

深圳荔枝湖富营养化综合治理工程效果研究

陶益^{1,2}, 毛献忠^{1*}, 段余杰³, 桂安¹, 张锡辉¹

(1. 清华大学深圳研究生院环境工程与管理研究中心, 深圳 518055; 2. 香港城市大学生物与化学系, 香港; 3. 深圳市水污染治理指挥部办公室, 深圳 518036)

摘要: 分析和比较了深圳荔枝湖综合治理工程运行 9 个月内不同湖区水体的叶绿素 a、总磷、总氮及透明度的变化, 探讨了综合治理工程对城市富营养化湖泊荔枝湖的水质改善情况。结果表明, 治理工程运行期间全湖湖水营养水平控制在较低水平(总磷 $< 0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 总氮 $< 1.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 四湖区藻类水平北湖区($16.77 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)和东湖区($21.45 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)较低, 南湖区($35.83 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)、西湖区($32.69 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)相对较高, 全湖水体透明度提高(全湖平均 $> 0.5 \text{ m}$); 治理工程将湖水水质由劣 V 类改善为 IV 类, 由重富营养化水平改善为富营养化水平。

关键词: 富营养化; 综合治理工程; 叶绿素 a; 总磷; 总氮

中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)04-0879-05

Treatment Effect of Eutrophication Restoration Project for Lichee Lake in Shenzhen

TAO Yi^{1, 2}, MAO Xian-zhong¹, DUAN Yu-jie³, GUI An¹, ZHANG Xi-hui¹

(1. Research Center for Environmental Engineering and Management, Graduate School at Shenzhen, Tsinghua University, Shenzhen 518055, China; 2. Department of Biology and Chemistry, City University of Hong Kong, Hong Kong, China; 3. Shenzhen Water Pollution Control Headquarter Office, Shenzhen 518036, China)

Abstract: Based on 9-month monitoring field data, this paper analyzes the variation of chlorophyll-a (Chl-a), total phosphorus (TP), total nitrogen (TN) and transparency (SD) in different sub-lake districts in order to study the treatment effect of eutrophication restoration project in Lichee Lake in Shenzhen. The statistical results show that, the average of TP and TN for whole lake were below $0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and $1.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ respectively, the average of Chl-a of north lake district and east lake district were $16.77 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ and $21.45 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ respectively, lower than that of south lake district ($35.83 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) and west lake district ($32.69 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$), and the average of SD for whole lake was greater than 0.5 m . During the 9-month operation of the restoration project, the average water quality satisfied the National Standard IV for surface water and the water was improved from hypereutrophic status to eutrophic status in Lake.

Key words: eutrophication; restoration project; chlorophyll-a; total phosphorus; total nitrogen

中国城市湖泊面临严重的富营养化威胁^[1], 城市湖泊处于重富营养水平特征表现为总氮(TN)、总磷(TP)、叶绿素 a (Chl-a) 浓度极高而透明度(SD)低。湖泊富营养化的原因主要包括外源污染物质(高浓度的氮磷营养盐及有机污染物)流入、适宜的气象环境、相对封闭的水力流态、湖泊生态系统失衡等。相应的湖泊水体修复技术主要包括控制营养物质来源技术、控制藻类和植物技术、水动力学技术和清除内源污染技术等几大类^[2]。我国许多著名的城市湖泊, 如南京玄武湖、杭州西湖、武汉东湖、广州流花湖, 曾采用上述部分技术进行治理^[3~8]。湖泊水体修复涉及许多因素和过程, 采用组合技术也许更加有效^[2]。但由于湖泊水体修复的规模较大, 影响因素多, 有关组合技术的报道极少。

本研究通过深圳荔枝湖综合治理工程运行后 2006 年 4 月至 12 月期间 9 个月的定期连续监测数据, 分析了在组合工艺间歇运行模式下, 湖泊水循环

受多种因素影响, 同时水质受到多重因素冲击的情况下, 组合工艺的运行效果, 讨论了治理工程对于荔枝湖富营养化状况的改善情况, 以期在城市富营养化湖泊的修复提供依据。

