

深圳荔枝湖富营养化成因和总磷模型分析

桂安, 毛献忠*, 陶益, 张锡辉

(清华大学深圳研究生院环境工程与管理研究中心, 深圳 518055)

摘要:通过 9 个月水质连续监测, 分析了深圳荔枝湖污染来源和负荷. 外源污染主要来自雨水管网溢流, 降雨后湖水水质急剧恶化, TP 浓度可高达 0.347 mg/L. 底泥释放试验表明, 总氮第 1 周平均释放速率为 $0.0368 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 磷源在好氧条件下释放较少. 并建立荔枝湖四湖总磷串联模型, 通过 2 组实测数据进行校验, 计算结果和实测值吻合; 在此基础上, 用模型分析, 设计初始条件下, 采用组合治理工艺每天连续运行 24 h, 则需要 2.18 d 可将荔枝湖各湖 TP 浓度恢复为 0.1 mg/L 以下, 达Ⅳ类地表水标准.

关键词:城市湖泊; 治理工程; 污染源分析; 底泥释放; 总磷模型

中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)04-0874-05

Pollutant Loading Analyses and TP Model Calculation for Eutrophication in Lichee Lake in Shenzhen

GUI An, MAO Xian-zhong, TAO Yi, ZHANG Xi-hui

(Research Center for Environmental Engineering and Management, Graduate School at Shenzhen, Tsinghua University, Shenzhen 518055, China)

Abstract: Based on 9-month consecutive *in situ* monitoring data, this paper investigated the pollutant sources and loadings of eutrophication in Lichee Lake in Shenzhen. The external source mainly comes from overflow of storm sewer system, which will deteriorate water quality in lake. Total phosphorus concentration was measured with a maximum of 0.347 mg/L after overflow. The sediment release experiment showed that the release rate of total nitrogen during the first week was about $0.0368 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, and less release of total phosphorus from sediment into water was measured under aerobic condition. The total phosphorus modeling of each sub-lake for Lichee Lake was developed. The model had a good agreement with 2 groups of monitoring data. And calculation results showed that, it will take 2.18 days subject to 24-hour operations of the integrated treatment project per day to improve water quality in Lake to satisfy the National Standard Ⅳ of surface water.

Key words: urban lakes; treatment project; pollutant loading analyses; sediment release; total phosphorus model

城市湖泊是城市文明的重要组成部分, 有着景观娱乐、排洪蓄洪等作用. 随着城市的发展, 城市湖泊污染日益加剧, 水质严重富营养化^[1]. 研究治理城市湖泊水质对于城市发展有着重要意义. 我国许多著名城市湖泊, 如杭州西湖、南京玄武湖和武汉东湖等, 均采用不同的水体修复技术进行治疗^[2-5]. 城市湖泊污染特点既有面源污染, 又有底泥释放^[6], 同时存在市政管网错接、污水管网渗漏等问题^[7].

深圳市荔枝湖是典型城市浅水湖泊, 2005 年采用组合治理工艺进行水体修复. 本研究将通过连续 9 个月水质监测, 分析荔枝湖污染来源及负荷, 并建立分湖总磷模型, 计算采用组合治理工艺时, 荔枝湖水质由特定劣质状况恢复为地表Ⅳ类水所需要的时间, 以期荔枝湖治理工艺优化运行和管理提供科学依据, 也可为其他城市湖泊富营养化治理提供参考.

1 区域概况

荔枝湖位于深圳市中心荔枝公园内, 湖面面积

约为 10.9 万 m^2 , 有效水深约为 1.5 m, 主要有北湖、东湖、南湖和西湖所组成(见图 1). 该湖以收集流域内雨水作为主要水源, 雨水分别经北、西、东 3 条雨水箱涵(分别位于北湖、西湖和南湖)干渠汇入湖内, 然后由南湖南侧出水口排入下游雨水/污水管道, 荔枝湖具有蓄洪和排洪的作用. 由于市政雨水管网与污水管网错接, 雨季时部分未经处理的生活污水与雨水混流入湖, 使得水质急速恶化.

