

若干人工调控措施对富营养化湖泊藻类种群的影响^{*}

王国祥 濮培民

(中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008 E-mail: pupm @ publicl.ppt.js.cn)

摘要 在太湖用围隔试验, 研究湖泊底泥和外源污染对富营养化湖泊藻类种群的影响。结果表明, 在没有底泥和外源污染(相当于彻底清淤和截污)的情况下, 围区内(200m²)水体氮磷浓度均有明显下降, 但藻类生物量却急剧上升, 且出现“藻华”。结合南京玄武湖和杭州西湖的截污、清淤挖泥、引水冲污等富营养化防治措施的实际效果分析, 探讨了截污、清淤、引水冲污对富营养化湖泊藻类种群的影响。指出对严重富营养化的湖泊, 单纯采取截污、清淤或引水冲污难以控制富营养化藻类种群暴发, 有时甚至还会导致藻类生物量增加, 富营养化呈现加重的趋势; 对浅水湖泊富营养化的防治, 应根据系统论和生态系统理论的原理, 在控制外源污染的同时, 着眼于中性地恢复湖泊原有的以高等水生植物为主的生态系统, 并维护其动态平衡。

关键词 富营养化, 藻类, 生物量, 种群动态, 截污, 清淤挖泥, 引水冲污, 围隔试验。

Influence of Some Artificial Controls on Eutrophic Algal Population Dynamics

Wang Guoxiang Pu Peimin

(Nanjing Institute of Geography & Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

E-mail: pupm @ publicl.ppt.js.cn

Abstract For controlling the fearful eutrophication, some artificial controls are employed in the West Lake and Lake Xuanwu. These artificial controls include the interception of wastewater, diluting with diversion works, desilting and others. Long-term monitoring data shows that these controls have little influence on eutrophication. There are no significant change in the biomass and structure of phytoplankton. Some interesting results are got from our enclosure experiment conducted in Lake Taihu. In the enclosed lake water column (200m²) without the influences of substrate sludge and wastewater, the concentration of nitrogen and phosphorus decreases but the algal biomass increases comparing with the open lake water. The algal bloom emerges also in the enclosure.

Keywords eutrophication, phytoplankton, biomass, population dynamics, interception of wastewater, diluting with diversion works, desilting, enclosure experiment

湖泊富营养化已成为全球性的环境问题研究热点^[1-3]。近年来, 我国对一些严重富营养化的湖泊亦逐步采取了截污、清淤挖泥、引水冲污、生物防治及生态调控等治理措施。探讨富营养化的重要症状指标, 藻类种群在各种人工调控(治理)措施下的动态变化趋势, 可快捷有效地评价各种治理措施的实际效果, 为选择防治富营养化的有效措施提供科学的决策依据。

1 研究方法

在太湖五里湖的中桥湖湾, 用防水材料围隔出 10 个围区, 每个围区 200m², 其中围区用塑料膜覆盖底部淤泥; 围区自 1996-05—

1997-04 仅作围隔, 不作其它处理, 1997-05 开始有少量的菱和一些沉水植物生长。1996-06—1997-09, 按标准方法^[4, 5], 隔月监测分析各围区内外水体藻类生物量(叶绿素 a: Chla)和藻类种群组成、透明度(SD)、TN、TP、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 及可溶性磷酸盐(PO₄³⁻-P)等。

1988—1995 年, 对南京玄武湖的西南、东南、东北和西北 4 个湖区, 按标准方法^[4, 5]监测主要水化学指标, 藻类种群组成、数量及生物

^{*} 中国国家科委和欧洲联盟科技部支持项目, 合同号: CII* -CT93-0094(DG12 HSMU)
王国祥: 男, 35 岁, 博士, 高级工程师
收稿日期: 1998-04-13

量,其中水化学指标每月监测 1 次,藻类学指标每季度监测 1 次;并于 1990 年引水冲污及 1991 年特大洪灾期间,增加监测频率.