1 材料与方法

1.1 区域概况

荔枝湖位于深圳市市中心, 属浅水型城市湖泊, 湖面总面积 $1.09 \times 10^5 \text{ m}^2$, 有效水深 1.5 m , 主要由北湖区、东湖区、南湖区和西湖区所组成(图 1)。该湖以流域内雨水作为主要水源, 水体兼具景观娱乐功能和调蓄洪水功能。由于雨污管网部分错接造成外源性污染, 水体处于重富营养状态且逐年恶化, 加之环境温度适宜, 导致藻类大量生长, 湖泊生态系

收稿日期: 2007-04-24; 修订日期: 2007-09-14

作者简介: 陶益(1980~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为水环境修复。

* 通讯联系人, E-mail: maoxz@sz.tsinghua.edu.cn

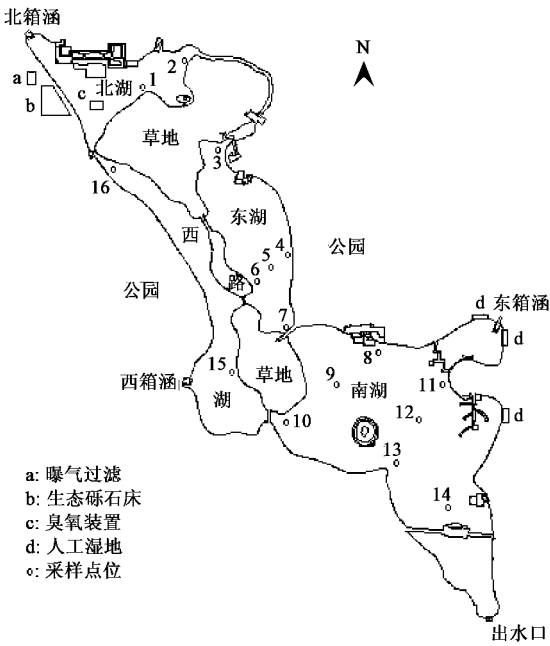


图 1 荔枝湖概况图和采样点分布

Fig.1 Sketch of Lichee Lake and sampling sites

统失衡,湖水透明度低,有发黑发臭现象^[9].

1.2 组合工艺及运行

2006 年深圳市政府启动荔枝湖水污染综合治理工程,针对“既有内源污染,也有外源污染;既存在点源污染,也存在面源污染;湖水面积大,且湖形状不规则;水体富营养化严重”的污染特征,采用内外源结合、环境工程措施与生态措施相结合的组合工艺^[10].工艺流程如图 2 所示.在西湖北侧通过泵站,将湖水提升至曝气过滤机系统,过滤出水部分流入生物砾石床处理,而后通过臭氧接触池流入北湖,然后湖水由北湖流入东湖,再到南湖,南湖南侧湖水以明渠方式流入西湖,形成湖水循环.南湖局部布置人工湿地,西湖主要有生态基系统净化水体.各工艺单元位置布置见图 1,其技术参数见图 2.本研究以四湖区为对象,探讨治理工程对湖泊富营养化水平的改善情况.

1.3 样品采集及分析

本研究在荔枝湖四湖区各主要端面处共设 16

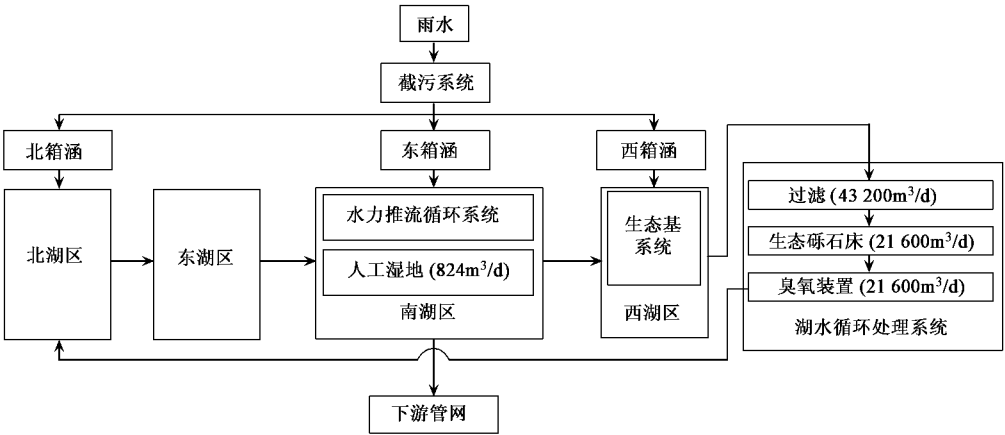


图 2 组合工艺流程

Fig.2 Processes flow diagram

个采样点(见图 1).监测时间为 2006 年 4 月至 12 月底,每周 1 次.使用有机玻璃采水器,采集距水面 0.5 m 深度处水样.