从 1989~2004 年的 15 a 时间内, 荔枝湖先后历经 3 次专项整治, 但未能彻底解决荔枝湖的水体污染状况. 2005 年荔枝湖水质检测显示, 大部分指标处于Ⅴ类或劣Ⅴ类水平^[8]. 针对荔枝湖“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; 湖水面面积大, 且湖形状不规则; 水体富营养化严重”的特点, 设计单位在 2005 年提出“内外结合、

收稿日期: 2007-04-05; 修订日期: 2007-05-21

作者简介: 桂安(1984~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水环境修复和模型计算.

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

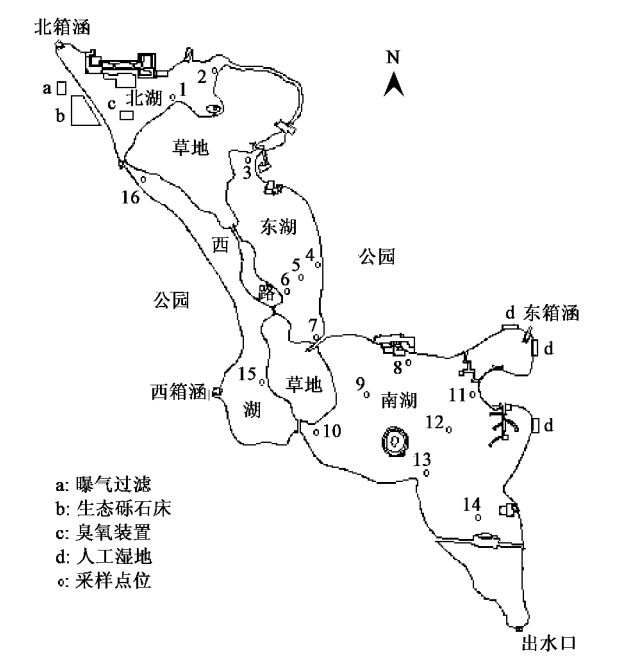


图1 荔枝湖概况和采样点分布

Fig.1 Sketch of Lichee Lake and sampling sites

组合工艺、多点治理、长短并重”的治理方案^[8].主要整治措施包括外围截污、补水、以及采用组合工艺治理湖水,以期彻底改善荔枝湖水质.

表1 湖水 TP 按雨量等级统计/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

Table 1 Statistics of TP in lakes according to precipitation/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

当天雨量 ¹⁾ /mm	北湖				西湖				全湖平均	最大
	2 号点		臭氧池西侧		15 号点		16 号点			
	平均	最大	平均	最大	平均	最大	平均	最大		
0 ~ 9.9	0.098	0.207	0.108	0.230	0.096	0.152	0.110	0.237	0.083	0.237
10 ~ 24.9	0.063	0.076	0.080	0.106	0.166	0.347	0.164	0.271	0.093	0.347
25 ~ 49.9	0.159	0.204	0.175	0.233	0.137	0.151	0.218	0.291	0.135	0.291
≥ 50	0.169	0.182	0.127	0.144	0.127	0.156	0.176	0.207	0.110	0.207

1)无雨及小雨:0~9.9 mm;中雨:10~24.9 mm;大雨:25~49.9 mm;暴雨:≥50 mm

表1和图2可知:①荔枝湖水体TP浓度与降雨密切相关,降雨后湖水水质急剧恶化.全湖平均TP小雨期为0.083 mg/L,中雨期为0.093 mg/L,大雨期为0.135 mg/L,暴雨期为0.11 mg/L.这是因为降雨越大,箱涵溢流越多,带进湖内的污染负荷也越多;②监测当日降雨大于25 mm会引起湖水水质即时恶化,北湖和西湖的TP>0.1 mg/L,如4月24日、5月24日、9月7日.或者监测当日小雨或无雨、前一天降雨大于25 mm也会引起湖水水质恶化,TP大于0.1 mg/L,如4月29日、6月1日、7月18日、8月11日和11月22日;③高强度阵雨,如6月7日,1 h内降雨约14 mm(当天降雨量为14 mm),箱涵溢流量短时间内极大,大量的污染负荷随雨水涌入湖内,湖水

为研究治理效果,特进行持续水质现场监测和实验室分析.本研究在湖面大范围布置16个取样点(见图1).监测时间为2006年4~12月,每周1次.取样深度一般为水面下0.5 m.

富营养化过程中,磷元素是藻类生长的限制性因子,为水体修复的首要控制指标,本研究主要就水体TP进行分析.