为了比较分析,收集了杭州西湖疏浚底泥及引水冲污的有关研究资料.

2 结果

2.1 截污

用围隔试验模拟截污作用,结果表明,围区、内水体的 TP、TN、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 等均较围区外有明显下降,但围区内水体 Chla 不但未见明显下降,反而有所上升(见图 1,表 1).从藻类种群组成看,围区内优势种是微囊藻(*Microcystis* sp.),而且出现“藻华”;同期,在该湖湾的围区外优势种是平裂藻(*Merismopedia* sp.)、小球藻(*Chlorella* sp.)及直链藻(*Melosira* sp.),未见微囊藻及其“藻华”.

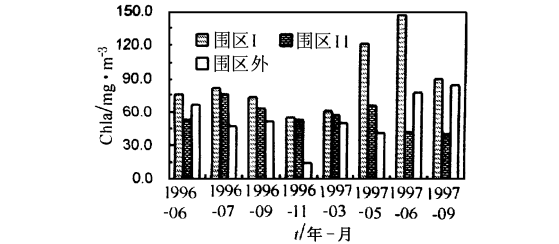


图1 围区内外藻类生物量(以 Chla 计)变化
(自 1997-05 围区 内开始有水草生长)

围 区	Chla/ mg · m ⁻³	TN	TP	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	SD/ cm
围区	95.2	1.81	0.13	0.080	0.321	53.0
围区	55.0	1.80	0.14	0.093	0.379	54.0
区 外	54.2	4.97	0.27	0.134	3.784	43.1

南京玄武湖 1990-03 完成了西家大塘的截污工程,西家大塘曾是玄武湖西南湖区唯一的点污染源,截污后,尽管该湖区水体氮磷有所下降,但 Chla 反呈上升趋势(图 2).除 1991 年受特大洪水影响,隐藻数量大幅度上升、蓝藻大幅度下降外,截污前后藻类种群也未见明显变化(图 3),仍以蓝藻和绿藻为优势种群.从全湖变化看,1986—1995 年 10a 间,尽管湖水 TP 呈现下降趋势,TN 除个别年份略有上升外,总体变化不大(图 4),但 Chla 却呈上升趋势,特别是

1990 年以后,上升幅度极其明显(图 5);10a 间全湖藻类种类组成亦未见明显变化.

