

淀山湖氮磷营养物 20 年变化及其藻类增长响应*

程曦^{1,2}, 李小平^{2**}

(1: 华东师范大学河口海岸国家重点实验室, 上海 200062)

(2: 上海市环境科学研究院, 上海 200233)

摘要: 从淀山湖 20 年的监测数据和 AGP 试验结果入手, 结合 20 年的遥感影像资料, 分析淀山湖氮磷营养物的长期变化规律及其对藻类演替和增长的影响。从 1985 年第一次大规模藻类水华暴发, 经过 15 年的营养物积累, 在 1999–2000 年之间, 淀山湖由中度富营养化湖泊逐渐转化为重度富营养化湖泊, 1999 年之后淀山湖水体氮磷营养物大量聚集, 叶绿素 a 水平迅速提高, 分别以 1999 年前的 2.25 倍、6.67 倍和 3.40 倍的速率上升, 其中以磷的上升速率为最快; 透明度则以平均每年递减 5cm 的速度下降。藻类群落转化为以绿藻和蓝藻为主, 藻类水华的频率为 1999 年前的 2–3 倍。当水体 TN 浓度超过 3.5mg/L 时, AGP 试验不再有任何显著性反应。2002 年的现场试验和藻类水华频次与高浓度 TN 出现概率的相关分析表明, 夏秋季当水体 TN 浓度在 3.5mg/L 时, 可以引起藻类大量增长; 高浓度 TN 出现概率越高, 藻类水华的次数越多。研究证明淀山湖已经具备暴发大规模、大面积蓝藻水华的条件, 水体 TN 浓度超过临界值(>3.5mg/L)的频次越多, 淀山湖爆发蓝藻水华的可能性越大。

关键词: 氮; 磷; 营养物; 水质; 富营养化; 藻类增长潜力试验; 淀山湖

20-year variations of nutrients (N and P) and their impacts on algal growth in Lake Dianshan, China

CHENG Xi^{1,2} & LI Xiaoping²

(1: *State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai 200062, P.R.China*)

(2: *Shanghai Academy of Environmental Sciences, Shanghai 200233, P.R.China*)

Abstract: Data of 20 year monitoring of water quality, algal bioassay, and remote sensing information were analyzed to determine the long-term effect of nutrients (N and P) on algal growth. Since the first algal bloom in 1985 and the accumulation of nutrient, Lake Dianshan has become hyper-eutrophicated. The concentrations of TN, TP and Chlorophyll have rapidly increased since 1999, and their annual rates were 2.25, 6.67 and 3.40 times respectively higher than that of the past 15 years, among which phosphorus was the highest. The transparency decreased 5cm annually. Algal community has been transited to green-bluegreen algae dominated since 1999, the frequency of algal bloom occurrence were 2–3 times of before. When concentration of TN in water column was higher than 3.5mg/L, AGP test did not have any positive response at any significant levels. *In situ* experiment in 2002 and regression analysis of frequencies between algal bloom and higher concentration of TN found that during the period of summer-autumn, algal growth could be increased when TN was around 3.5mg/L: the higher TN concentration, the more frequency algal bloom. The evidence showed that Lake Dianshan was of high risk of harmful bluegreen algal bloom.

Keywords: Nitrogen; phosphorus; nutrients; water quality; eutrophication; AGP Test; Lake Dianshan

湖泊富营养化是指由于接纳过量的 N、P 等营养物质, 导致藻类等浮游生物过度繁殖, 造成水质恶化、水体透明度和溶解氧下降的现象。湖泊富营养化的自然演变过程非常缓慢, 但人类活动的影响将大大加快其进程^[1]。分析湖泊长期的监测数据和实验结果, 成为研究湖泊富营养化过程^[2]和生态变化^[3]的重要方法。例如, 俄罗斯 Ladoga 湖长期数据(1948–1993 年)^[4]和挪威 Mjosa 湖长期数据(1950–1970 年)^[5]的

* 2007-07-30 收稿; 2007-10-23 收修改稿。程曦, 女, 1974 年生, 博士研究生, 工程师; E-mail: chengxi2000@hotmail.com.

** 通讯作者; E-mail: xiaoping_lee@hotmail.com.

分析,使人们了解这两个湖泊浮游动物的变化规律;北亚德里亚海(Adriatic)生态系统长期数据(1962-1992年)的分析,让科学家理解了自1970年代以来初级生产力显著变化的原因^[6].丹麦人经过长期观察,发现丹麦大多数湖泊在截污以后氮和磷达到新的平衡分别要5年和15年,而后浮游植物才会向中-贫营养化程度转化^[7];而奥地利Piburger See湖在修复之后20年才得到生态好转的响应^[8].分析湖泊、海湾的长期数据也可以帮助我们找到用于富营养化评价的参照标准,从而确定水体水质和生态管理目标^[9].

淀山湖是上海市唯一的淡水湖泊,也是黄浦江上游的主要水源之一.1985年和1987年,上海市先后颁布了《上海市黄浦江上游水源保护条例》和《上海市黄浦江上游水源保护条例实施细则》,并于1990-1997年间进行了多次修正,淀山湖由此成为黄浦江上游水源保护区的重要组成部分.

太湖饮用水源地的蓝藻水华为我们敲响了警钟.但许多人认为淀山湖的水文条件和生态环境与太湖不尽相同,淀山湖不会成为太湖的贡湖和梅梁湾;湖泊学的某些理论也认为营养物难以在停留时间较短的湖泊内迅速聚集^[10].事实上,淀山湖短期的水质测量数据并不能反映湖泊生态学上的变化,长期的数据分析则可以使我们看到淀山湖生态环境的转变过程,真正认识到蓝藻水华对上海黄浦江上游水源保护区的威胁近在咫尺.