2 污染源分析

荔枝湖内源污染主要是底泥释放,外源污染则由雨水管网溢流、地表径流以及降雨而引起.荔枝湖集水区域设有雨水管网,公园内地表径流小,不予考虑;降雨数据表明降雨对湖水影响轻微;2005年治理工程虽包括外围截污,仍有部分遗留错接,因而外源污染主要分析雨水管网溢流带来的负荷,内源污染则考虑底泥释放对上覆水体的影响.

2.1 雨水管网溢流

降雨时,雨水主要通过北、西、东雨水箱涵溢流进入荔枝湖.监测点位15、16号点和2号点、臭氧池西侧分别是西湖和北湖溢流的受纳水体.以下根据降雨资料及监测数据,分析雨水管网溢流对受纳水体的影响,结果见表1和图2.

TP浓度高达0.347 mg/L;④大暴雨时,如9月14日,降雨量160.5 mm,北湖、西湖TP浓度均低于0.2 mg/L.暴雨时大量雨水通过箱涵涌入湖内,和湖水混合进入南湖,由下游出水口排出,说明过多雨水对湖水有稀释作用.

2.2 底泥释放

很多研究表明^[3-5, 7, 9-11],城市湖泊底泥氮磷释放对其上覆水体氮磷含量有直接的影响,可能引起二次污染.为定量掌握底泥释放对荔枝湖水体氮磷的贡献,以西湖16号点和北湖2号点附近的底泥样品为例进行底泥释放实验.由于2组实验数据结果相似,在此仅讨论16号点实验结果.荔枝湖底泥多为淤泥,采集后直接混匀加入反应器内(泥层厚度约

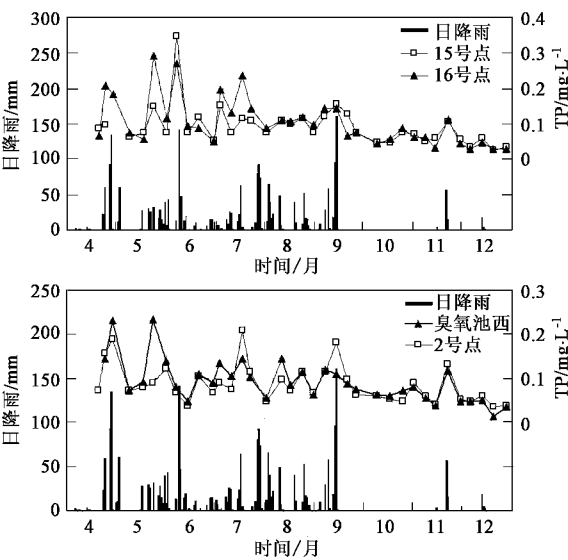


图2 当天雨量与湖水 TP 关系

Fig.2 Relationships between concentrations of TP in lake and daily precipitation

为 5cm)。实验所用上覆水为 MiliQ 纯水,采用虹吸法注入,进行静态自由释放实验.检测项目包括 TN、TP、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、TOC、温度和 DO.距离底泥 10 cm(下层)和 30 cm(上层)位置每天采样 1 次.实验装置示意如图 3.

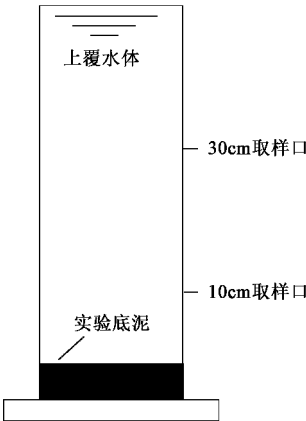


图3 底泥释放实验装置

Fig.3 Sediment release experiment

各水质指标上下层无明显差异,只讨论上层水样结果,实验结果如图 4.

由图 4 可知,上覆水体 DO 初期开始下降,中后期趋于稳定在 5 mg/L 左右,实验过程中水体一直处于好氧状态,这与荔枝湖现场监测情况类似.在好氧条件下,实验前期,上下层水样未检测出 TP,后期则有少量释放.实验初期 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放速率较快,中期底