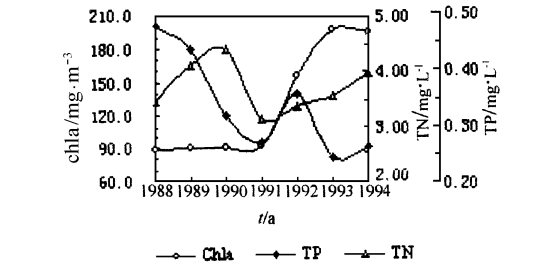


图2 玄武湖西南湖水体 Chla、TN、TP 年际变化

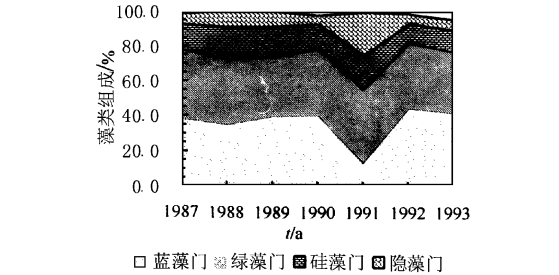


图3 玄武湖西南湖区截污前后藻类主要种群比例变化

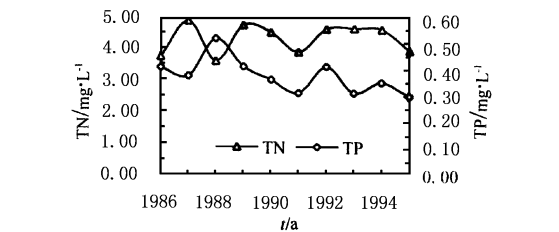


图4 1986—1995 年玄武湖 TN 和 TP 的年际变化

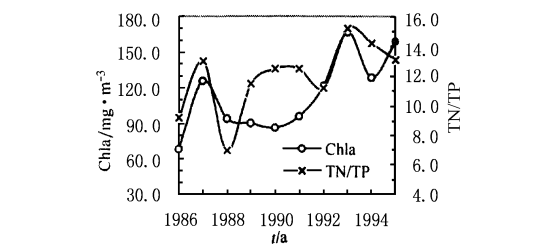


图5 1986—1995 年玄武湖 Chla 和 TN/TP 变化

由此可见,对于某些湖泊,单纯靠截污难以有效控制富营养化的藻类暴发.

2.2 清淤挖泥

在同样的围隔措施下,围区 底部用塑料膜将湖泥与湖水隔离.试验结果(表 1,图 1)表明,与未覆盖湖泥的对照围区 相比,围区 和内水体的 TP、TN、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 等主要水化学指标无显著差异($P < 0.05$);藻类种群

组成基本一致,均以微囊藻为优势种,而且均出现“藻华”,但围区水体 Chla 较围区高.这表明,在围区内湖泥对水体营养盐的影响较小,去除湖泥并不能控制藻类及“藻华”的暴发.

韩伟明^[6]研究了清淤挖泥对杭州西湖水质的影响,他指出目前每年疏浚 $(3—6) \times 10^4 \text{ m}^3$ 底泥,对改善西湖水质效果不明显,湖水 Chla 依然呈上升趋势^[8],于是他建议清除 0.86m 厚的湖泊沉积层,但这只是理论上的推测,其实际效果还难以预料.

南京玄武湖在 50 年代曾大规模清淤,该湖原有的水生植被及底栖生物群落被彻底破坏,湖水自净能力急剧下降,加之外源污染不断增加,70 年代后,湖水 Chla 逐年递增,富营养化愈演愈烈.可见,单纯的清淤挖泥对控制富营养化藻类种群暴发尚未见明显的效果,即使在无底泥的情况下,藻类依然会暴发.

2.3 引水冲污

南京市 1990-03—09 曾 3 次引下关电厂冷却水冲洗玄武湖,共计引水 $7.355 \times 10^6 \text{ m}^3$,约为玄武湖湖容的 1.74 倍.1991 年特大洪水期间累计约有 $1.78 \times 10^7 \text{ m}^3$ 的降水进入该湖,总入湖水量约为该湖湖容的 4.2 倍,如此大量的降水进入玄武湖,并经 3 次开闸泄洪,使该湖得到充分冲洗.监测结果(图 6,图 7)表明,引水冲污和 1991 年特大洪水均使该湖湖水的氮磷浓度、Chla 等有所下降,缓解了该湖严重的富营养化状况.但是,换水及洪水之后,该湖藻类数量和生物量急剧回升,以 1991 年特大洪水为例,洪水结束后第 20d 的藻类数量和生物量分别为洪水结束时的 2.91 和 3.23 倍.引水冲污对藻类种群结构有轻微的影响,主要表现在绿藻比例略有上升,而蓝藻比例略有下降,但稍后(约 3 个月)又恢复原状^[7].

杭州市自 1986 年起每年定期引钱塘江水冲洗西湖,据马玖兰^[8]报道,到 1988 年,西湖湖区(外湖) Chla 反较引水前的 1985 年上升约 12%,各湖区总体平均上升 8.6%,除了位于引水入湖口的小南湖湖区外,引水后各个湖区的 Chla 均较引水前有所上升(图 8).停止引水

