

武汉东湖浮游植物的演变(1956—1975年) 和富营养化问题*

饶钦止 章宗涉

(中国科学院水生生物研究所)

提 要

本文根据1956—1957、1962—1963和1973—1975年在湖北省武汉市东湖进行的三次调查资料,总结了过去二十年内在东湖两个代表性采样站上浮游植物群落生态学的主要变化(包括数量、种类组成、优势种类、多样性指数和初级生产力)。年平均总数在二十年内由每毫升几百个增为几千个。由甲藻和硅藻占优势逐步转变为以绿藻和蓝藻占优势,蓝藻中的大型种类明显增加。年数量变动曲线原来呈春季和秋季两个高峰,但60年代后,已变为夏、秋季的一个蓝藻高峰,而且数量大,延续时间长。浮游植物的年初级生产量和日最高初级生产量也有明显增加。

作者以浮游植物群落的生态学变化作为主要指标,结合其他因素,对东湖的富营养化过程进行了生物学评价。并从环境保护角度,根据浅水湖泊在利用上的特点,提出了关于防治东湖这样一个多用途(供水、游览、渔业)的水体的富营养化的一些设想和建议。

东湖位于湖北省武汉市武昌的东北郊,是长江中游的中型浅水湖泊。由于风景秀丽、湖水清澈,是一个全国闻名的风景游览区和水上运动场所。它又是武汉市的一个主要生活用水水源,沿湖建有八个水厂,供应近百万人的生活用水和部分工业用水。同时,它又是武汉市的一个主要渔业基地,年产鲜鱼逾百万斤。因此,东湖是一个多种用途的水体,对工农业生产人民生活具有重要的意义。

近二十年来,东湖的形态,水质和生物状况,在各种因素的作用下发生了明显的变化,在水资源和水体利用的各个方面都有所反映。由于营养度的增加,水质转肥,为发展渔业提供了良好的天然食料基础。但是另一方面,由于浮游生物的大量繁殖,特别在夏、秋季节藻类孳生,形成蓝藻“水华”,水质混浊发臭,影响了游览和游泳。位于珞珈山附近的东湖水厂曾多次反映,由于藻类数量增长,降低了水厂出水效率和水质。这些现象说明,东湖的富营养化过程发展迅速,富营养化程度日益加强,这尽管对促进渔产量的大幅度上升

* 在写作过程中,沈国华、莫珠成、王骥、戎克文和狄克等同志协助整理材料和绘制图表;刘建康教授和其他同志提出宝贵意见,作者在此表示谢意。

这个湖泊在本刊过去发表的文章中称为“武昌东湖”。当时采用这个名称是为了指明该湖的位置是在武汉市的武昌区。但由于“武昌”这个地名,既可以被理解为武汉市的武昌“区”,也可以被理解为远离武汉市的武昌“县”,这样就容易产生混淆。东湖一向由武汉市管辖,为了避免地名上的误解,本刊从本期起有关东湖的研究报告一律改用“武汉东湖”的名称——编者。

起了良好的作用,但同时却对水资源利用的其他方面造成危害。因此,不仅从渔业利用角度,而且从环境保护角度来对东湖进行研究和分析,就显得极为必要了。

解放以来,中国科学院水生生物研究所曾对东湖作过多次水生生物学研究,较为系统的有三次。早在50年代(1956年2月至1958年2月),从湖泊学和渔业利用角度进行了水生生物生态学的研究;60年代(1962—1964),又以东湖为对象,从事水体生物生产力的研究;70年代,1973年开始,结合东湖渔业高产稳产试验,又进行了水生生物及其环境条件的调查。这些工作为进行东湖的水生生物生态研究积累了大量的资料,为我们探讨东湖的富营养化问题打下了基础。本文主要根据东湖二十年来浮游植物群落生态方面的资料,评价东湖富营养化的发展过程和现状,并提出了富营养化防治方面的一些初步看法,目的是在我国引起注意和展开讨论。

研究方法

东湖的面积按海拔 20.50 米水位计算为 27.9 平方公里(约 42,000 市亩),平均深度为 2.21 米,最大深度 4.45 米,总容量 6,200 万立方米,整个湖系(包括沙湖、戴家湖等)汇水面 积 187 平方公里^[1](图 1)。

在前述三次调查中，在湖区设了较多采样站。本文只归纳了两个站的资料。湖心区

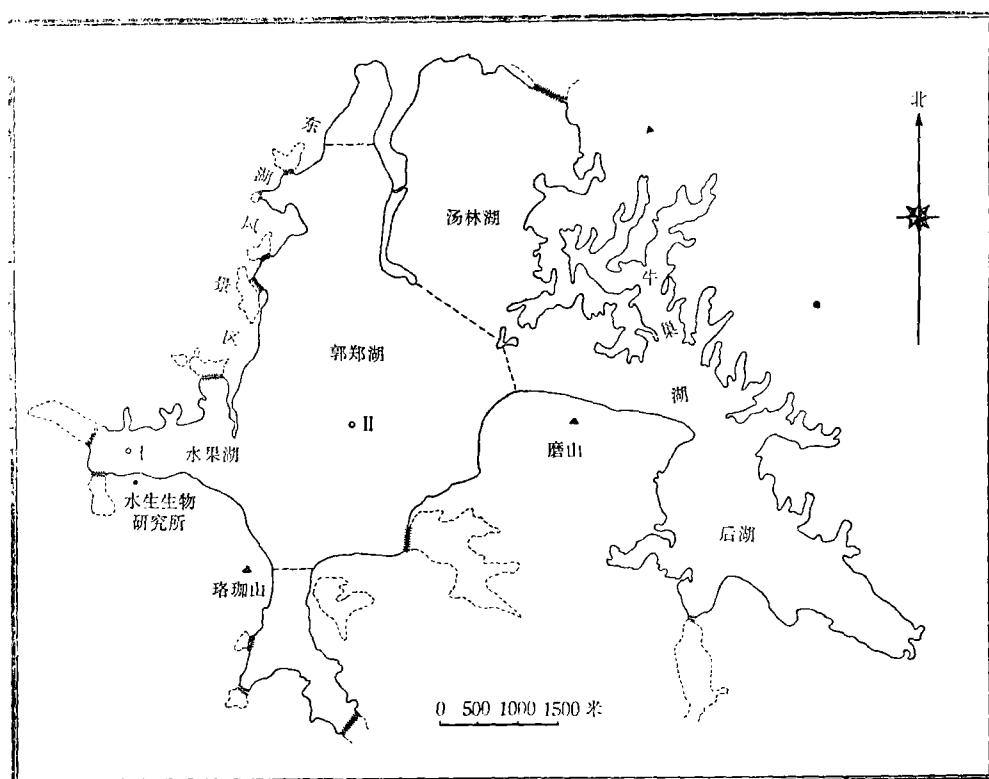


图 1 武昌东湖及浮游植物采样站位置图

的II站,代表东湖的主体部分,以下的讨论分析以此站为主(简称II站);湖湾水果湖区的I站(简称I站),周围人口密集,受人为环境影响较大。采样,每月两次(1973年后每月一次),为水面下0.5米和离湖底0.5米的混合水样,用鲁哥氏碘液固定,沉淀浓缩为30毫升。计算浮游生物个体时,摇匀后取0.1毫升于计数框内计数。在三次调查中计数方法略有不同:1956—1958年是按计数框上行数(3行)或显微镜视野(300个)计数^[2];1962—1964年系在目镜中加上间距为150微米($40\times 10\times 1.5$ 倍时)的两条平行线,计数10—20行,大型藻类则数全片(手稿);1973年后仍用视野法(100个)计数^[3]。计数结果均用每毫升水中藻类个体数表示*。1963—1964和1973—1977年进行了浮游植物初级生产力的测定,系用黑白瓶测氧法^[4]。