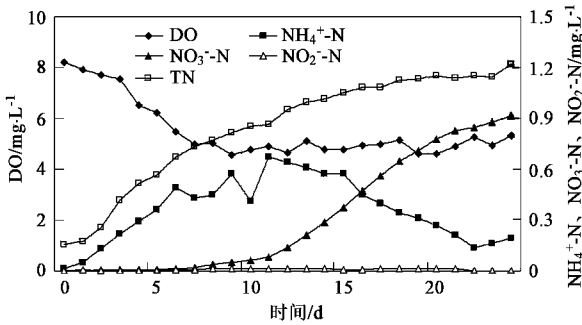


图4 16号点底泥释放实验数据

Fig.4 Results of sediment release experiment of site 16

泥开始进行硝化反应, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度逐渐升高.底泥氮源释放引起上覆水体 TN 显著升高,第 1 周平均释放速率为 $0.0368\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$,第 2、3 周分别为 0.0153 和 $0.0055\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$,3 周总平均释放率为 $0.0192\text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$,实验后期上覆水体 TN 可达 1.2 mg/L .荔枝湖水水质监测数据表明,12 月份全湖 TN 浓度明显高于旱季前期,应该是底泥释放引起的.

3 荔枝湖富营养化治理效果分析

荔枝湖组合治理工艺主要包括湖水循环处理系统、生态修复工程和人工湿地工程 3 部分.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.湖水循环关系及处理规模如图 5. 以下介绍通过质量守恒原理分析^[12,13]建立的荔枝湖总磷模型.

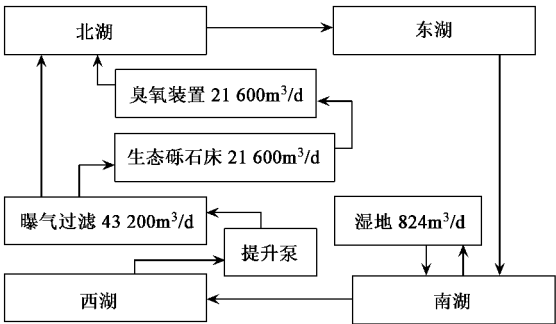


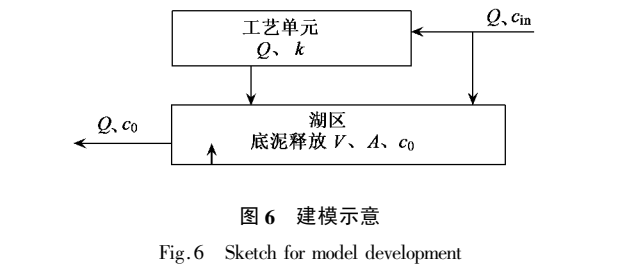
图5 荔枝湖水体循环流动关系

Fig.5 Sketch of water circulation in Lichee Lake

3.1 荔枝湖总磷串联模型

荔枝湖水浅,工艺运行时循环流量大,混合较快,可建立分湖富营养化总磷串联模型.以其中一湖为例,建模过程如图 6 所示,流量为 Q 、总磷浓度为

c_{in} 的进水通过处理工艺后流入或直接流入体积为 V 、面积为 A 的湖区,经与湖内水体混合后,以流量 Q 、浓度 c_0 流出.建模时要考虑底泥释放等因素.



对应图 6 建模过程,北湖、东湖、南湖和西湖 4 湖总磷串联模型方程如下.

北湖: $V_1 \frac{dc_1}{dt} = Q_{41} c_4 (1 - k_1) / 2 + Q_{41} c_4 (1 - k_1) (1 - k_2) / 2 - Q_{12} c_1 + r_1 A_1$

东湖: $V_2 \frac{dc_2}{dt} = Q_{12} c_1 - Q_{23} c_2 + r_2 A_2$

南湖: $V_3 \frac{dc_3}{dt} = Q_{23} c_2 - Q_{34} c_3 - Q_w k_3 c_3 + r_3 A_3$

西湖: $V_4 \frac{dc_4}{dt} = Q_{34} c_3 - Q_{41} c_4 + r_4 A_4$

式中, c_1 、 c_2 、 c_3 、 c_4 分别为北湖、东湖、南湖、西湖平均 TP 浓度, mg/L; V_1 、 V_2 、 V_3 、 V_4 分别为北湖、东湖、南湖、西湖体积, m^3 ; Q_{41} 、 Q_{12} 、 Q_{23} 和 Q_{34} 分别是西湖与北湖、北湖与东湖、东湖与南湖、南湖与西湖的交换水量, m^3/d ; k_1 、 k_2 和 k_3 分别为过滤单元、砾石床单元和湿地单元对 TP 去除率,各单元对 TP 的去除效果详见文献[14]; r_1 、 r_2 、 r_3 、 r_4 分别为北湖、东湖、南湖和西湖底泥总磷释放速率, $g/(m^2 \cdot d)$. 利用 Matlab 7.0 软件,用四阶 Runge-Kuta 法求解.