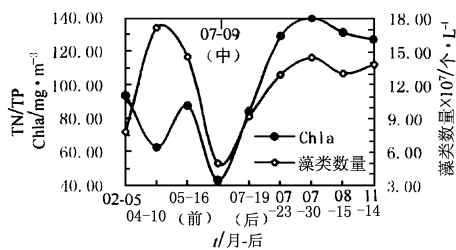


图 6 1991 年特大洪水前后玄武湖 Chla 和藻类数量变化

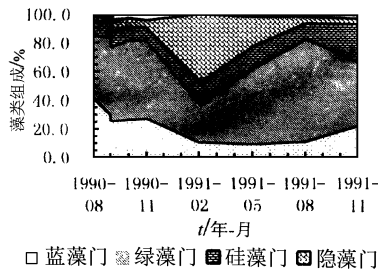


图 7 玄武湖引水和洪水前后藻类主要种群比例变化

10d 后,湖水 TP 几乎恢复到原来水平.

此由此可见,单纯用引水冲污的办法控制富营养化藻类的过度生长繁殖,往往难以奏效,充其量也只是一项治表的应急措施.

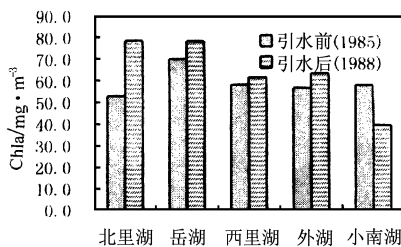


图 8 西湖各湖区引水前后藻类生物量年均值变化

3 讨论

3.1 截污、清淤挖泥及引水冲污的影响

外源污染是湖泊营养盐的重要来源,截污是控制富营养化湖泊营养盐的首要步骤.但是,对湖水营养盐浓度较高的富营养化湖泊,外源污染的影响已不十分明显.考察南京玄武湖近 10 年(1986—1995)入湖的 TP、TN 量与湖水中 TP、TN 浓度变化趋势发现,尽管入湖的 N、P 总量逐年增加,但是湖水中的 N、P 浓度并未见明显升高,反而略呈下降趋势.理论上,即使外源污染能完全截除,湖水中的营养盐依旧存在.而实际上,如降水、地表径流等外源污染也

不可能截除. 对于富营养化严重的湖泊, 仅靠截污难以取得预期效果. 引水冲污能够稀释营养盐和藻类浓度较高的湖水, 但其稀释能力受引水方式、引水量、引水水质等因素影响. 由于稀释作用同时也减缓了藻类生长的密度制约压力, 引水冲污后藻类生长往往呈现加剧趋势. 因此, 对富营养化严重的湖泊应慎用引水措施.

就湖泥对湖水营养盐浓度的影响, 至今尚存争议^[6, 9-11]. 尽管一些实验室研究认为湖泥磷释放明显; 但根据实际监测结果及质量平衡原理, 目前一些湖泊(如玄武湖、太湖、滇池等)的湖泥是磷的沉积汇, 而不是释放源. 实验室模拟研究发现湖泥中的氮存在明显的“负释放”现象^[11]; 挖泥对 TN 的影响有时甚至可能呈相反的情况^[12]. 因此, 清除湖泥是否能降低湖水 N 、 P 浓度尚需深入研究.

3.2 湖水营养盐浓度对藻类生长的影响

太湖的围隔试验和玄武湖长期的监测调查结果表明, 在一些情况下, 富营养化湖泊藻类的生长与湖水营养盐浓度并不存在正相关. 尽管国内外对富营养化的研究几乎不约而同地应用了利比希“最小因子定律”, 寻找藻类生长的限制因子, 并据此提出了控制 N 、 P 的一系列对策. 但应该指出的是, 利比希定律只有在严格的稳定状态下才能应用^[13], 而实际上失去水生高等植物, 以藻类为优势种群的湖泊生态系统并不稳定; 此外, 各种生态因子之间存在替代作用, 即当一个特定因子处于最小状态时, 其它处于高浓度或过量的因子可替代特定因子的不足. 许多湖泊在人为强烈干预下, 水生高等植物消失, 水体营养盐浓度较高, 生态系统极不稳定, 在这种情况下, 刻意寻找藻类生长的限制因子, 往往是徒劳的.