二十年内浮游植物的主要演变

1. 年平均总数和种类组成

根据三次调查资料,计算了两个站浮游植物的各年平均总数。尽管各年平均值有波动,计算方法的不同也会带来一定的差异,但总的增长趋势是明显的(图2)。

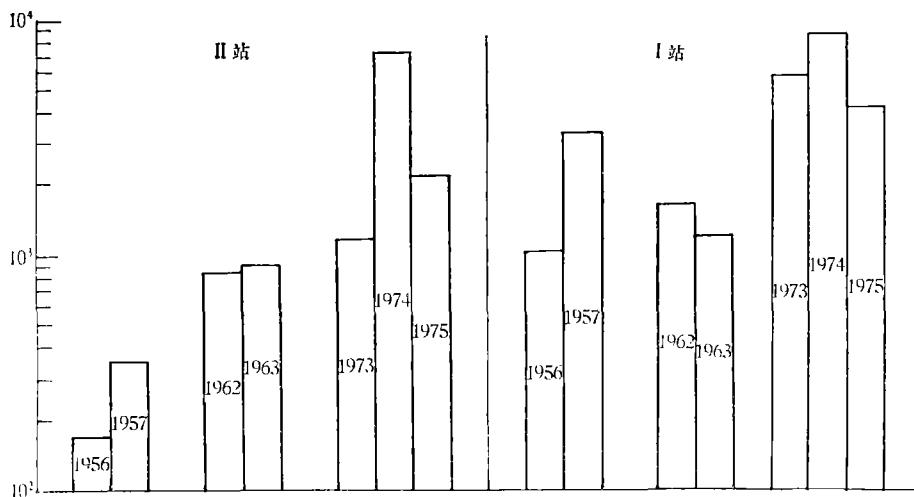


图2 东湖浮游植物的年平均总数(个/毫升)

II站浮游植物总数在三次调查中成倍增长。50年代时年平均为每毫升几百个(变动范围27—949个/毫升),最高不超过1,000个/毫升;60年代上升为年平均每毫升近千个(变动范围156—4662个/毫升);到70年代年平均都超过1,000个/毫升,最高达35,000个/毫升。如以1956—1957年两年的平均值为基数计算,1962—1963年增长了3.37倍,在此期间平均每年增长量为103个/毫升;1973—1975年增长了13.9倍,平均每年增长187个/毫升。如以1962—1963年两年的平均值为基数计算,则1973—1975年较之增长了4.1倍,平均年增长量为229个/毫升。

* 微囊藻(*Microcystis*)在样品固定后常散开为单个细胞,计数后以100个折算为一个群体。

I 站在 50 年代就有较多的人口集中于周围, 藻类年平均总数较高, 而且以后也始终大于同年度 II 站的总数。70 年代, 这个站的藻类年平均数达到 4,000—9,000 个/毫升, 是 60 年代的 4.4 倍。近二十年内平均增长量为 233 个/毫升·年。

表 1 东湖浮游植物的种类组成 (年平均, %)

藻类		绿藻	蓝藻	甲藻	硅藻	金藻	裸藻	黄藻
年份	藻类							
II 站	1956	15.1	9.4	47.5	19.5	7.9	0.7	0
	1957	12.2	14.2	41.4	16.2	13.9	1.2	0.7
	1962	33.6	25.3	21.6	7.8	10.5	0.9	<0.1
	1963	19.0	43.8	20.8	3.2	13.1	0.1	<0.1
	1973	32.9	13.7	35.9	12.9	5.2	0.4	0
	1974	32.8	31.5	24.0	6.9	2.5	2.6	0
	1975	31.0	33.5	27.1	6.5	1.5	0.4	0
I 站	1956	10.4	7.4	47.6	27.3	6.3	0.8	0.3
	1957	12.5	20.3	35.2	20.6	10.2	0.8	0.1
	1962	23.3	17.2	28.8	27.4	2.5	0.8	0
	1963	26.8	22.0	35.2	10.5	5.0	0.4	<0.1
	1973	23.1	14.8	31.7	27.9	1.6	1.9	<0.1
	1974	21.4	30.8	24.5	18.7	3.8	0.9	<0.1
	1975	22.8	31.1	29.6	14.9	1.2	0.6	0

东湖浮游植物的种类组成 (各大类的%值) 在二十年内也有很明显的变化 (表 1, 图 3)。从三次调查中可以看到, 以年平均值比较, 1956—1957 年以甲藻和硅藻占首位和次位, 两类相加共占 60—70%, 而蓝藻和绿藻不论单独或相加都远不及甲藻和硅藻。

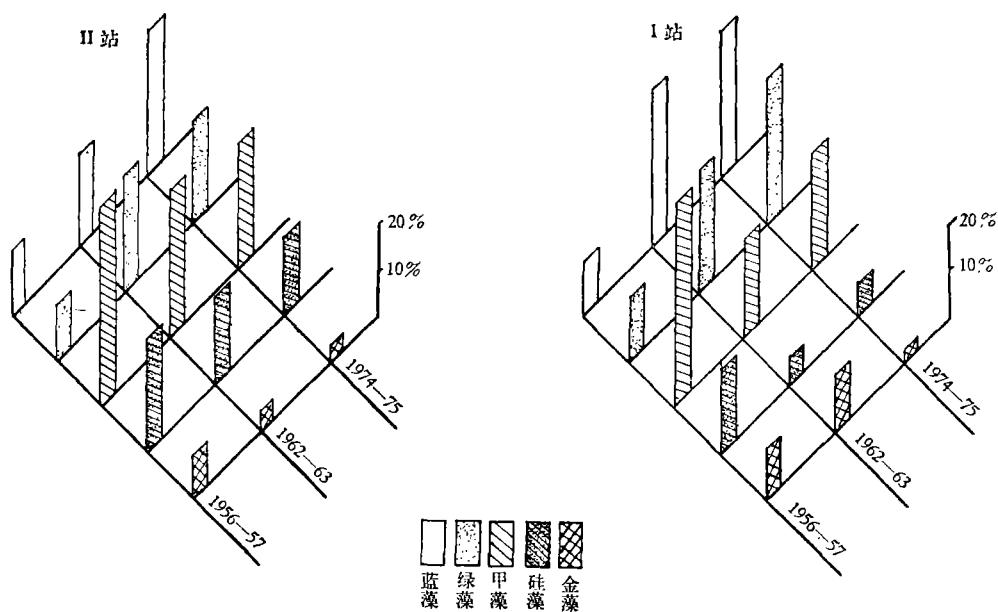


图 3 东湖浮游植物的种类组成(%)的变化

60年代后, 蓝藻和绿藻的比例上升, 甲藻和硅藻的比例相应下降, 这种趋势不断发展, 使得蓝藻和绿藻两者占有藻类总数的一半以上, 往往占有首位和次位, 特别是蓝藻, 越来越突出, 硅藻则已退居很次要的地位。