采用 YSI-6600 型多参数环境监测系统现场测定水温、酸碱度(pH)、浊度、电导率(E_h)、溶解氧(DO)等指标.透明度采用透明盘法测定.TP、TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、COD、及 Chl-a 现场取样,室内试验测定.采样及测定方法参照文献[11,12].

1.4 数据分析方法

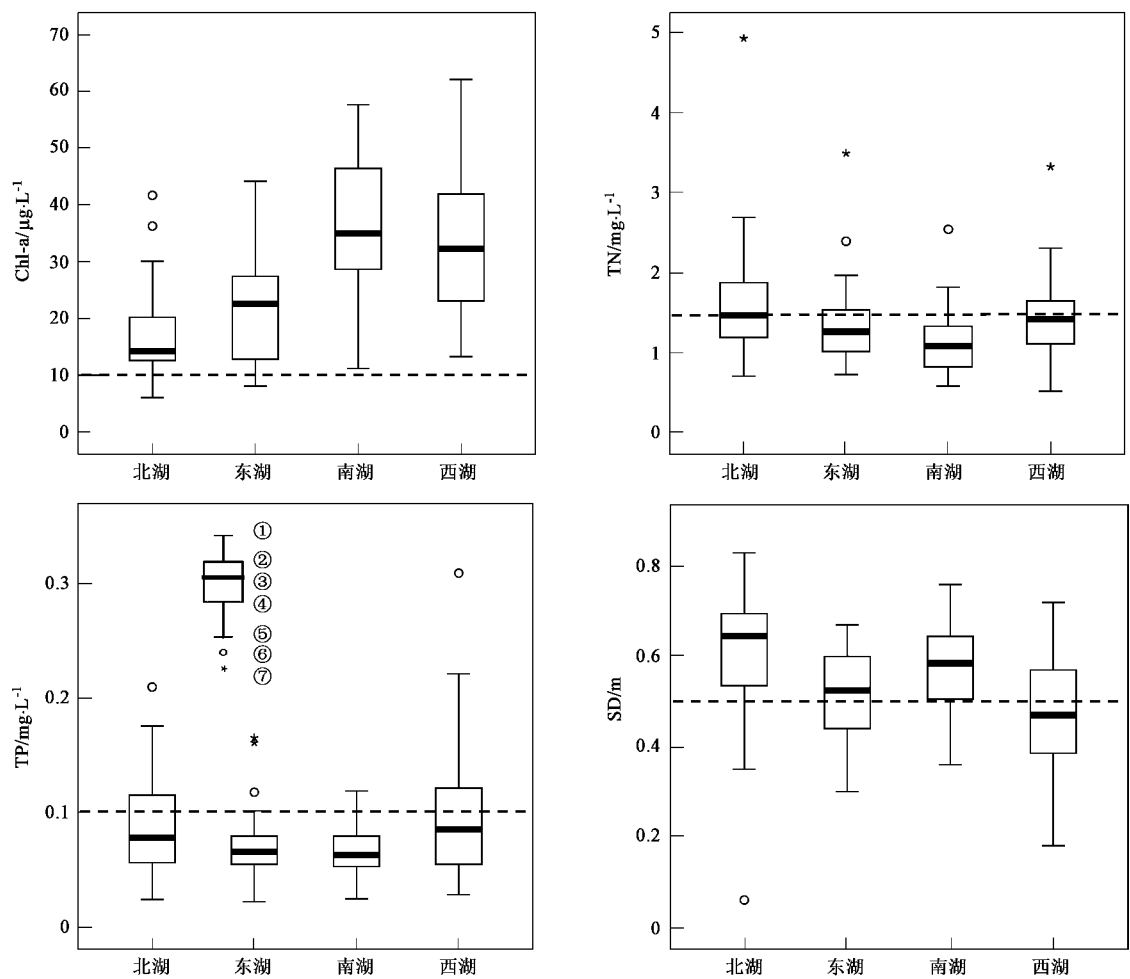
应用 SPSS 软件(12.0.1)进行统计分析.