事实上, 中国富营养化湖泊常见的一些藻类优势种, 如微囊藻、隐藻(*Cryptomonas* sp.)、平裂藻、鱼腥藻(*Anabaena* sp.)、直链藻等, 它们对营养盐的耐受性限度往往较宽, 在营养盐浓度较高的湖泊常常形成优势种或“藻华”, 在湖水营养盐较低时也能生长繁殖, 甚至亦形成“藻华”. 如在太湖, 当水体中藻类可用性氮和磷

仅分别为 1.22 和 0.015mg/L 时, 湖区出现“藻华”; 而在围隔区中, 当藻类可用性氮、磷仅有 0.154 和 0.005mg/L 时, 依然有微囊藻“藻华”形成, 水体 $Chla$ 达 147.2mg/m^3 , 超过湖区 $Chla$ 浓度. 这说明, 对中国的大多数湖泊单纯用控制营养盐的办法难以控制藻类生长, 难以实现治理富营养化的目标. 特别是, 中国大多数富营养化湖泊的藻类可用性氮、磷高达 $1.0—18.0\text{mg/L}$ 和 $0.012—0.220\text{mg/L}$, 要将如此高的氮磷浓度削减到较低水平, 其代价相当大, 更重要的是可能达不到预期的效果.

总之, 对浅水湖泊富营养化的防治, 应根据系统论和生态系统理论的原理, 在控制外源污染的同时, 着眼于中性地恢复湖泊原有的以高等水生植物为主的生态系统, 并维护其动态平衡.

参 考 文 献

- 1 濮培民, 胡维平, 逢勇等. 净化湖泊饮用水源的物理-生态工程实验研究. 湖泊科学, 1997, 9(2): 159—167
- 2 Van der Does J et al. Lake restoration with and without dredging of phosphorus-enriched upper sediment layers. Hydrobiologia, 1992, 233: 197—210
- 3 Van Liele L et al. Working group water quality research Loosdrecht Lakes: its history, structure, research programme and some results. Hydrobiologia, 1992, 233: 1—9
- 4 国家环境保护局. 环境监测技术规范(第四册)生物监测(水环境)部分. 北京: 国家环境保护局, 1986. 5—7
- 5 国家环保局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法(第3版). 北京: 中国环境科学出版社, 1989. 246—285
- 6 韩伟明. 底泥释放磷及其对杭州西湖富营养化的影响. 湖泊科学, 1993, 5(1): 71—77
- 7 王国祥, 楼霄, 夏忠林等. 洪涝对玄武湖生态的影响. 河海大学学报(海洋湖沼专辑5), 1993, 21(专辑): 70—74
- 8 马玖兰. 西湖引水前后氮、磷、叶绿素 A 含量的年周期变化. 湖泊科学, 1996, 8(2): 144—150
- 9 Keizer P & Sinke A J C. Phosphorus in the sediment of the Loosdrecht lakes and its implications for lake restoration perspectives. Hydrobiologia, 1992, 233: 39—50
- 10 Sakamoto M, Hayashi H, Otsuki A et al. Role of bottom sediments in sustaining plankton production in a lake ecosystem. Ecol. Res., 1989, 4: 1—16
- 11 范成新, 秦伯强, 孙越. 梅梁湖和五里湖水-沉积物界面的物质交换. 湖泊科学, 1998, 10(1): 73—78
- 12 Fan Chengxin et al. Preliminary study on the evaluation of sludge-dredging work in Lake Kasumigaura using large-size core sample. Proceedings of 6th International Conference on the Conservation and Management of Lakes-Kasumigaura '95, 1995, 3: 1890—1893
- 13 孙儒泳. 动物生态学原理(第2版). 北京: 北京师范大学出版社, 1992: 20—21