以上种类组成数值是按藻类的个体数计算的, 如以生物重量(biomass)计算, 蓝藻占的比例无疑将增大。特别是60和70年代, 蓝藻中的微囊藻、束丝藻(*Aphanizomenon*)、鱼腥藻(*Anabaena*)等大型种类增多, 它们的体积要大得多。例如, 根据我们的测定, 螺旋

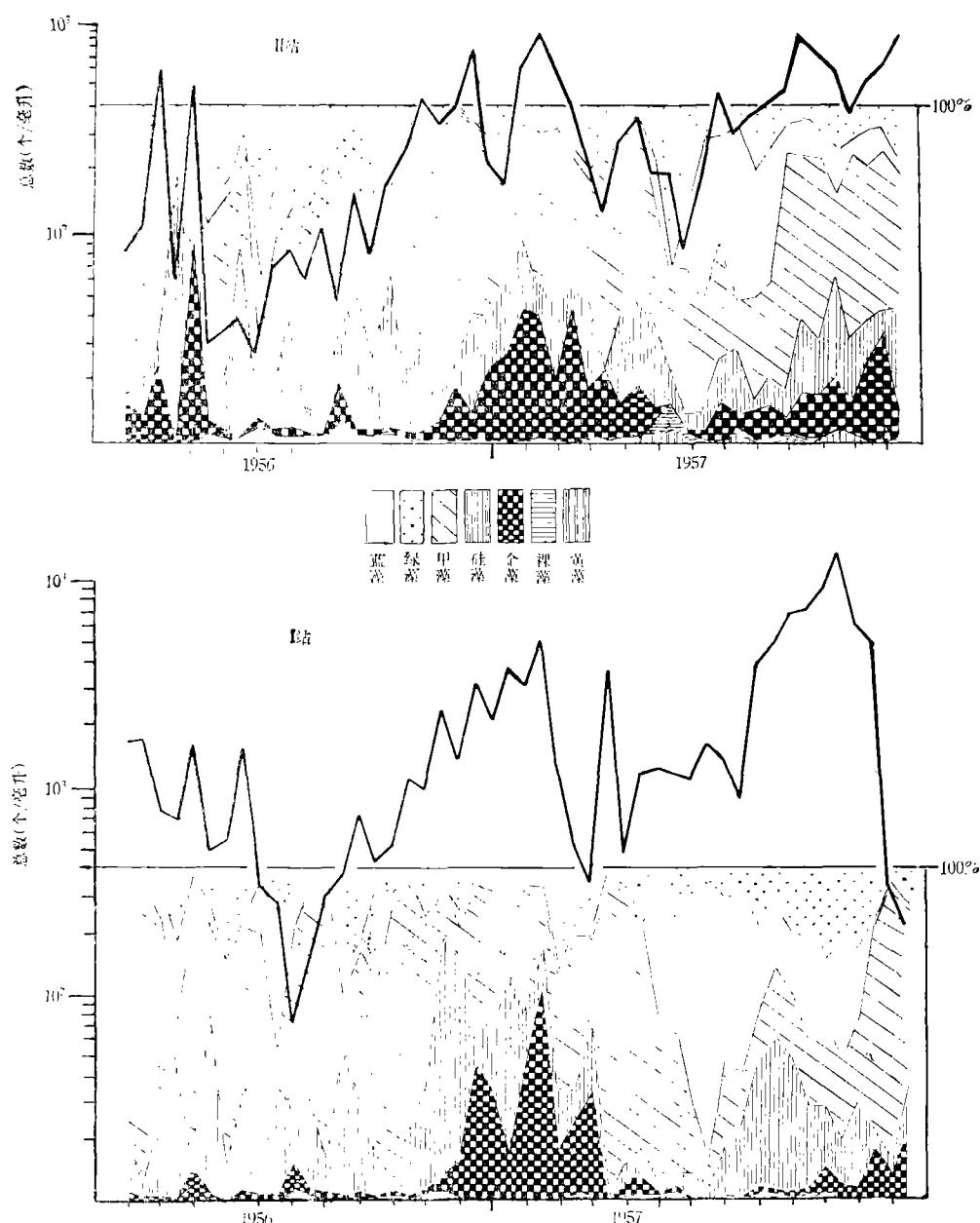


图4 东湖浮游植物总数(个/毫升)和种类组成(%)的年变动情况(1956—1957年)

鱼腥藻 (*Anabaena spiroides*) 丝状体平均体积为 39×10^3 微米³; 铜锈微囊藻 (*Microcystis aeruginosa*) 的体积按 100 个细胞计算为 6.5×10^3 微米³; 双对栅藻 (*Scenedesmus bijuga*) 按 4 个细胞的集结体计为 0.56×10^3 微米³; 甲藻中尖尾蓝隐藻 (*Chroomonas acuta*) 则只有 17 微米³。它们同一个体的生物重量要相差千百倍。