2 结果与讨论

荔枝湖内源污染主要来自底泥释放,外源污染则由降雨时雨水管网溢流引起^[13].治理工程虽包括外围截污,仍有部分污水遗留错接,外源污染通过雨水管网溢流带来污染负荷.降雨后通过湖水循环处理系统的运行使湖水恢复至景观水目标.在监测期内,四湖平均水深 1.20 m,北湖、东湖、南湖和西湖平均蓄水量分别为 1.29×10^4 、 1.88×10^4 、 5.59×10^4 、 $1.86 \times 10^4 \text{ m}^3$.处理工艺一般运行时间为 09:00

~ 17:00.为探讨治理工程对荔枝湖富营养化状况的改善情况,选取与湖泊富营养化关系最为密切的

Chl-a、总磷、总氮、透明度 4 个指标进行分析.四湖区水质变化见图 3 和表 1.



①本体最大值; ②75%分位数; ③中位数; ④25%分位数; ⑤本体最小值; ⑥奇异值; ⑦极值; 虚线为治理目标

图3 荔枝湖四湖区水质变化幅度

Fig.3 Water quality variation in four sub-lakes

2.1 藻类

以 Chl-a 表征藻类现存量.由图 3 和表 1 可知,四湖区中北湖区和东湖区的藻类水平较低,而南湖区和西湖区藻类水平较高.尤其是北湖区的藻类水平明显低于其他湖区,最低达到 $6.10\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,这是由于循环处理系统的作用,特别是臭氧工艺的间歇运行.与上游西湖区和下游东湖区的叶绿素浓度水平相比,北湖区均显著低于西、东两湖区($p < 0.05$),说明治理工程对于北湖区的藻类水平具有明显的降低和控制效果.东湖区与南湖区的均无去除藻类的工艺布置,但南湖区藻类水平显著高于东湖区($p < 0.05$),这是因为东湖区水量较小,受上游北湖区来水的稀释作用影响较大,南湖区尽管设有水力推流装置,但湖区水量大,故循环效果不明显.西湖区与

南湖区的叶绿素浓度水平无显著性差异($p > 0.05$),但与北湖区叶绿素浓度水平存在显著性差异($p < 0.05$),说明生态基系统对于西湖区藻类的无明显控制效果,循环处理系统对藻类有明显去除效果.工艺处理出水最先进入北湖,和北湖水混合改善水质,而后流入东湖,东湖混合后流入南湖,南湖混合后流入西湖,依次稀释,与水体流动方向是基本一致的,在此过程中,水质改善有滞后效应.

以均值计,综合治理工程的运行将北、东两湖区叶绿素水平控制在较低的 $16.77\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $21.45\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,南、西两湖区叶绿素水平相对较高,为 $35.83\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $32.69\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.总体来说,没有达到治理目标.

图 3 中东、南、西三湖区的 Chl-a 极小值(分别为

8.07、11.23、13.25 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)同时出现于 9 月 14 日雨期样品中.结合降雨资料分析^[13],9 月 14 日当天降雨量 160.5 cm 为监测期间最大日降雨量,因此该 3 个极小值的出现应为暴雨的影响结果.

表 1 2006 年 4 月至 12 月荔枝湖四湖区水质变化统计					
Table 1 Variation of water quality in different areas of Lichee Lake					
参数		北湖区	东湖区	南湖区	西湖区
Chl-a/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	均值	16.77	21.45	35.83	32.69
	中值	14.20	22.50	34.13	32.10
	极小值	6.10	8.07	11.23	13.25
	极大值	41.73	44.15	57.67	62.10
	样本数	36	36	36	36
TP/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	均值	0.089	0.072	0.067	0.100
	中值	0.078	0.066	0.063	0.085
	极小值	0.024	0.022	0.025	0.028
	极大值	0.209	0.165	0.119	0.309
	样本数	36	36	36	36
TN/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	均值	1.627	1.343	1.139	1.421
	中值	1.442	1.260	1.079	1.418
	极小值	0.707	0.727	0.585	0.518
	极大值	4.920	3.487	2.538	3.320
	样本数	36	36	36	36
透明度/m	均值	0.61	0.51	0.58	0.47
	中值	0.65	0.52	0.57	0.47
	极小值	0.06	0.30	0.36	0.18
	极大值	0.83	0.67	0.76	0.72
	样本数	33	34	32	33