3.2 模型校验

为了验证模型合理性,选取了 2 组数据对模型进行校验.

3.2.1 工艺运行期

选取 9 月 14 日与 9 月 21 日监测数据进行验证.期间,工艺满负荷运行 2 d,其余时间水体处于停滞状态,期间无降雨.模型计算结果及实际监测结果如表 2.

表 2 显示模型结果与实际结果基本吻合,北湖数据有一定偏差.由于荔枝湖总磷模型为完全混合的理想模型,水体循环流动时间越长,各湖混合越均匀,计算结果更合理,而选取的验证数据时间段内,工艺仅运行 2 d,之后处于停滞状态,北湖混合未均

匀而导致北湖计算值偏低.另外,实验室底泥静态释放实验未能很好反映北湖箱涵附近底泥释放状况,计算过程中底泥释放率偏小.

表 2 荔枝湖模型计算和实测对比(工艺运行期)/ $mg \cdot L^{-1}$

Table 2 Comparison of computed results and field data during project operation/ $mg \cdot L^{-1}$

湖区	初始值 (9 月 14 日)	实际监测值(9 月 21 日)			模型计算值
		最大值	最小值	平均值	
北湖	0.134	0.096	0.088	0.092 0	0.046 6
东湖	0.091	0.072	0.060	0.066 0	0.051 4
南湖	0.106	0.076	0.050	0.060 4	0.075 0
西湖	0.138	0.128	0.066	0.097 0	0.080 8

3.2.2 工艺停滞期

选取 10 月 9 日与 10 月 17 日监测数据进行验证.期间,工艺未运行,水体仅处于循环流动状态,半负荷运行,无降雨.模型校验结果如表 3.

表 3 荔枝湖模型计算和实测对比(工艺停滞期)/ $mg \cdot L^{-1}$

Table 3 Comparison of computed results and field data during project suspending/ $mg \cdot L^{-1}$

湖区	初始值 (10 月 9 日)	实际监测值(10 月 17 日)			模型计算值
		最大值	最小值	平均值	
北湖	0.061	0.059	0.052	0.055 5	0.054 4
东湖	0.051	0.062	0.052	0.057 0	0.054 4
南湖	0.055	0.070	0.050	0.059 0	0.054 3
西湖	0.045	0.058	0.046	0.052 0	0.054 4

由表 3 知,模型计算和实测结果十分吻合,说明总磷模型能很好反映工艺停滞期运行状况.另外,实测和计算结果都显示长时间的湖水循环可使四湖水体水质趋于一致.

3.3 模型预测

管理部门最关心的是湖水恶化后通过工艺运行需多长时间才能改善水质.5 月 21 ~ 5 月 24 日,连续 3 d 大雨(总降雨 89 mm),大量雨污水通过箱涵涌入湖中,在监测期内水质最差,因而选用 5 月 24 日监测数据作为设计初值,各湖平均 TP 浓度见表 4.模型预测设计初始浓度情况下,组合工艺运行后改善湖水达到治理目标的时间,设定工艺每天连续运行 24 h.计算结果如图 7.

表 4 总磷计算各湖初始浓度/ $mg \cdot L^{-1}$

Table 4 Initial concentration of TP in each sub-lake/ $mg \cdot L^{-1}$

湖区	北湖	东湖	南湖	西湖
TP	0.160	0.165	0.119	0.221

由图 7 知,北湖水体 TP 浓度最先降至 0.1 mg/L 以下,其次是东湖、南湖,最后是西湖,这与水体流动

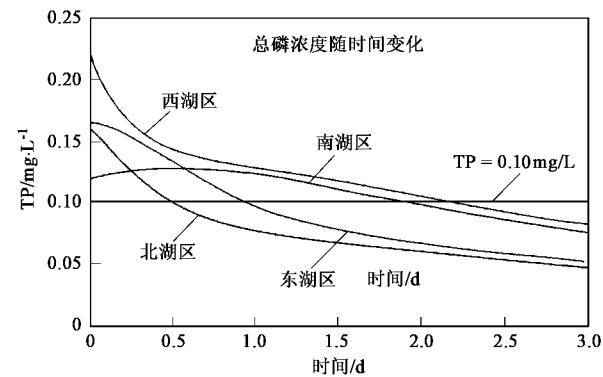


图 7 荔枝湖各分湖模型计算结果

Fig.7 Results of model calculation for each sub-lake

方向是一致的.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.在此过程中,水质改善有明显的滞后效应.南湖水域面积最大,设计初值小,先被东湖湖水污染后再慢慢改善,其 TP 变化曲线与其它不同,有先上升再下降的特性.