1 方法

淀山湖又称薛淀湖,地处江苏、浙江、上海两省一市交界处,地理位置为31°04'-31°12'N, 120°53'-121°01'E,分属江苏昆山市和上海青浦区管辖.淀山湖是太湖平原地区的一个吞吐性浅水湖泊,水域面积62km²,平均水深约2.1m,最大水深3.6m,主要承泄太湖来水.太湖水由西北向东南经急水港、大朱厓等河港进入湖体,然后经拦路港、淀浦河等河流泄入黄浦江,停留时间约29d,占黄浦江水量的17%左右,是上海市的主要水源地之一.淀湖水流动平缓,流速仅0.03m/s左右^[11],由近岸向湖心渐减,底层流速接近零.急水港和大朱厓是淀山湖的主要进水口,分别占总进水量的35%和33%,拦路港是淀山湖的主要出水口,占总出水量的71%^[11-13].淀山湖属于潮汐感应湖泊,水位和水量除受上游来水影响外,也与黄浦江潮位的变化有关,不同水位时淀山湖的水域面积和库容如表1所示^①.淀山湖还具备交通运输、农田灌溉、水产养殖、调蓄洪涝等功能.

表1 不同水位时淀山湖的水域面积和库容^①

Tab.1 Water height, surface and reservoir capacity of Lake Dianshan

水深(m)	0.12	0.5	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0	3.5	4.0
湖面面积(m ²)	0	25	56	61.6	63.8	63.8	63.8	63.8	63.8
湖体容积(×10 ⁸ m ³)	0	0.04	0.4	0.52	0.84	1.15	1.48	1.79	2.11

淀山湖流域面积445.9km²,属亚热带季风气候,四季分明,日光充足,年日照时数2071.1h;气候温和,年均气温15.5℃;雨量充沛,年均降水量1037.7mm;全年无霜期达235d^[11].

本文的主要研究站点分布如图1所示,其中急水港(1[#])和淀峰(7[#])分别代表淀山湖的主要进水口和主要出水口,湖体中的研究站点分别为湖心北区(2[#])、湖心南区(3[#])、四号航标(4[#])、网箱渔场(5[#])和赵田湖中心(6[#]).

本文对淀山湖近20年(1986-2004年)与湖泊富营养化有关的水质和生物学数据进行了分析.美国国家营养物评估会议(U.S. EPA, 1996)认为,在众多反映水体富营养化状态的参数中,TN、TP、叶绿素a、透明度和DO是最能体现湖泊水体营养水平的指示参数,并且具有早期预警作用,因此美国环境保护局将这五项指标作为湖泊/水库营养物基准/标准的主要指示变量^[14].本文的分析重点也集中在TN、TP、叶绿素a、透明度和DO这五项指标,生物学数据还包括浮游植物的生物密度、种类数、优

① 上海市环境保护局.上海市环境质量报告书(1996-2000).2001.

势种比例和各门藻类比例等指标, 以及藻类增长潜力试验(AGP)的研究结果. 1986–1990年的数据由上海市环境监测中心提供, 1991–2004年的数据来源为上海市环境保护局发布的各年度的《上海市环境质量报告书》, 其中包括了1997–2004年的AGP试验数据^①. 1986–2004年淀山湖的遥感影像数据引自谢欢等人的研究^②. 主要采用的统计分析方法为时间序列分析法、方差分析、概率分布和箱线图等描述统计方法.

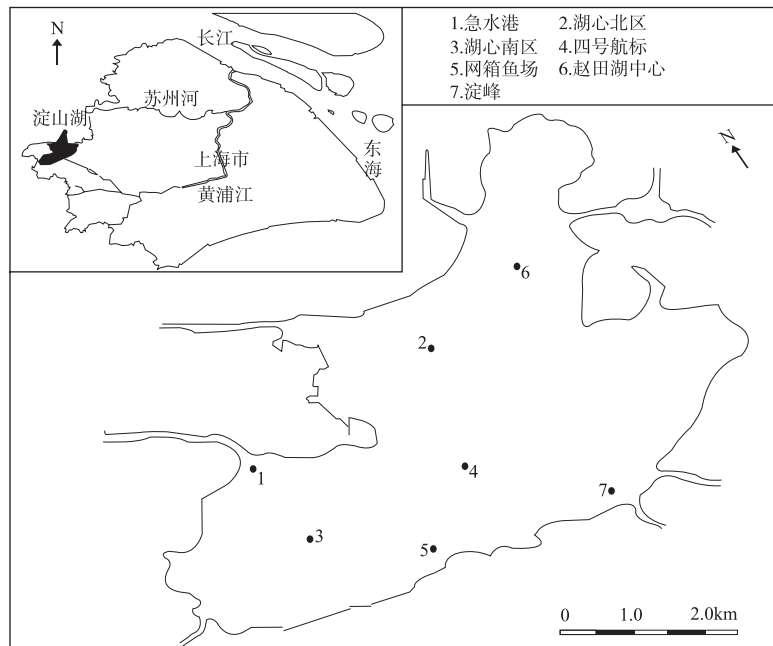


图 1 淀山湖地理区位和断面分布

Fig.1 Situation and sites distribution of Lake Dianshan

2 结果

2.1 全湖水体营养状态指标 20 年(1986–2004 年)的长期变化

淀山湖全湖 5 项营养状态指标的时间序列分析结果如图 2 所示, 其中叶绿素 a 是 1991–2004 年的年均数据, TN、TP、透明度和 DO 均为 1986–2003 年的月均数据. 除 DO 之外, 淀山湖全湖的营养物、叶绿素 a 和透明度均在 1999 年前后发生了显著变化. 表 2 给出了这些指标在 1986–1999 年和 1999–2004 年两个阶段的变化速率和平均值的比较. TN、TP 和叶绿素 a 在 1999 年以后大幅度上升, 上升速率分别是 1986–1999 年的 2.25 倍、6.67 倍和 3.4 倍; 透明度在 2001 年淀山湖暴发水华以后, 以平均每年递减 5cm 的速度下降. DO 的变化虽然不明显, 但 20 年间呈持续缓慢下降趋势. 从全湖水平上看, 1999 年以后营养物质在湖体内大量聚积, 其中以磷的富集速度最快. 水体中叶绿素 a 的含量急剧上升, 透明度大幅下降. 淀山湖水质严重恶化.