上述情况表明,二十年来,东湖的浮游植物不仅在数量上有成倍增长,在群落结构上也发生了重大变化。

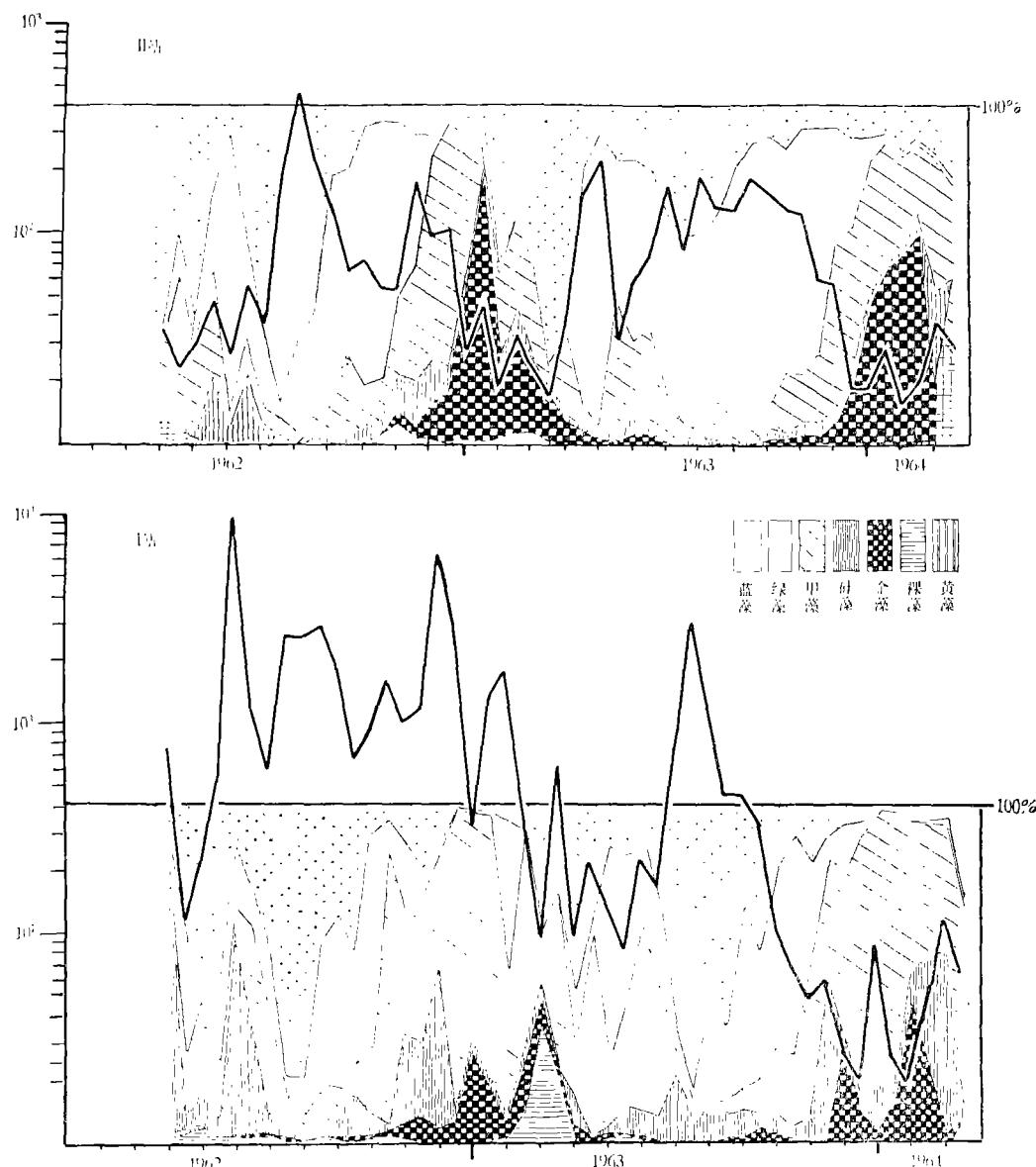


图 5 东湖浮游植物总数和种类组成的年变动情况 (1962—1963 年)

2. 季节变化

浮游植物群落在一年内的不同季节, 数量和组成有所变化。水温较低的春季和秋末与春初适于甲藻和硅藻的大量生长; 夏季以及春末和秋初水温高的季节, 是绿藻和蓝藻繁殖的季节。在50年代, 不论是湖心区或湖湾区, 由于在夏季绿藻和蓝藻的繁殖较慢, 数量低于春、秋季时甲藻和硅藻的数量, 因而在一年内浮游植物总数的变动曲线一般呈“马鞍形”, 即春秋季节总数较高, 形成两个高峰, 而夏季总数较低(图4), 这是一般湖泊浮游植物在一年内数量变动曲线的特征。60年代和70年代, 由于蓝藻和绿藻的数量大为增高, 超过了甲藻和硅藻大量生长时的数量, 浮游植物总数的季节变化曲线常常不是春季和秋季较高, 夏季较低, 而是相反。特别是蓝藻非常繁盛的年份, 这种曲线型式就更为

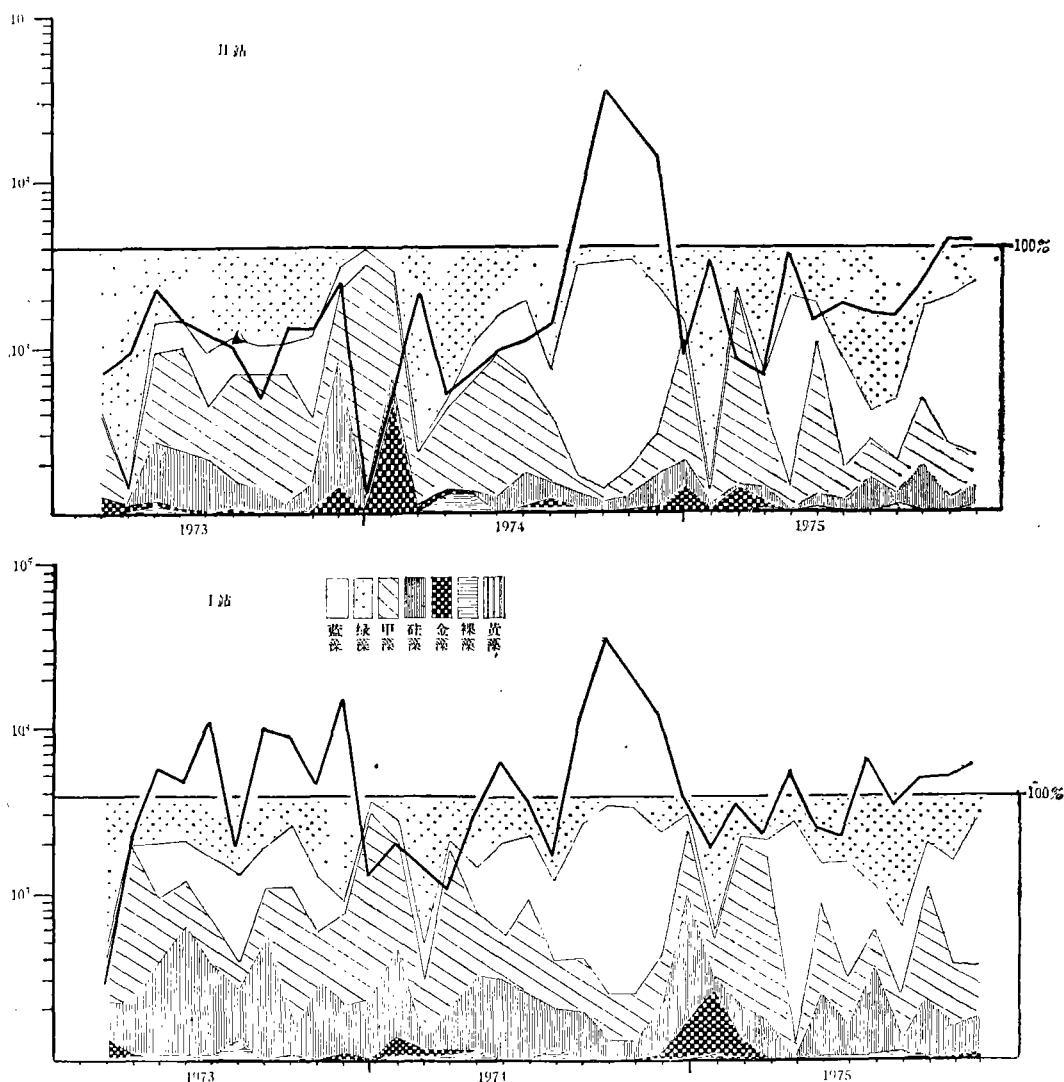


图6 东湖浮游植物总数和种类组成(%)的年变动情况(1973—1975年)

突出(图 5, 图 6)。

同时还可以看到, 蓝藻在一年内占优势的时间也愈来愈长了, 有的年份不仅在 7—9 月, 而是从 4—5 月开始, 直到 10—11 月都还有蓝藻大量生长。

浮游植物的季节变化, 受水文气象条件的影响较大, 但是, 东湖浮游植物的上述变化, 无疑地体现了二十年内富营养化的过程。Davis^[11] 在总结美国伊利湖四十四年内浮游植物的季节变化时, 也观察到浮游植物的总数增加, 蓝藻的生长季节延长, 认为这是该湖富营养化的一个标志。

3. 种类演替

表 2 是三次调查中出现的藻类属数, 是根据定量分析统计的, 因此, 与定量样本的大小和方法有关, 但总属数有减少趋势, 说明在二十年内有的种类的相对数量下降了, 或者甚至完全消失了, 而有些种类的数量则相对增加了。

表 2 东湖浮游植物属数
(根据定量工作统计)

年 份	1956—1957	1962—1963	1973—1975
总 属 数	111	74	68
绿 藻	53	36	31
蓝 藻	16	10	13
甲 藻	5	5	6
硅 藻	20	13	9
金 藻	10	5	6
裸 藻	5	3	3
黄 藻	2	2	0