2.2 氮磷元素

如图 3 所示,四湖区中西湖区和北湖区的总磷浓度较高,在 0.1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右大幅波动,最高达到 0.309 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.这与北箱涵、西箱涵分别位于北、西两湖区的现状相符,雨期时北、西两箱涵中污水溢流入两湖区,致使总磷浓度短期内急剧上升,长期内宽幅波动.东湖区与南湖区的总磷浓度较低,长期保持低于 0.1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 水平,且较为稳定,两区间无显著性差异($p>0.05$).由北湖区与东、南两湖区的比较可以看出,北湖区内循环处理系统对于水体的磷源营养具有一定的处理能力.

以均值计,综合处理工程的运行期间,北、东、南、西四湖区的总磷水平分别为 0.089、0.072、0.067、0.100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

总磷浓度东湖区极值(0.165 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)出现于 5 月 24 日雨期样品,西湖区奇异值(0.309 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)出现于 6 月 7 日雨期样品,奇异值和极值的出现与降雨有关.

与总磷的变化规律相似,四湖区中北湖区和西

湖区的总氮浓度水平最高,且二者无显著性差异($p>0.05$),在 1.5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右波动,最高达到 4.92 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.东、南两湖区的总氮浓度长期保持低于 1.5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 水平,显著低于相连的北、西两湖区($p<0.05$),变化幅度也较小,说明循环处理系统对于水体的氮源营养具有一定的处理能力.

以均值计,综合处理工程运行期间,北、东、南、西四湖区的总氮水平分别为 1.627、1.343、1.139、1.421 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.基本达到治理目标.

由四湖区氮磷营养水平可知治理工程可以将湖水营养水平控制在较低水平($\text{TP}<0.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{TN}<1.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$).但工程运行受北、西两箱涵雨期溢流的影响较大.结合降雨资料分析,证实荔枝湖大雨时水质恶化主要由雨期管网污水泄漏所致^[13,14].管网错接造成的雨污合流进入湖泊,引起水质恶化,同时不利于湖泊水质的长期改善,因此截污工作需要进一步加强.生态基处理系统对西湖区营养盐水平的影响受西箱涵雨期污水溢流影响,有待进一步研究.

2.3 湖水透明度

由图 3 可知,组合工艺运行期间,四湖区的透明度水平均较高,以均值计,北湖区最高(0.61 m),南湖区次之(0.58 m),东湖区(0.51 m)与西湖区(0.47 m)较低.水体透明度的增加,即水体透光层深度增加,有助于促进处于较深水层中的非蓝藻的生长,降低蓝藻的优势地位,改变水体蓝藻占优势的微生物群落结构,有助于降低水华风险.北湖区奇异值(0.06 m,见湖底)系水深过浅所致;同样西湖区极小值 0.18 m,也是水深过浅见湖底,如不考虑已见湖底的数据,西湖区平均透明度为 0.50 m.

2.4 组合工艺运行前后水质变化

综上所述,虽然 4 个分湖的 Chl-a、总磷、总氮、透明度 4 个指标各有差异,组合治理工艺间歇运行后,水质均有较大的改善.南湖区水域面积占荔枝湖全湖的 55.4%,因此选取南湖区的水质变化情况能够代表全湖的整体改善效果.比较治理工程前后(2005 年和 2006 年)荔枝湖南湖区水质变化如表 2 所示.