2.2 营养状态指标的时空分布

采用箱线图对淀山湖 20 年来 TN、TP、DO、叶绿素 a 和透明度等营养状态指标的时空分布进行分析, 分析结果如图 3 所示. 从统计学角度来看, 淀山湖各项指标的离散程度较大, 受极端值的影响亦较大. 以叶绿素 a 为例, 7 个研究站点, 尤其是湖心北区和网箱鱼场曾遭受过藻类水华的严重影响. 从综合水质状

① 上海市环境保护局. 上海市环境质量报告书(1991–2004). 2005.

② 谢 欢. 基于遥感的水质监测与时空分析(学位论文). 同济大学, 2006.

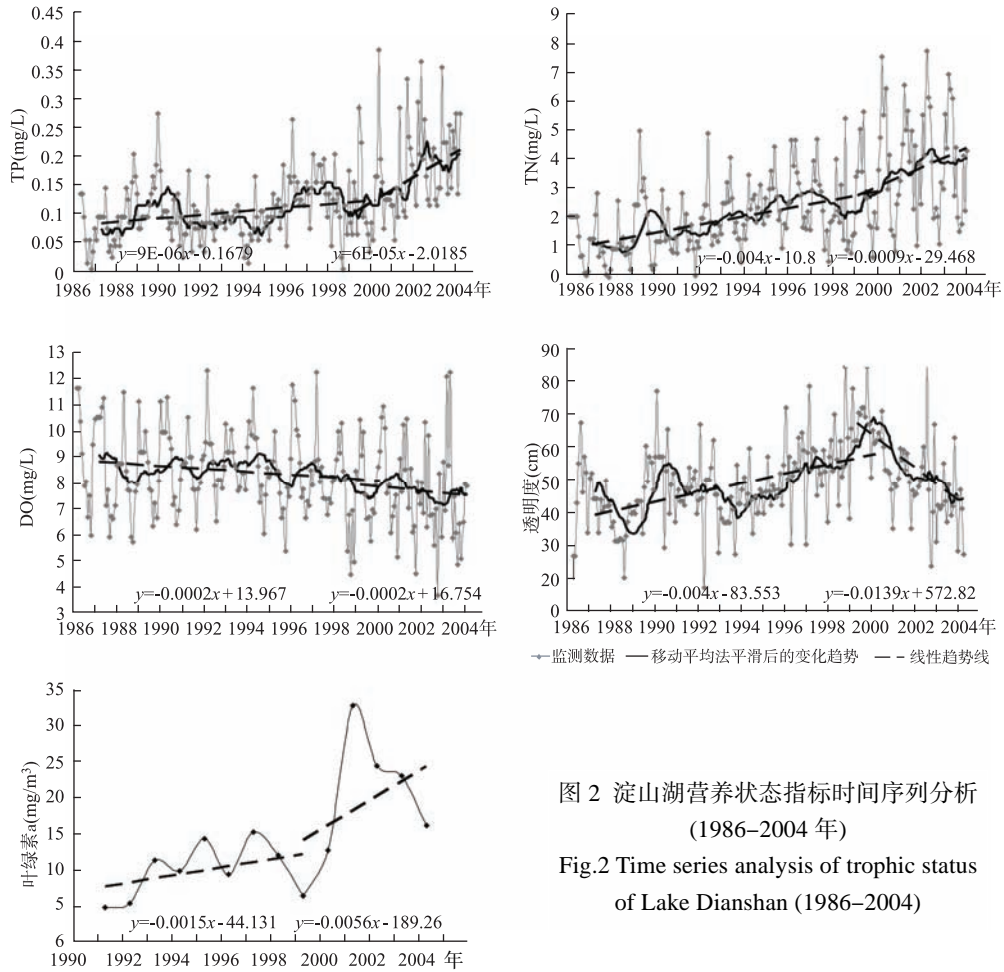


图2 淀山湖营养状态指标时间序列分析 (1986-2004年)
Fig.2 Time series analysis of trophic status of Lake Dianshan (1986-2004)

表2 不同阶段淀山湖营养状态指标变化速率和均值比较*

Tab.2 Comparison of parameter changing rates and averages of Lake Dianshan between different trophic states

指示变量	变化速率(斜率)			均值		
	1986-1999年	1999-2003年	比值	1986-1999年	1999-2003年	均差值
TN	0.004	0.009	2.25	2.47mg/L	4.29mg/L	1.82mg/L
TP	0.000009	0.00006	6.67	0.13mg/L	0.20mg/L	0.07mg/L
叶绿素 a	0.0015 ¹⁾	0.0051 ²⁾	3.40	9.06mg/m ³	17.39mg/m ³	8.33mg/m ³
透明度	0.004	-0.0139	逆转	52.03cm	54.10cm	2.07cm
DO	-0.0002	-0.0002	1	8.59mg/L	7.97mg/L	-0.62mg/L

* 1) 1991-1999年, 分析数据为年均值; 2) 1999-2004年, 分析数据为年均值.

况来看, 代表江苏太湖来水的急水港水质最差, 代表淀山湖主要出水口的淀峰水质相对较好, 这说明淀山湖还具有一定的自净能力. 湖内水质情况由于水动力学和使用功能的不同, 差异较大; 一般说来, 四号航标水质最好, 但与淀山湖其他点位的差别不大.

表3是上述5项营养状态指标的四分位数值范围, 所有研究点位TN和TP的四分位数值(即出现在中位数附近50%的数据)都劣于III类标准; TN有90%以上的数据劣于V类标准, TP则有大约75%以上的数据劣于IV类标准. 就这两项营养物指标而言, 淀山湖长期以来达不到水源保护地的水质要求.