金藻对环境变化较敏感, 喜水温低、透明度大、有机质含量低的环境。在 1956—1957 年时, 金藻种类较多, 出现率较高, 在冬季可成为优势种(图 7)。如棕鞭藻 (*Ochromonas*)、锥囊藻 (*Dinobryon*) 和单鞭金藻 (*Chromulina*), 50 年代时在定量时的出现率分别为 47.9%、45.8% 和 72.9%, 60 年代时降为 29.1%、20.8% 和 25.0%, 70 年代时降为 5.6%、25.0% 和 19.4%。

1956—1957 年时, 两个采样站上水草丛生, 硅藻中有不少着生性和草丛性种类较常见, 数量也很大。如窗纹藻 (*Epithemia*), II 站出现率为 66.7%, 在后两次调查中都未计数到。其他如桥弯藻 (*Cymbella*)、异极藻 (*Gomphonema*), 出现率也大大降低甚至不再出现。50 年代时硅藻中的最常见种和优势种是小环藻 (*Cyclotella*), 出现率为 87.5%, 直链藻 (*Melosira*) 的出现率只有 29.1%。60 年代后, 前者的出现率有所下降(56.2—63.9%), 而后者的出现率提高为 52.8—83.3%, 成为硅藻中的优势种。这种颗粒直链藻 (*Melosira granulata*) 一般认为是富营养型湖泊的代表种类。

绿藻的种类较多, 其中栅藻 (*Scenedesmus*)、衣藻 (*Chlamydomonas*) 和纤维藻 (*Ankis-*

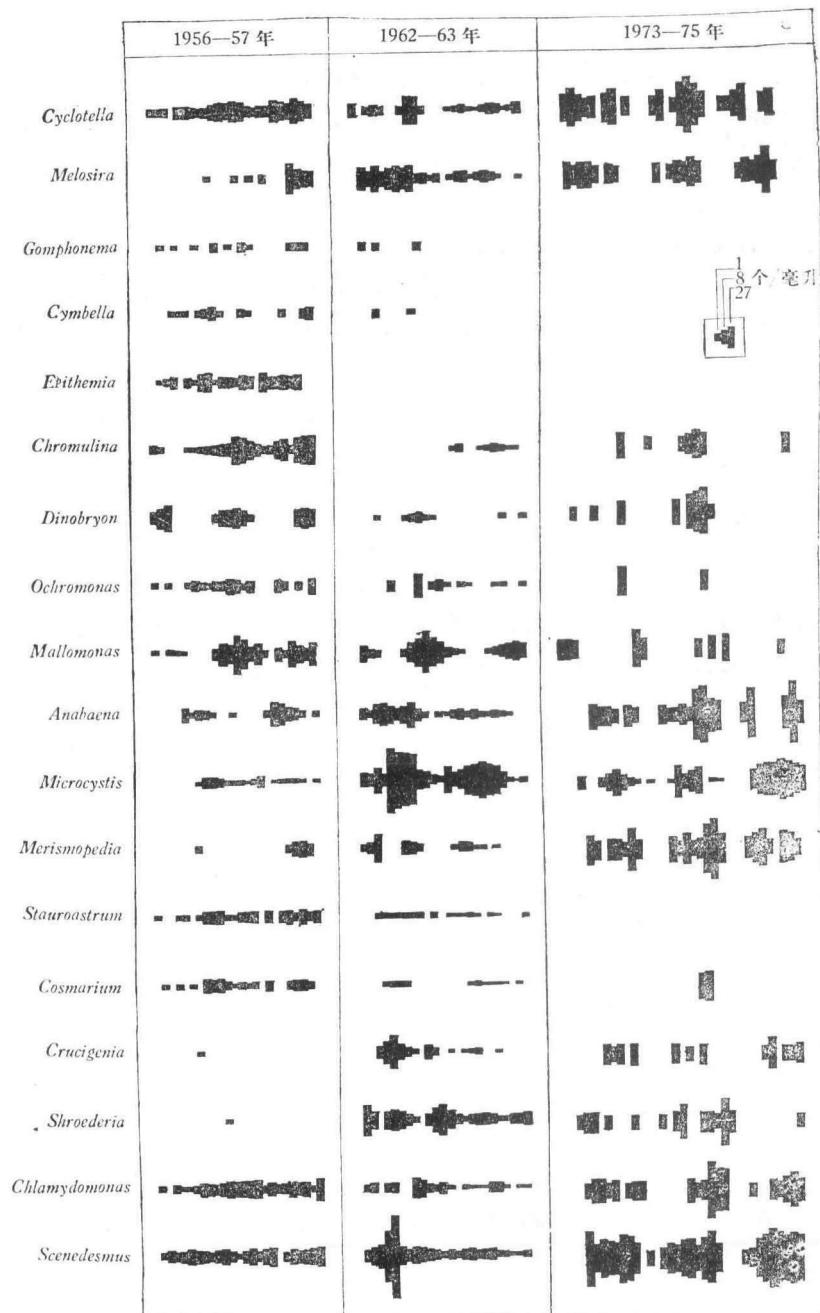


图7 东湖浮游植物优势和代表种类的数量(按月,立方根值)

trodesmus) 始终为常见种,在后两次调查中表现为数量增加。弓形藻(*Schroederia setigera*)和十字藻(*Crucigenia* spp.)在1956—1957年时出现率都只有2.1%,60年代分别上升为85.4%和79.2%,70年代为44.4%和33.3%,并成为优势种类。

有不少湖泊学工作者把鼓藻作为湖泊营养型的指示种类,大多数的种类被认为是贫营养型的代表^[9];还有人用鼓藻的种类数与其他藻(蓝藻、绿球藻等)的比值作为确定有机

污染程度的指数^[13]。东湖在 50 年代时,鼓藻 (*Cosmarium*) 和角星鼓藻 (*Stauroastrum*) 有较高的出现率(分别为 45.8% 和 62.5%); 60 年代时降为 37.7% 和 50.0%¹⁾; 70 年代时分别为 5.6% 和 0%。其他如微星鼓藻 (*Micrasterias*)、顶接鼓藻 (*Spondylosium*) 和凹顶鼓藻 (*Euasirum*) 等, 在 50 年代调查中时有出现, 而在后两次调查中已难以发现, 它们被认为是贫营养型水体的典型种类。

蓝藻中, 蓝纤维藻 (*Dactylococcus*) 在 1956—1957 年的 II 站样品中的出现率为 77.1%, 丰度也大, 1962—1963 年和 1973—1975 年为 37.7% 和 52.8%; 平裂藻 (*Merismopedia minima*) 则由 50 年代的出现率 10.4%, 上升为 35.4% (1962—1963 年) 和 61.1% (1973—1975 年)。大型蓝藻种类螺旋鱼腥藻、铜锈微囊藻等的出现率和多度都明显增加。

以上藻类种类方面的演替情况, 也反映了东湖二十年内富营养化的发展过程, 是很有代表性的。

4. 多样性指数

多样性指数是近十多年来发展起来并得到广泛应用的一种生物学指数, 它通过公式计算得到简单的数值来表示生物群落的结构, 反映环境变化的影响。目前提出了各种各样的计算公式; 对它们用于指示环境变化对生物群落的影响也有不同的看法。

