷土重来的机会。东湖的水质和其他非生物条件仍适于蓝藻水华的发生与发展,如果东湖鲢、鳙的产量下降到阈值以下,亦即降到 1984 年以前的水平,那么微囊藻及其他蓝藻水华的重来将是不可避免的。经典的生物操纵论学说和措施不能解决微囊藻水华猖獗的问题。相反,用滤食浮游生物鲢和鳙直接遏制微囊藻却是有实验根据并已被渔业生产实践证明了的,它是控制微囊藻水华的一种非经典的生物操纵措施,值得予以推荐。

参 考 文 献

- 1 OECD. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorous as factors in eutrophication. Paris, 1971
- 2 金相灿,刘树坤,章宗涉,等.中国湖泊富营养化(一)、(二).中国湖泊环境.北京:海洋出版社.1995
- 3 何家苑,何振荣,郭琼林.有毒铜绿微囊藻对鱼和鱼的毒性.湖泊科学,1997,9(1):49~ 57
- 4 Shei P, Liu J. Studies on the influence of planktivorous fishes (silver carp and bighead carp) on the phytoplankton community in a shallow, eutrophic Chinese lake (Donghu lake) using enclosure method. FEBL Annual Report of State Key Laboratory for Freshwater Ecology and Biotechnology of China for 1990. Beijing: International Academic Publishers, 1991, 15~ 24
- 5 Xie P. Experimental studies on the role of planktivorous fishes in the elimination of *Microcystis* bloom from Donghu lake using enclosure method. Chin. J. Oceanol. Limnol., 1996, 14(3): 193~ 204
- 6 Shei P, Liu J. Studies on the influence of planktivorous fishes (silver carp and bighead carp) on the "water bloom" in a shallow, eutrophic Chinese lake (Lake Donghu) using enclosure method. FEBL Annual Report for 1991. Beijing: International Academic Publishers, 1992. 21~ 24
- 7 Shei P, Wang S, Wang J, et al. An enclosure experiment on the influence of three "domestic" carps, silver carp, bighead carp and grass carp, on the "water bloom" in a shallow, eutrophic Chinese lake (Lake Donghu). FEBL Annual Report for 1992. Beijing: International Academic Publishers, 1993. 13~ 20
- 8 Kajak Z, Rybak J, Spodniewska I, et al. Influence of the planktivorous fish, *Hypophthalmichthys molitrix*, on the plankton and benthos of the eutrophic lake. Pol. Arch. Hydrobiol., 1975, 22: 301~ 310
- 9 Liu J, Cai Q. Integrated aquaculture in Chinese lakes and paddy fields. Ecological Engineering, 1998, 11(1~ 4): 49~ 59
- 10 Tatsukawa K, Zhu Z, Miura T. Acoustic estimation of fish population. In: East Lake— A phytoplanktivorous fishes dominated lake ecosystem. Miura T. (ed.). Otsu Hydrobiological Station, Kyoto University, Japan, 1989. 13~ 30
- 11 Stalling F L R M. Control of eutrophication by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in the tropical Paranao Reservoir (Brasilia, Brazil): a mesocosm experiment. Hydrobiologia, 1993, 257: 143~ 152

UNRAVELING THE ENIGMA OF THE DISAPPEARANCE OF WATER BLOOM FROM THE EAST LAKE (LAKE DONGHU) OF WUHAN

Liu Jiankang Xie Ping

(*Institute of Hydrobiology, The Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China*)

Abstract

Cyanobacterial water bloom is one of the most obnoxious characteristics of eutrophication in tropical and subtropical lakes. In the East Lake (Lake Donghu) of Wuhan, there was outbreak of such water bloom every summer from the 1970s up to the year 1984. In 1985, it ceased to recur for the first time, and has vanished from the lake for 14 years now. The reason for its disappearance was not clear. Through *in situ* enclosure experiments in the lake for three years, it has been disclosed that the intense stocking of the filter-feeding fishes silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) and bighead carp (*Aristichthys nobilis*) plays a decisive role in the elimination of water bloom from the lake, and that the present status of water chemistry in the lake is still vulnerable to the outbreak of *Microcystis* bloom. The paper epitomizes the layout and the results of these enclosure experiments. Integrated with the echo-sounding records of fish biomass and the fishery production of the lake over the years, the authors assert that the recurrence of water bloom can be prevented so long as the biomass of silver carp plus bighead carp in the lake maintains at or exceeds the level of 50 g per cubic meter of lake water, as reflected in the lake's fishery production (1 015 t) in 1985. The authors also make comments on the current theory and practice of biomani-pulation for the control of eutrophication.

Key words Lake Donghu of Wuhan, cyanobacterial water bloom, cause of disappearance, enclosure experiment, density of silver carp and bighead carp, *Microcystis*