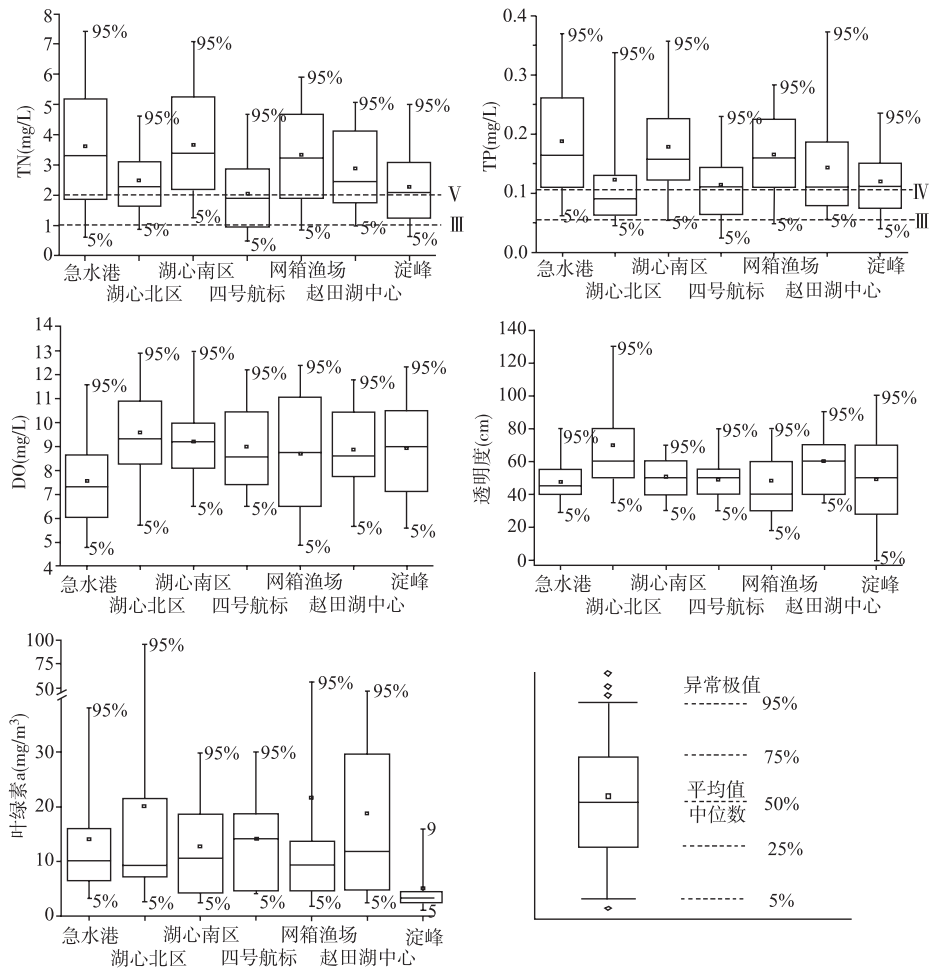


图 3 淀山湖营养状态指标时空分布(1986–2004 年)

Fig.3 Spatiotemporal variations of trophic status of Lake Dianshan

表 3 淀山湖各站点营养状态指标的四分位数值范围(1986–2004 年)

Tab.3 Quartile scale of trophic status in different sites of Lake Dianshan (1986–2004)

	TN(mg/L)	TP(mg/L)	Chl.a(mg/m ³)	透明度(cm)	DO(mg/L)
急水港	1.88–5.20	0.11–0.26	6.61–15.69	40–54	6.03–8.63
湖心北区	1.66–3.15	0.07–0.13	7.21–20.00	50–80	8.28–10.93
湖心南区	2.18–5.28	0.13–0.23	5.38–16.5	40–60	8.32–10.07
四号航标	0.96–2.78	0.07–0.14	6.10–18.85	40–55	7.54–10.40
网箱渔场	1.93–4.56	0.12–0.22	4.88–13.44	34–61	6.58–11.00
赵田湖中心	1.81–4.14	0.08–0.19	5.30–29.21	44–72	7.83–10.42
淀峰	1.26–3.03	0.08–0.15	2.59–4.95	34–65	7.13–10.43

2.3 湖体藻类增长和群落的变化(1994–2004 年)

1959–1992 年期间, 淀山湖曾有过 4 次浮游植物调查^[15]. 1991–1992 年的调查表明, 淀山湖的浮游植物相当丰富, 共鉴定 8 门, 63 属, 98 种, 以绿藻和硅藻为主, 但绿藻的比例随藻类的种类数下降而上升^[15].

1994年以后淀山湖有了浮游植物的连续记录^①。图4给出了1994-2004年间淀山湖浮游植物种类数的变化。自1994年以来,绿藻门和蓝藻门的种类数比例大幅增加,绿藻门增加的尤为明显,从1994年的2.34%增加到2004年的40.9%;而硅藻门的比例持续降低,从1994年的68.6%下降到2004年的30.3%。2000年左右绿藻门和蓝藻门首次突破了50%,并在随后的几年中仍呈上升趋势。

1991-2004年的十多年间,淀山湖浮游植物优势种类由中营养型藻类(例如蓝隐藻 *Chroomonas*、小环藻 *Cyclotella* 等)逐步向富营养型藻类(例如针杆藻 *Synedra*、微囊藻 *Microcystis* 等)过渡;优势种的比例逐年增加,浮游植物种类数却呈下降趋势,生物多样性减少。图5给出了淀山湖急水港1991-2002年浮游植物种类、密度以及优势种比例的变化。同样在2000年前后,急水港的浮游植物群落发生重大变化,富营养化型的藻类逐渐成为主导物种,种类数下降,生物量上升。急水港浮游植物群落的变化特征与图2全湖叶绿素a的变化趋势基本一致。