我们采用了两种计算方法。Margalef (1951) 的计算公式为:

$$\bar{d} = \frac{S - 1}{\log_e N}$$

公式中 S —藻类属数; N —藻类个体总数。

这种公式较易于计算, 但只考虑了种类数和个体数的关系, 而没有考虑到个体数在各种类间的分配情况, 受计数样品大小的影响较大。因此我们又用 Shannon 和 Weaver 的经 Lloyd 等^[14]简化后的公式查表计算为:

$$H' \approx \frac{C}{N} \{ N \log N - \sum n_i \log n_i \}$$

式中 C —由 \log_{10} 转换为 \log_2 的系数 = 3.322; N —藻类个体总数; n_i —第 i 属的藻类个体数。

两种方法的计算结果见表 3。

表 3 东湖湖心区浮游植物群落的多样性指数 (年平均值, 括号内为变动范围)

式别	年份	1956	1957	1962	1963	1973	1974	1975
\bar{d}		4.45 (1.9—7.0)	4.36 (2.5—6.4)	3.35 (2.2—6.7)	3.44 (2.2—4.6)	1.99 (0.8—3.3)	2.42 (0.9—4.3)	2.40 (1.3—3.1)
H'		3.41 (1.14—4.24)	3.30 (2.12—4.51)	2.48 (1.51—3.82)	2.43 (1.06—3.28)	2.78 (1.01—3.88)	2.65 (1.34—3.72)	2.81 (1.34—3.64)

从多样性指数看, 50 年代最高, 60 年代后下降。用 Margalef 法计算的多样性指数

1) 60 年代对这两种藻是全片计数的, 出现率要偏高很多。

\bar{d} , 经 t 检验三次调查均有显著差异 ($p < 0.05$)。用 Shannon-Weaver 法计算的多样性指数 H' , 50 年代的与 60 年代和 70 年代的有显著差异 ($p < 0.05$)。计算结果的差别显然受计数方法的影响, 但结合其他群落资料来看, 总的变化趋势还是一致的。

5. 初级生产力

初级生产力是表示浮游植物群落和整个水生态系统的功能的一个重要指标, 因而也是湖泊分型的重要参数。表 4 是 1963—1964 年和 1973—1977 年东湖浮游植物初级生产力的几个基本数值。

表 4 东湖浮游植物的初级生产力

年 份		1963	1964	1973	1974	1975	1976	1977
II 站	最高日产量 (mgO_2/l)	2.0	2.6	3.3	2.9	3.5	4.6	4.1
	最高水柱日产量 (gO_2/m^2)	4.7	6.3	5.6	5.8	5.8	7.0	7.4
	水柱年产量 (gC/m^2)	202	234	263	343	296	351*	338*
I 站	最高日产量 (mgO_2/l)	6.8	5.8	11.4*	5.9	6.3	5.4	10.5
	最高水柱日产量 (gO_2/m^2)	7.0	6.1	10.8**	6.7	6.1	6.9	10.5
	水柱年产量 (gC/m^2)	237	251	484**	378	354	—*	—*

* 湖心区未全年测定, 按 5—10 月测定值推算。湖湾区未测定。

** 该年在此湖区进行密养大规格鱼种试验, 拉网等人为因素影响很大。

由于缺乏 50 年代的资料, 无法进行全面比较, 但就 1963 年后的材料看, 东湖的浮游植物初级生产力是相当高的, 而且不断增长, 特别是近几年来更有迅速增加的趋势。

Rodhe^[17] 认为水柱毛产量大于 75 克 C/平方米·年的湖泊是天然富营养型湖; 大于 350 克 C/平方米·年的是人为富营养型(污染)湖, 即由于人为原因的营养物的过量输入而造成生物学危害的湖泊。Likens^[14] 统计了全世界各地区各类湖泊的初级生产量, 提出温带湖泊按生长季节平均的水柱净产量为 2—950 克 C/平方米·年, 天然富营养型湖的上限为 450 克 C/平方米·年; 富营养型湖泊的水柱日产量按 C¹⁴ 法测定值(相当于净产量)应为 0.6—8 克 C/平方米·日。

Винберг^[20] 根据苏联湖泊的测定材料, 提出按初级生产力划分湖泊类型的标准, 认为水柱年产量为 70—200 克 C/平方米, 最高水柱日产量为 2.5—7.5 克 O₂/平方米的湖泊, 属于富营养型湖; 水柱年产量为 200—300(400) 克 C/平方米, 最高水柱日产量为 7.5—10(14) 克 O₂/平方米的湖泊, 属于高度富营养型湖泊。

我们认为 Винберг 提出的最高水柱日产量标准较为恰当, 至于水柱年产量, 因苏联湖泊生长季节较短, 年产量相对要低, 因此, 用于长江中下游地区时年产量上限应加提高。从这点看, Rodhe 的划分标准较好, 他区分出人为富营养型湖, 作为污染湖泊的提法也是

可取的。

根据上述分型标准,东湖在60到70年代,最高水柱日产量在II站为4.7—7.4克O₂/平方米,水柱年产量为202—351克C/平方米·年,均属于富营养型湖泊的范围,但已接近上限。而1977年I站最高水柱日产量已达到10.5克O₂/平方米,该年水柱年产量应在450克C/平方米以上(可对比1973年数值)。这说明,东湖至少在60年代时,已属于富营养型湖泊,而且发展很快,近年来湖湾地区已向高度富营养型湖泊阶段发展。

讨 论

1. 富营养化程度的评价

在湖泊的自然发展过程中,富营养化是广泛而缓慢地进行着的一个过程。但是,由于人类的活动,含有大量营养物质的污水的排入,这个过程大大加速了。所以,作为环境问题研究富营养化时,毫无疑问应着重于研究因人类活动所造成的人为富营养化作用以及它对环境质量的影响和对水体利用所造成的危害,并从这点出发,对湖泊进行相应的营养度分型和评价。

用于评价富营养化的指标是很多的。湖泊形态学特征(湖盆形态、湖岸线发育率等)可用于天然富营养化的评价,但用于人为富营养化就不行了。营养物(氮、磷等)的含量虽然是一个最直接的指标,但由于在水生态系统中它们的存在形态复杂,周转率高,水、泥(沉积物)间交换关系复杂,有时据此也难以判断。目前文献中常采用营养物负荷量这一指标,但也不易精确计算。富营养化的影响首先表现于象浮游植物这样的自养型生物群落的变化,因此,浮游植物是评价水体富营养化的常用指标。结合藻类测试,以阐明富营养化的原因并进行监测和预报,近年来已广泛应用。

从上面分析东湖富营养化资料中,可以看到,浮游植物的种类组成、数量、初级生产力等指标的变化与富营养化过程关系密切,明显地反映了富营养化作用的本质和表现。表5综合了东湖近二十年内浮游植物群落生态方面的主要变化。根据表内归纳的资料,我们认为东湖的浮游植物在50年代时与长江中下游多数的浅水湖泊相当接近。如位于江

表5 东湖(以湖心区II站为代表)浮游植物群落

年 份	种 类	种类组成(%年平均,按个体数计)	数量(个/毫升)		季节变动曲线特征
			年平均	变幅	
1956—1957	各营养型代表种类混杂存在,中营养型种类为主。	甲藻(40%以上)和硅藻(20%左右)为主。	10 ² —10 ³	50—1000	“马鞍形”,春季和秋季高峰(甲藻和硅藻)
1962—1963	富营养和中营养型种类为主,贫营养型种类消失或减少。	绿藻(25—40%)和蓝藻(20—35%)为主。	10 ³ 左右	200—2000	常于夏、秋季呈现一个高峰(绿藻和蓝藻)
1973—1977	富营养种类为主。	绿藻(30%以上)和蓝藻(30%左右)为主。	10 ³ 以上	500—5000	夏、秋季呈现一个高峰(蓝藻和绿藻),延续时间长。