模型计算时以所有湖 $TP \leq 0.1 \text{ mg/L}$ 为计算终止条件,那么四分湖水质均达到Ⅳ类治理目标则需要 2.18 d 时间,此时各湖 TP 浓度见表 5.

表 5 湖水达到治理目标时各湖 TP 计算结果/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

Table 5 Computed TP in each sub-lake after 2.18 d project operation/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$			
北湖	东湖	南湖	西湖
0.057 6	0.063 5	0.092 6	0.099 9

在同样的设计初始条件下,湖水水质达到Ⅳ类水标准所需时间与工艺运行时间相关.如果处理工艺每天运行 8 h,则需 6.58 d;如果处理工艺每天运行 12 h,则需 4.48 d.

4 结论

(1)通过 9 个月水质连续监测,分析深圳荔枝湖污染来源和负荷.荔枝湖外源污染主要来自雨水管网溢流,降雨后湖水水质急剧恶化,降雨越大,箱涵溢流越多,带进湖内的污染负荷也越多,溢流后湖水 TP 浓度可高达 0.347 mg/L.荔枝湖内源污染主要是底泥释放,底泥释放室内试验表明,底泥氮源释放引起上覆水体 TN 显著升高,第 1 周平均释放速率为

$0.036 8 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,第 2、3 周分别为 0.015 3 和 0.005 5 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,3 周总平均释放率为 0.019 2 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,实验后期上覆水体 TN 可达 1.2 mg/L;磷源在好氧条件下释放较少,不会对水体产生明显影响.

(2)建立了荔枝湖四湖总磷串联模型,并选取工艺运行期和停滞期二组数据对模型进行校验,计算结果和实测值吻合.在此基础上,用模型分析,在设计初始条件下,采用组合治理工艺时湖水恢复为地表Ⅳ类水(治理目标)所需要的时间.如果工艺每天运行 24、12 或 8 h,分别需要 2.18、4.48 或 6.58 d 可将各湖 TP 浓度降至 0.1 mg/L 以下.

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] 韩曾萃,朱军江,江影,等.杭州西湖总磷模型及其治理应用(I)[J].环境污染与防治,2005,27(2):139-141.

[3] 龚春生,姚琪,范成新,等.城市浅水型湖泊底泥释磷通量的计算——以南京玄武湖为例[J].湖泊科学,2006,18(2):179-183.

[4] 隋少峰,罗启芳.武汉东湖底泥释磷特点[J].环境科学,2001,22(1):102-105.

[5] 冯峰,方涛,刘剑彤.武汉东湖沉积物氮磷形态垂向分布研究[J].环境科学,2006,27(6):1078-1082.

[6] 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.

[7] Ruley J E, Rusch K A. An assessment of long-term post-restoration water quality trends in a shallow, subtropical, urban hypereutrophic lake[J]. Ecological Engineering, 2002, 19: 265-280.

[8] 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.

[9] Kim L H, Choi E, Stenstrom M K. Sediment characteristics, phosphorus types and phosphorus release rates between river and lake sediments[J]. Chemosphere, 2003, 50: 53-61.

[10] 张智,刘亚丽,段秀举.湖泊底泥释磷预测模型及控制研究[J].安全与环境工程,2005,12(4):1-4.

[11] 蒋小欣,阮晓红,邢雅因,等.城市重污染河道上覆水氮营养盐浓度及 DO 水平对底质氮释放的影响[J].环境科学,2007,28(1):87-91.

[12] Ruley J E, Rusch K A. Development of a simplified phosphorus management model for a shallow, subtropical, urban hypereutrophic lake[J]. Ecological Engineering, 2004, 22: 77-98.

[13] Chapra S C. Surface Water-quality modeling[M]. McGraw Hill, Inc New York, NY, 1997.

[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.