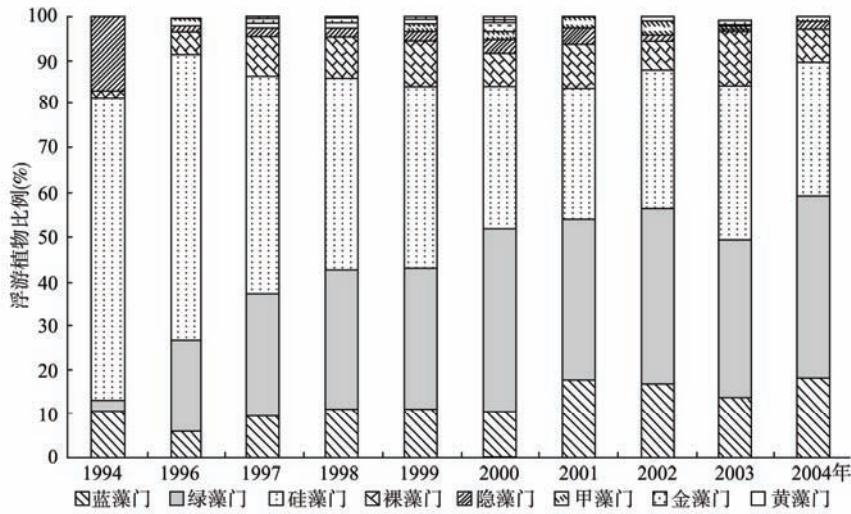


图4 淀山湖浮游植物种类比例的变化(1994-2004年)

Fig.4 Ratio change of phytoplankton species in Lake Dianshan (1994-2004)

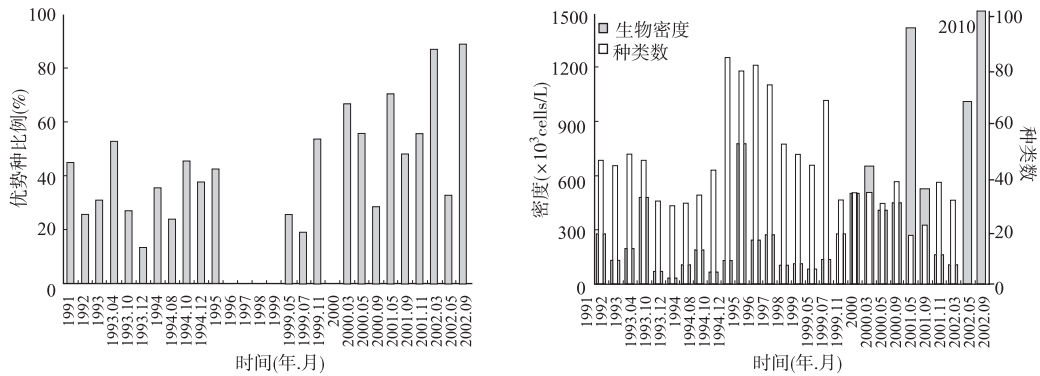


图5 淀山湖急水港浮游植物群落的长期变化(1991-2002年)

Fig.5 Long term change of phytoplankton community in Jishuigang, Lake Dianshan (1991-2002)

2.4 藻类增长潜力试验(AGP Test)

自1997年起,淀山湖在急水港、湖心北区、湖心南区、网箱渔场和赵田湖中心5个点位进行每年两

① 上海环境保护局. 上海市环境质量报告书(1991-2004). 2005.

次的藻类增长潜力试验(AGP Test)^①. AGP 试验采用原湖水, 选用栅藻作为测试藻种. 试验设计如表 4 所示.

不同营养条件与原湖水(控制)条件下叶绿素 a 的比较结果如图 6 所示, 其中原湖水(控制)的试验结果均表达为 0%^[18-19]. AGP 试验所反映的藻类增长潜力在 2000 年发生了显著变化, 2000 年 9 月以前, 添加营养物可以明显促进湖水中藻类的生长, 而 2001 年以后的 AGP 试验显示, 无论增加氮或/和磷, 生物响应都不显著, 试验湖水中的藻类生物量与控制相比较没有发生明显变化.

表 4 淀山湖 AGP 试验设计
Tab.4 Design of AGP test in Lake Dianshan

序号	加磷(mg/L)	加氮(mg/L)	备注
1	—	—	原湖水(控制)
2	0.015	—	P1(加磷)
3	0.050	—	P2(加磷)
4	—	0.225	N1(加氮)
5	—	0.750	N2(加氮)
6	0.015	0.225	P1+N1
7	0.050	0.750	P2+N2

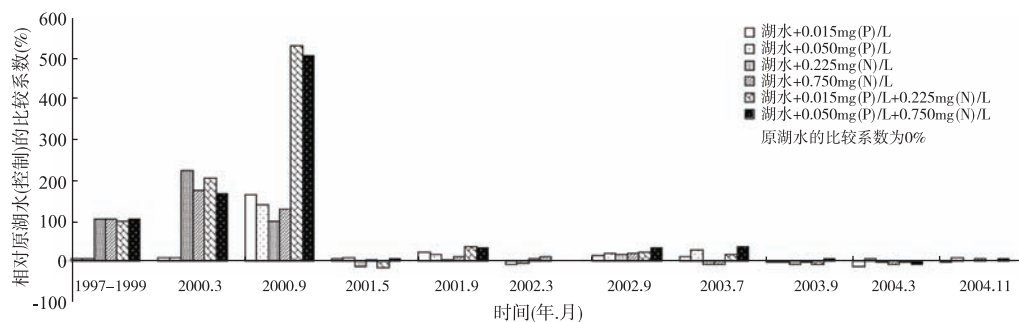


图 6 淀山湖 AGP 试验分析(1997-2004 年)

Fig.6 Analysis of AGP Test in Lake Dianshan (1997-2004)

为了能够消除不同时期原湖水带来的差异, 采用相对比较系数方法来表达添加营养物对藻类增长的影响^[16-17], 即:

$$\text{比较系数}_{\text{某营养条件}} = \left(\frac{\text{叶绿素 a}_{\text{某营养条件}}}{\text{叶绿素 a}_{\text{控制条件}}} - 1 \right) \times 100\%$$

对 AGP 试验的叶绿素 a 水平进行多因素方差分析^[20], 分析结果表明, 2000 年 9 月之前, 增加淀山湖水体中的氮可以显著地增加淀山湖的初级生产力($\alpha < 0.001$), 增加磷则没有特别显著的效果; 而同时增加营养物氮和磷的交互作用并不明显(表 5).