江苏省的五里湖(太湖的一个子湖),根据1951年的资料^[6],浮游植物年平均总数为267个/毫升,以甲藻为主(占47.4%)、硅藻次之(30.8%),蓝藻只占9.3%。1955年湖北省梁子湖的调查资料^[5]表明,该湖浮游植物年平均总数为47个/毫升,也是甲藻(37.3%)和硅藻(40.0%)占优势,蓝藻只占总数的10.3%;藻类的种类也比较相似,也是各种类型的代表种类混杂出现。

可以认为,东湖在50年代时正处于由中营养型向富营养型转化的阶段,也可以把它划归富营养型湖泊的初期。此时人为的影响尚属次要,从整个湖来说,还是天然富营养化作用为主。为了能够明确地划分出这个阶段,我们称之为“富营养-甲藻、硅藻型”。60年代,由于周围人口的增加,污水的大量排入,整个湖区的人为富营养化作用突出了,开始进入了“富营养-蓝藻、绿藻型”,对环境质量和水体利用的不良影响日见明显。70年代,特别是近几年来,富营养化过程更为加速,水果湖湖湾地区已向高度富营养型湖泊发展。我们认为,根据浮游植物群落生态的主要指标,结合其他生态资料,按其主要类群对富营养型湖泊作这样的划分,能较客观地评价水体的环境质量,也有利于对富营养化的防治采取及时的措施。

2. 东湖富营养化作用加速的人为原因

我们认为主要有两个方面:

(1) 人口的增加和工农业的发展 东湖周围原来人口不多,1950年时为2万人左右,随后,陆续在附近建立学校、工厂等等,人口急剧增加,到70年代已超过10万人。根据东湖的面积、汇水面积和周围人口与工厂的情况,我们极其粗略地估算了进入东湖的氮和磷的年负荷量,氮大约为280吨,磷大约为60吨,其中来自生活污水和工业废水的氮、磷分别约占总负荷量的1/2和5/6(表6)。这是东湖富营养化的最主要原因。

(2) 渔业利用的强化 东湖原来是一个以捕捞天然渔业资源为主的湖泊,解放后逐步转为人工放养。特别是近年来加强发展养殖事业,许多湖湾围堤(湖水仍可流通交换)作为人工精养鱼种或成鱼之用,采取强化措施,投放肥料。同时,为了提高渔产量,过量投放草鱼,使原来在全湖均有分布的水草几告绝迹。水生高等植物与浮游植物在营养生态的主要指标及富营养化程度的评价

多样性指数 (年平均)		初级生产力		其他指标			富营养化程度的评价
d	H'	年产量 (克C/ 米 ²)	最高日产 量(克 O ₂ /米 ²)	透明度 (厘米, 年平均)	氨氮(毫克/ 升,年平均)	无机磷(毫克/ 升,年平均)	
4以上	3以上	—	—	200—230	0.09 (1956年)	0.012 (1956年)	中营养型→富营养型,富营养型初期,“富营养-甲藻、硅藻型”。天然富营养化作用为主阶段。
3—4	2—3	200—250	4.5—6.5	200	0.036 (1963年)	0.0045 (1963年)	富营养型中期,“富营养-蓝藻、绿藻型”。
2—2.5	2—3	250—350	5.5—7.5	180—190	0.10—0.16 (1973—1975年)	0.004—0.037 (1973—1974年)	“富营养-蓝藻、绿藻型”。人为富营养污染。

表6 东湖氮和磷年负荷量的估算
(按全湖总面积计算)

来源	总水量 ($\times 10^6$ 吨/年)	营养物含量(克/吨)		负荷量(吨/年)		估算方法
		氮	磷	氮	磷	
雨水	33	0.2	0.003	6.6	1.0	湖面积×降雨量(1.2)× 含量 ^[1,7,12]
地表径流	67	1.8	0.14	121	9.4	汇水面积×降雨量×径流 系数(0.3)×含量 ^[1,7,12]
生活污水	2.9	30	10	87	29	每人每日污水量(80升)× 人口总数(10万)×365 日×含量 ^[1,12,22]
工业废水	2.2	30	10	66	22	日排放量×生活污水当量 值(0.3)×365日×含 量 ^[1,7,12,22]
共计				280.6	61.4	

物质和光能利用上是竞争者,而且水草因生长周期长,对营养物质可起延长周转期的作用。因此,水草的大量减少,无疑促进了浮游植物的种群增长。

3. 对防治富营养化的一些看法

国外近十多年来对富营养化问题讨论很多,把它作为控制水污染最迫切的问题之一。

毫无疑问,随着工农业的发展,我国湖泊的富营养化会日益加速和严重,应该引起我们的重视。但是,必须根据我国不同地区湖泊的特点和利用要求,对富营养化问题作客观和具体的分析,采取正确的方针和措施。

国外深水湖泊较多,主要用于游览娱乐,即使养殖鱼类也是为了游钓,且多为需氧较高的鲑鳟鱼类。因此,富营养化引起的消极方面较多,危害较大。他们采取的措施主要是减少营养物质的排入,以及其他象杀藻、除草、曝气、挖泥等消极措施。近年来也提到改造生态系,收获生物产品和生物防治问题,但仅作为临时性、次要措施^[26]。

我国长江中下游湖泊,大都为浅水湖泊,水产养殖占有重要地位,养殖鱼类是我国传统的吞食浮游生物或碎屑的鲢、鳙、鲤、鲫等。因此,水肥——富营养化在一定程度上就不是坏事而是好事。我们应该结合我国不同地区湖泊的情况,充分利用富营养化有利的一面,防止消极的一面,使水生态系统的结构和功能保持在能满足水体利用的各种要求的最适水平上。在这里我们具体就东湖的富营养化防治问题提出一些不成熟的看法。

东湖目前是多用途的——游览、供水和鱼类养殖,这三者在对水质的要求之间有一定矛盾,如何解决这些矛盾需要进行深入的调查研究与分析,由有关部门对其利用作出全面规划和统筹安排。要照顾到各方面的利益,最合理地利用水资源。这样,防治富营养化才有明确的目标和标准。我们认为,对于东湖来说,供水和游览应该放在重要的位置。因此,我们建议,适当地通过水生高等植物的移植和保护(如暂时少放或不放草鱼)以恢复湖中水生高等植物群落,借以降低浮游植物、特别是喜肥性种类如微囊藻、束丝藻等的数量,

提高透明度。这就要求渔业在放养品种、放养比例和生产规划方面作出一些调整。

综合利用,化害为利在我国环境保护工作中占有重要地位,应该尽量把造成富营养化的物质转化为有用的产品。这方面可以充分发挥我国丰富和宝贵的淡水养殖经验。我们有以浮游植物和碎屑为食物的优良鱼类品种,有极高的单位面积产量,可以在富营养化的防治上起作用。苏联60年代后大量移植我国的鲢、鳙、鲩以及印度鲤、非洲鲫等用于防治富营养化,认为是成功的^[19]。波兰提出防治富营养化的生物改良法,也是利用鲢和鲤来减少浮游生物数量,降低蓝藻比重,认为成积显著^[21]。加拿大的Bull等^[20]计算了富营养的Wood湖中渔产量最高年份中通过收获鱼产品所能去除的氮、磷量,认为只能占该湖氮、磷年负荷量的1%不到,因而不能有效地减慢或逆转湖泊的富营养化过程。我们应该看到,他们所研究的湖的鱼产量很低,只有2,992克/公顷·年,东湖鱼产量目前已达到30公斤/亩·年,为其150倍,相当于从湖中取出氮15吨,磷2.4吨。说明在我国具体情况下这是一条可以实行的途径。