由表 2 可知,综合治理工程运行后,南湖区整体水质有明显好转.水体中氮磷营养盐得到有效去除,总氮从 2006 年的 3.76 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下降到 2006 年的 1.14 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.总磷从 2006 年的 0.3 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下降到 0.07 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$;有机污染物浓度显著降低,COD 浓度从 2006 年的 47 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下降到 2006 年的 25 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$;藻类大量繁殖的情况治理工程实施后受到

表 2 综合治理工程前后荔枝湖水质及富营养化水平变化
Table 2 Variation of water quality and eutrophication level of Lichee Lake

参数	分类	TN/mg•L ⁻¹	TP/mg•L ⁻¹	COD/mg•L ⁻¹	Chl-a/μg•L ⁻¹	SD/m
监测数据	2005 ^[10]	3.76	0.3	47	108.7	0.2
	2006	1.14	0.07	25	35.83	0.58
水质标准限值 ^[15]	Ⅳ类	≤1.5	≤0.1	≤30		
	Ⅴ类	≤2.0	≤0.2	≤40		
富营养化限值 ^[16]	富营养	≤2.0	≤0.2		≤65	≤0.4
	重富营养	>2.0	>0.2		>80	>0.4

一定控制,2006 年南湖叶绿素平均浓度为 35.83 μg•L⁻¹;水体透明度在治理工程实施后显著增加,达 0.58 m.

3 结论

(1)荔枝湖治理工程运行后长达 9 个月的监测数据表明,治理工程提高荔枝湖水质达到Ⅳ类水质标准,营养水平由重富营养化降低至富营养化水平.

(2)监测数据表明,治理工程对于北湖区的藻类水平具有明显的降低和控制效果,北湖区(16.77 μg•L⁻¹)和东湖区(21.45 μg•L⁻¹)叶绿素水平较低,南湖区(35.83 μg•L⁻¹)、西湖区(32.69 μg•L⁻¹)相对较高.治理工程运行后依次改善北湖、东湖,进而南湖、西湖,与水体循环流动方向基本一致,并有滞后效应.

(3)治理工程可以将湖水营养水平控制在较低水平(TP<0.1 mg•L⁻¹,TN<1.5 mg•L⁻¹),提高了湖水的透明度在 0.50 m 以上.

参考文献:

[1] Jin X C, Xu Q J, Huang C Z. Current status and future tendency of lake eutrophication in China[J]. Science in China Series C-Life Sciences, 2005, 48: 948-954.

[2] 张锡辉. 水环境修复工程学原理及应用[M]. 北京: 化学工业出版社, 2002.

[3] 俞林伟, 谭镇, 钟萍, 等. 广州市流花湖表层底泥磷的形态与生物可利用性[J]. 城市环境与城市生态, 2006, 19(2): 14-16.

[4] 吴芝瑛, 吴洁, 虞左明. 杭州西湖水生高等植物的恢复与水生生态修复[J]. 环境污染与防治, 2005, 27(1): 38-47.

[5] 朱敏, 王国祥, 王建, 等. 南京玄武湖清淤前后底泥主要污染指标的变化[J]. 南京师范大学学报(工程技术版), 2004, 4(2): 66-69.

[6] 吴洁, 虞左明. 西湖浮游植物的演替及富营养化治理措施的生态效应[J]. 中国环境科学, 2001, 21(6): 540-544.

[7] 王国祥, 濮培民. 若干人工调控措施对富营养化湖泊藻类种群的影响[J]. 环境科学, 1999, 20(2): 71-74.

[8] 刘建康, 谢平. 揭开武汉东湖蓝藻水华消失之谜[J]. 长江流域资源与环境, 1999, 8(3): 312-319.

[9] 深圳市荔枝湖水污染综合治理工程环境影响报告书[R]. 北京: 北京永新环保有限公司, 清华大学深圳研究生院, 2005.

[10] 深圳市荔枝湖水污染综合治理工程初步设计[R]. 深圳: 深圳市环境科学研究所, 中国市政工程东北设计研究院, 2005.

[11] 黄祥飞, 陈伟民, 蔡启铭, 等. 湖泊生态调查观测与分析[M]. 北京: 中国标准出版社, 1999.

[12] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.

[13] 桂安, 毛猷忠, 陶益, 等. 深圳市荔枝湖富营养化成因和模型分析[J]. 环境科学, 2008, 29(4): 874-878.

[14] 桂安, 深圳荔枝湖富营养化治理分析和总磷模型应用[D]. 北京: 清华大学, 2007.

[15] GB 3838-2002. 地表水环境质量标准[S]. 北京: 国家环境保护总局, 国家质量监督检验检疫总局, 2002.

[16] 舒金华, 黄文钰, 吴延根. 中国湖泊营养类型的分类研究[J]. 湖泊科学, 1996, 8(3): 193-200.