AGP 试验和统计分析结果表明, 淀山湖长期以来磷的增加(从 1997 年的 0.17mg/L 到 2004 年的 0.23mg/L)并不直接影响藻类的增长. 氮则不然, 1997-2000 年淀山湖水体 TN 浓度由 2.97mg/L 增长到 3.54mg/L(平均值), 在这一浓度范围内, 氮输入的增加能明显地促进藻类的增长. TN 浓度一旦超过 3.5mg/L(2000 年以后), 再增加氮的输入(0.225-0.750mg/L)也不会再继续再引起藻类的生长. 本文所引用的 AGP 试验营养物添加的数量和方法^[1,21]确实存在有待改进之处, 仅就现有的 AGP 试验结果而言, 可以初步断定 2000 年前后淀山湖的营养物对初级生产力的影响大不相同, 水体总氮浓度 3.5mg/L 左右很可能是一个重要的预警线.

① 上海环境保护局. 上海市环境质量报告书(1991-2004). 2005.

表 5 淀山湖 AGP 试验结果方差分析(叶绿素 a)(1997-2000 年)

Tab.5 Analysis of Variance for the AGP Test in Lake Dianshan: Chlorophyll-a Level(1997-2000)

分析项目	方差SS	自由度df	均方MS	统计量F	P值Sig.
N	12644.205	2	6322.103	33.048	0.000
P	1402.221	2	701.111	3.665	0.029
N * P	130.050	2	65.025	.340	0.713
Error	18747.465	98	191.301		
Total	122435.710	105			
Corrected Total	31907.085	104			

2.5 淀山湖的藻类水华

1985年9月,淀山湖首次暴发大面积“水华”,历时达15d之久,上海境内湖区面积(约47.5km²)90%水面出现绿色被膜^①。以后每年均有不同程度的“水华”现象出现^[22]。2004年7月淀山湖暴发水华,笔者曾随有关部门赴现场观测。谢欢等人^②研究了水体光谱反映水体各组分的散射和吸收特征,得出702nm和675nm波段反射率比值是估计叶绿素含量的较佳波段。图7是淀山湖水域1987-2004年的遥感影像反映淀山湖水体出现过水华或者其他植物光谱特征的次数。分析表明,淀山湖水体的营养化程度从2000年开始急剧增大,发生藻类水华的频率为1999年之前的2-3倍,且与淀山湖叶绿素的生长趋势一致。

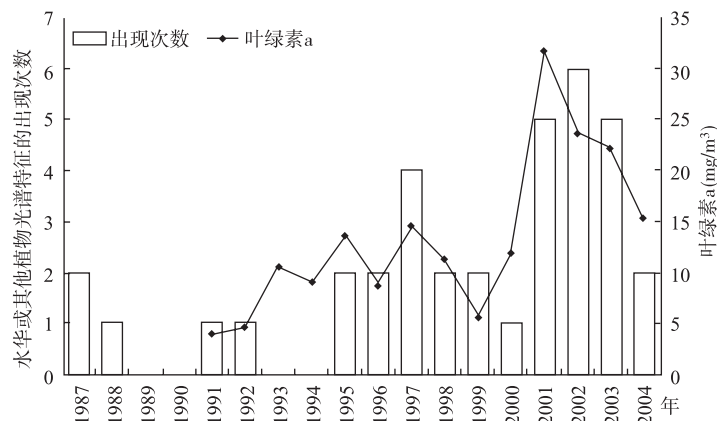


图 7 淀山湖水体水华或其他植物光谱特征出现频率分析(1987-2004 年)

Fig.7 Frequency of spectral character of algae and other hydrophyte in Lake Diansham

3 讨论

3.1 淀山湖氮磷营养物与藻类增长的关系

根据淀山湖长期的水质变化和生物学响应,比照 OECD 对湖泊水体富营养化程度的划分(表 6),可以初步判定近 20 年来淀山湖完成了由中度富营养化向重度富营养化过渡的过程。淀山湖 20 年来水体的营养物变化和藻类增长可以明显地分为两个阶段:以 1999 年为界,1999 年之前属于中度富营养化阶段,而 1999 年以后则进入到重度富营养化阶段。表 6 给出了淀山湖不同富营养化阶段主要指标之间的比较,其中营养物和初级生产力指标叶绿素 a 为四分位变化范围。参照 OECD 湖泊富营养化分级标准^[1,23],淀山湖水质在 1999 年之后明显恶化,优势藻类逐渐由中度营养型藻类向重度营养型藻类过渡;AGP 实验结果也

① 曾正荣,袁永坤,孙建国. 淀山湖生物资源调查研究. 见:上海湿地利用和保护研讨会论文集. 上海:上海市水利学会,2002.

② 谢欢. 基于遥感化水质监测与时空分析(学位论文). 同济大学,2006.

从 2000 年之前的氮响应转变成 2000 年之后的无响应, 充分表明水体中的营养物已经累积到相当水平.

图 8 是这两个阶段淀山湖营养物和藻类响应的频率特征分布. 如图 8 所示, 在不同的富营养化阶段, 淀山湖营养物的四分位范围重叠小, 初级生产力指标叶绿素 a 甚至不重叠, 平均值差别显著, 从统计学上讲可以划分成两个不同的状态. 从图形上看, 1999–2004 年营养物和藻类响应的频率特征分布具有明显的重度富营养化的特征; 尤其是叶绿素 a 的扁平形状, 意味着淀山湖常年都受到藻类的胁迫^[23].

表 6 淀山湖不同富营养化阶段水质变化和生物学响应分析

Tab.6 Water quality and biological response at two different stages of eutrophication in Lake Dianshan

指标	中度富营养化 1986–1999 年	重度富营养化 1999–2004 年	OECD 评价参照 ^[1,23] 中度/重度
营养物水平*			
TN(mg/L)	1.39–3.38	2.78–5.68	0.4–1.20 / 0.8–4.0
TP(mg/L)	0.08–0.16	0.14–0.25	0.01–0.049 / 0.02–0.5
初级生产力*			
Chl.a(mg/m ³)	5.56–11.25	12.72–21.06	2–15 / 7–100
透明度(cm)	42–62	44–64	200–370 / <200
优势藻类	蓝隐藻、小环藻	针杆藻、微囊藻	蓝隐藻、小环藻/微囊藻、 针杆藻
N/P	17.4–21.1	19.9–22.7	
AGP 试验	氮响应	无响应	

* 数据为四分位变化范围.