水生高等植物也是可利用的。国外也有这方面的尝试^[18,22],它们的氮、磷含量也较高,如水浮莲,含氮2%,含磷(PO_4)0.67%。在东湖如果适当恢复水生高等植物群落,或在一定湖区培植水生植物,不仅可提高水质,还可提供肥料或饲料,并起到防治富营养化的作用。挖取湖泥作农田肥料是我国农业习惯采用的方法,也可考虑作为防治富营养化的有效措施。

对污水的排入应该进行适当控制。通过整修污水管道系统,有计划地控制进入东湖的污水量、种类和排放时间。对于工业废水,特别是毒性大、能积累的毒物,更应严格控制排入湖内,以免影响水质和水产品质量。

在污水集中大量排入的湖湾,可考虑修筑专门设计的氧化塘,进行较集中的强化处理,培育饵料生物,密养鱼种或成鱼,或者施行其他防治措施,使富营养化的范围受到限制,不致影响供水和游览。

为了有效地进行防治,必须进行许多基础研究。如对于东湖的环境质量的全面评价,营养物和其他物质在水体中的循环和作用,水生生物及其生态条件的变化,特别是蓝藻“水华”的形成和控制,富营养化过程中水生态系统的结构、功能和生物生产力的变化,以及其他人为因素对它的影响和调节作用等,都需要开展深入的室内外调查研究。

参 考 文 献

- [1] 龚伦杰等,1965。武昌东湖底质的类型及其分布。海洋与湖沼,7(2):181—194。
- [2] 饶钦止等,1956。湖泊调查基本知识。科学出版社。
- [3] 湖北省水生生物研究所第四室饵料生物组,1976。武昌东湖的浮游生物。湖泊水库渔业增产科技资料汇编,203—211页。
- [4] 同上,1976。东湖浮游植物初级生产力的测定及其在渔业生产上的应用。同上,198—203页。
- [5] 王祖熊,1959。梁子湖湖沼学资料。水生生物学集刊,1959(3):352—368。
- [6] 饶钦止,1962。五里湖1951年湖泊学调查,三、浮游植物。水生生物学集刊,1962(1):74—92。
- [7] 给水排水设计手册编写组,1973。给水排水设计手册第六册,室外排水与工业废水处理。中国建筑工业出版社。
- [8] 王世聪,1976。水处理化学方程与数据,317页。中国建筑工业出版社。
- [9] Brook, A. J., 1965. Planktonic algae as indicators of lake types, with special reference to the Desmidiaceae. *Limnol. Oceanogr.*, 10: 403—411.
- [10] Bull, C. J. and W. C. Mackay, 1976. Nitrogen and phosphorus removal from lakes by fish

- harvest. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, **33**(6): 1374.
- [11] Davis, C. C., 1964. Evidence for the eutrophication of lake Erie from phytoplankton records. *Limnol. Oceanogr.*, **9**: 275.
- [12] Fruh, E. G., 1968. Biological responses to nutrients-Eutrophication: Problems in freshwater. In "Advances in water quality improvement" Water Resources Symposium, No: 1. Gloyna (ed.): 4—64.
- [13] Hutchinson, G. E., 1967. A treatise on Limnology, Vol. II. Introduction to lake biology and the limnoplankton. pp. 389—393.
- [14] Likens, G. E., 1975. Primary productivity of inland aquatic ecosystems. In "Primary productivity of the biosphere" Lieth H., & Whittaker R. H. (ed.), p. 185—202.
- [15] Lloyd, M. et al., 1964. On the calculation of information-theoretical measures of diversity. *Am. Midl. Nat.*, **79**(2): 257—272.
- [16] Porcella, D. B., 1975. Comprehensive management of phosphorous water pollution. Ann Arbor Science.
- [17] Rodhe, W., 1969. Crystallization of eutrophication concepts in northern Europe. "Eutrophication: Causes, consequences and corrective", pp. 50—64. Washington, D. C., National Acad. of Sci.
- [18] Young, J. L. and R. A. Crossman, 1970. Eutrophication control by plant harvesting. *J. WPCF*, **42**: R 173—183.
- [19] Веригин, Б. В., 1977. О явлении термического евтрофирования водоемов. *Гидробиол. ж.*, **13** (5): 98—105.
- [20] Винберг, Г. Г., 1961. Современное состояние и задачи изучения первичного продукций водоемов. "Первичная продукция морей и внутренних вод." Минск, стр. 11—23.
- [21] Каяк З., 1977. Некоторые закономерности изменений в озерных экосистемах в связи с антропогенным воздействием. *Гидробиол. ж.*, **13** (2): 14—22.
- [22] Россолимо Л. Л. 1977. Изменение лимнических экосистем под воздействием антропогенного фактора. Изд. "Наука".

ECOLOGICAL CHANGES OF PHYTOPLANKTON IN LAKE DONG HU, WUHAN, DURING 1956—1975 AND THE EUTROPHICATION PROBLEM

Jao Chinchih and Zhang Zongshe

(Institute of Hydrobiology, Academia Sinica)

Abstract

Summarizing the data of phytoplankton surveys made in 1956—57, 1962—63 and 1973—75 in Lake Dong Hu, Wuhan, Hubei Province, the authors discuss the main ecological changes for the past two decades in phytoplankton association (abundance and species composition, their annual and seasonal variations, diversity index and primary production) at two sampling stations, which are representative of two different regions, i.e., the pelagial zone and a bay region. Average annual abundance of planktonic algae was increased by several times, from hundreds to thousands of individuals per ml of water. Dominance of cryptomonads and diatoms was gradually replaced by green and blue-green algae, and there has been a marked increase of the larger forms of myxophycean species. In the pattern of seasonal fluctuation of phytoplankton abundance the maximum population in early years was usually recorded in the spring and in the autumn; from the 6th decade onwards, however, there has been a summer blue-green algae maximum, which becomes more predominant and lasts longer than before. Markedly increasing is the annual and maximal diurnal primary production, too. All these are indicative of eutrophication.

On the basis of ecological changes in phytoplankton association as the main parameter, the authors give a biological assessment of the eutrophication process in the Lake. Lake Dong Hu at its present stage can be regarded as an eutrophic lake on the way to becoming a hyper-eutrophic one, and anthropogenic factors are mainly responsible for the acceleration of the eutrophication process.

From the angle of environmental protection and based on the characteristics of shallow lakes, the authors make suggestion for the control of eutrophication in Lake Dong Hu, which is of importance to water supply and recreation besides fishery.

* Editor's note: —

The Lake had been named as Lake Tunghu, Wuchang, in all relevant papers so far published in this journal, with the purpose of specifying the location of the lake to the Wuchang district of the city of Wuhan. The name Wuchang as such, however, is becoming increasingly ambiguous, because it may refer to the district of Wuchang within the city of Wuhan, but may just as well refer to the Wuchang Xian (County) remote from Wuhan. Since the Lake has long been under the direct jurisdiction of the city of Wuhan, it will be designated as Lake Dong Hu of Wuhan (or Lake Dong Hu, Wuhan) in this journal from now on.