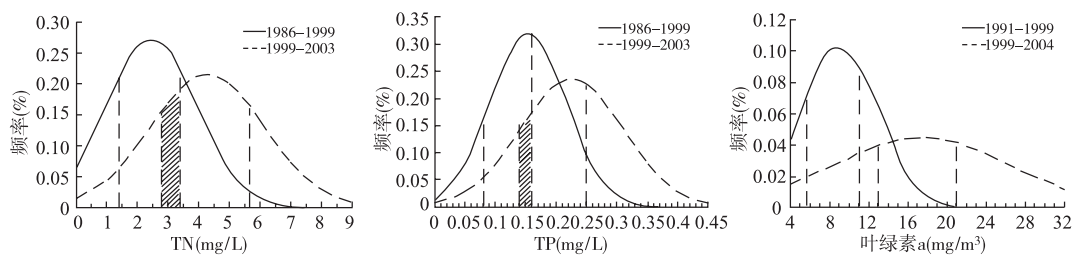


图 8 淀山湖不同富营养化阶段营养物和藻类响应频率特征分析
Fig.8 Analysis of frequency character of nutrients and algal response at two different stages of eutrophication in Lake Dianshan

3.2 淀山湖的营养物限制

根据 AGP 试验分析, 2000 年以前的淀山湖是氮响应. 2002 年夏秋季(6–10 月)的监测表明^[24], 淀山湖藻类的增长依然要消耗水体中大量的 TN(图 9a), 而且 Fe 也可能是淀山湖藻类增长的限制营养物(图 9b),

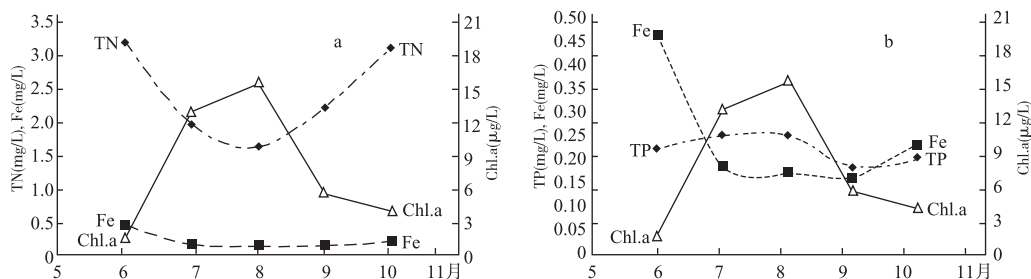


图 9 淀山湖藻类增长与营养物 N、P 和 Fe 的关系(2002 年)
Fig.9 Relationship between nutrients and algal growth in 2002

随着叶绿素 a 的剧增, Fe 由 0.46mg/L 陡然下降至 0.18mg/L, 与水体中磷的变化形成明显差异. 这种氮和铁共同限制藻类增长的现象, 在许多重度富营养化的湖泊中都有发生^[25-27]; 但在象淀山湖这样水力停留时间很短的湖泊中鲜有报道, 是一个值得研究现象.

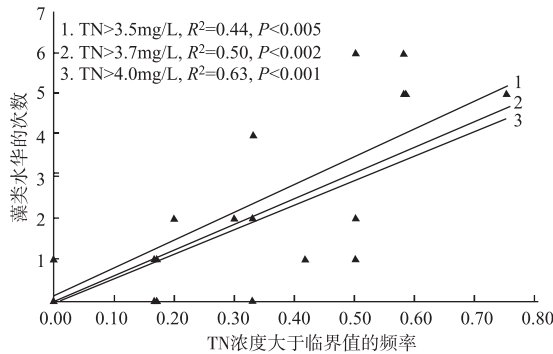


图 10 淀山湖藻类水华与 TN 浓度大于临界值频率的相关分析(1987-2003 年)

Fig.10 Correlation analysis of algal bloom and frequency of high TN concentrations

图 9 还揭示了一个重要的现象: 夏季水温超过 25℃、水体 TN 浓度接近 3.5mg/L 时, 藻类开始迅速增长. AGP 试验也表明, 当水体 TN > 3.5mg/L 时, 添加氮不再促进藻类增长(见 2.4 节). TN 浓度在 3.5mg/L 时应当是淀山湖富营养化的一个临界点: TN 浓度一旦超过 3.5mg/L 淀山湖则表现为重度富营养化. 图 10 是遥感影像反映的藻类水华出现次数^① 与 TN 浓度超过某临界值概率的回归分析. 分析结果显示, 藻类水华的发生概率与高 TN 浓度的发生频率在统计学上显著相关. 如果水温适宜, 水体 TN 浓度超过 3.5mg/L 的频次越多, 淀山湖爆发藻类水华的可能性越大. 计算结果还表明, 水体 TN 临界浓度越高(3.5, 3.7 和 4.0mg/L), 回归拟合越好, 出现藻类水华的概率越高 (TN > 4.0mg/L, $R^2=0.63$, $P<0.001$).

4 结论

对湖泊的湖泊学(包括生态、水质和水文)数据进行长期的积累和观测, 是分析和研究湖泊富营养化过程的重要方法, 也是湖泊生态恢复/修复及湖泊管理的主要依据.

淀山湖 20 年来营养物变化和藻类增长响应分析表明, 从 1985 年淀山湖第一次大规模藻类水华算起, 经过 15 年的营养物积累, 淀山湖生态系统发生了重大转折, 于 1999-2000 年前后由中度富营养化转变成重度富营养化:

(1) 1999 年之后淀湖水体氮磷营养物大量聚集, 叶绿素 a 水平迅速提高, 分别以 1999 年前的 2.25 倍、6.67 倍和 3.40 倍的速率上升; 透明度则以平均每年递减 5cm 的速度下降. 叶绿素 a 和透明度的变化与营养物密切相关;

(2) 1999 年之后藻类群落迅速向以绿藻-蓝藻为主的群落结构演替, 夏秋季则以蓝藻为主; 遥感影像反映的藻类水华的频率为 1999 年前的 2-3 倍;

(3) 2002 的现场试验和藻类水华频次与高浓度 TN 出现概率的相关分析表明, 夏秋季当水体 TN 浓度在 3.5mg/L 时, 可以引起藻类大量增长; 高浓度 TN 出现概率越高, 藻类水华的频次越多;

(4) TN 浓度在 3.5mg/L 时可能是淀山湖富营养化过程中的一个临界点, TN 浓度一旦超过 3.5mg/L, 淀山湖则表现为重度富营养化.

综上所述, 淀山湖为重度富营养化的湖泊, 已经具备了暴发大规模、大面积蓝藻水华的条件; 特别是在夏秋季, 水体 TN 浓度超过超过临界值(>3.5mg/L)的频次越多, 蓝藻水华爆发的可能性越大. 对淀山湖蓝藻水华的控制、湖泊水质和生态管理应当有新的举措和方法.

5 参考文献

- [1] 金相灿, 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 10-20, 275-302.
- [2] Bergman E. Changes in nutrient load and lake water chemistry in Lake Ringsjön, southern Sweden, from 1966 to 1996.

① 谢欢. 基于遥感水质监测与时空分析(学位论文). 同济大学, 2006.

- Hydrobiologia*, 1999, **404**(10): 9-18.
- [3] Dokulil MT, Teubner K. Eutrophication and restoration of shallow lakes: the concept of stable equilibria revisited. *Hydrobiologia*, 2003, **506**(7): 29-35.
- [4] Inna N Andronikova. Zooplankton characteristics in monitoring of Lake Ladoga. *Hydrobiologia*, 1996, **322**(4): 173-179.
- [5] Jarl Eivind Lovik, Gosta Kjellberg. Long-term changes of the crustacean zooplankton community in Lake Mjosa, the largest lake in Norway. *J Limnol*, 2003, **62**(2): 143-150.
- [6] Degobbis D, Precali R, Ivancic I *et al.* Long-term changes in the northern Adriatic ecosystem related to anthropogenic eutrophication. *International Journal of Environment and Pollution*, 2000, **13**(1-6): 495-533.
- [7] Anderson NJ, Erik Jeppesen, Martin S. Ecological effects of reduced nutrient loading (oligotrophication) on lakes: an introduction. *Freshwater Biology*, 2005, **50**(10): 1589-1593.
- [8] Monica Tolotti, Hansjorg Thies. Phytoplankton community and limnochemistry of Piburger See (Tyrol, Austria) 28 years after lake restoration. *J Limnol*, 2002, **61**(1): 77-88.
- [9] Joao Gomes Ferreira, Suzanne B Bricker, Teresa Castro Simasa. Application and sensitivity testing of a eutrophication assessment method on coastal systems in the United States and European Union. *Journal of Environmental Management*, 2007, **82**(4): 433-445.
- [10] Goldman CR, Horne AJ. Limnology. New York: McGraw-Hill Book Co, 1983: 115-151.
- [11] 宋永昌. 淀山湖富营养化及其防止研究. 上海: 华东师范大学出版社, 1992: 5-30.
- [12] 阮仁良, 屠鹤鸣, 王 云. 淀山湖水质监测及富营养化对策研究. 上海水利, 1997, **48**(3): 35-38.
- [13] 由文辉. 淀山湖生态系统的物质循环. 中国环境科学, 1997, **17**(4): 293-296.
- [14] USEPA. Nutrient Criteria Technical Guidance Manual (Lakes and Reservoirs). United States, 2000: 5-1.
- [15] 由文辉. 淀山湖的浮游植物及其能量生产. 海洋湖沼通报, 1995, **1**: 47-53.
- [16] Goldman CR, Wetzel RG. A study of the primary productivity of Clear Lake, Lake County, California. *Ecology*, 1963, **44**(2): 283-294.
- [17] Horne AJ, Goldman CR. Nitrogen fixation in Clear Lake, California. 1. Seasonal variation and the role of the heterocysts. *Limnol Oceanogr*, 1972, **17**(5): 678-692.
- [18] Taylor MF, Clark WJ, Ho L. Nutrient availability and the algal growth potential (AGP) in a small microcosm. *Wat Res*, 1990, **24**(4): 529-532.
- [19] Taylor MF, Clark WJ. Variability in algal growth potential and related parameters in four central Texas ponds. *The Texas Journal of Science*, 1991, **43**(2): 133-148.
- [20] 何灿芝, 罗 汉. 应用统计学. 长沙: 湖南大学出版社, 2004: 130-144.
- [21] USEPA. Algal assay procedure bottle test, U.S. Oregon. United State, 1971: 1-82.
- [22] 阮仁良, 王 云. 淀山湖水环境质量评价及污染防治研究. 湖泊科学, 1993, **5**(2): 153-158.
- [23] 世界经济合作于发展组织(OECD). 水体富营养化监测评价与防治. 北京: 中国环境科学出版社, 1989: 92-95.
- [24] 张志红, 赵金明, 蒋颂辉等. 淀山湖夏秋季微囊藻毒素-LR 和类毒素-A 分布状况及其影响因素. 卫生研究, 2003, **32**(4): 316-319.
- [25] Li X, Goldman CR, Richerson PJ. The cycle of iron, nitrogen and phosphorus in the water column of Clear Lake. Proceedings of ASLO 1996 Annual Meeting. US California: UWM, 1996: 16-20.
- [26] Li X, Goldman CR, Richerson PJ. Nutrient bioassays in Clear Lake: Co-limitation of iron and nitrogen to phytoplankton growth. *Eos Transactions*, 1996, **76**(3): 6-10.
- [27] Wurtsbaugh WA, Horne AJ. Iron in eutrophic Clear Lake, California: Its importance for algal nitrogen fixation and growth. *Can J Fish Aquat Sci*, 1983, **40**: 1419-1429.