J. Lake Sci.(湖泊科学), 2008, **20**(4): 456-462
http://www.jlakes.org. E-mail: jlakes@niglas.ac.cn
©2008 by *Journal of Lake Sciences*

城市湖泊水环境修复组合工艺效果研究——以深圳市荔枝湖治理工程为例*

毛献忠，桂　安，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：以深圳市荔枝湖为例，通过历时 9 个月的水质连续监测，研究该湖水污染综合治理工程实施后不同治理工艺的处理效果. 研究表明，自动过滤工艺 TP 和 COD 平均去除率分别为 33.6%和 16.2%；生物砾石床工艺 TP 和 COD 平均去除率分别为 39.0%和 21.3%；人工湿地工艺 TP 和 COD 平均去除率分别为 80.2%和 56.1%. 通过荔枝湖四湖总磷串联模型，计算在设计初始条件下，采用组合治理工艺时湖水恢复为地表 IV 类水所需要的时间. 计算表明工艺每天运行 24h，需要 2.5d 可将各湖 TP 浓度降至 0.1mg/L 以下，TP 总去除量为 7.27kg，去除率为 46.9%.
关键词：城市湖泊；水污染治理；治理工艺效果；总磷模型

Investigation on effect of treatment units in restoration project for urban lakes—a case study of Lake Lichee in Shenzhen

MAO Xianzhong, GUI An, TAO Yi & ZHANG Xihui
(*Graduate School at Shenzhen, Tsinghua University, Shenzhen* 518055, *P.R.China*)

Abstract: The integrated restoration project in Lake Lichee in Shenzhen, China, is taken as a case study to investigate the treatment effect of the different units in the restoration project based on 9 months', field monitoring data. The results showed that, the mean removal rates were 33.6% for TP and 16.2% for COD via a filtration unit; 39.0% for TP and 21.3% for COD via a bio-gravel-layer unit; and 80.2% for TP and 56.1% for COD via a man-made wetland unit. A total phosphorus modeling of each sub-lake for Lake Lichee was developed and applied to compute time needed to improve water quality to match Grade IV of surface water standard under the designed conditions. The result showed that it will take 2.5d subject to 24h operation of the restoration project per day to reduce TP concentration lower than 0.1mg/L in Lake Lichee. During the process, TP removal load is about 7.27kg, and the removal rate is almost 46.9% in Lake.
Keywords: Urban lakes; water environment restoration; treatment effect; a total phosphorus model

城市湖泊是一个城市的重要组成部分，如杭州的西湖、南京的玄武湖、深圳的荔枝湖等，这类湖泊具有景观娱乐、改善城市生态环境等功能，同时还有洪涝调蓄的作用. 随着城市化的不断发展，频繁的人类活动给这类湖泊带来很大的挑战，城市湖泊面临严重的富营养化威胁[1]. 据国家环境保护总局发布的《2005 年中国环境状况公报》，5 个城市内湖水质处于Ⅴ类或劣Ⅴ类、以及轻度或中度富营养化状态[2]. 城市湖泊污染特点是既有面源污染，又有底泥释放[3]，同时存在市政管网错接、及污水管网渗漏等问题[4].

近十多年来，各地政府对城市湖泊进行水污染治理，通过截污控制城市污水进入湖泊、引水改善水质、底泥清淤、以及采用不同生态修复等措施治理湖水[5-9]. 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[10]，但有关组合技术的报道极少，对于治理工程实施后工程效果如何，文献也鲜有介绍. 本文以深圳市荔枝湖水污染综合治理工程为例，通过历时 9 个月的水质连续监测，研究不同治理工艺的工程效果，为制定治理工程优化运行模式提供指导，也为国内外同类湖泊治理提供参考.

* 2007−06−08 收稿; 2007−10−12 收修改稿. 毛献忠，男，1968 年生，博士，副研究员; E-mail: maoxz@sz.tsinghua.edu.cn.

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 $10.9\times10^4m^2$, 有效水深 1.5m, 主要由北湖、东湖、南湖和西湖所组成(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、东三条雨水箱涵(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, 具有蓄洪和排洪的作用. 由于周边污水管网与雨水管网的部分错接, 以及大雨时污水管的泄漏, 使荔枝湖受纳雨水的同时, 也流入了大量污水, 造成雨季时湖水快速恶化.

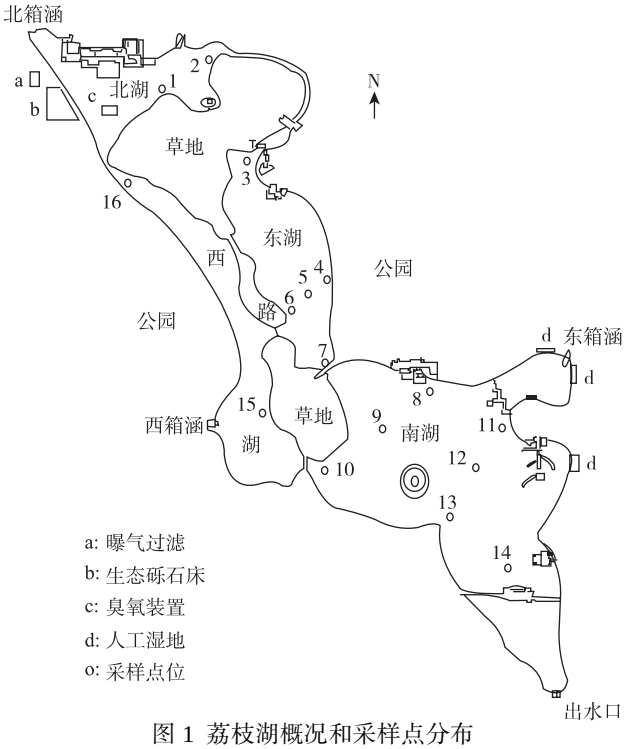


图 1 荔枝湖概况和采样点分布

Fig.1 Sketch of Lake Lichee and sampling sites

从 1989–2004 年的 15 年时间内, 荔枝湖先后经过了 3 次专项整治, 但未能彻底解决荔枝湖水污染状况, 水质处于Ⅴ类或劣Ⅴ类①. 2005 年, 深圳市政府实施荔枝湖水污染综合整治工程, 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; 湖水面积大, 且湖形状不规则; 水体富营养化严重”的特点, 提出“内外结合、组合工艺、多点治理、长短并重”的治理方案①. 整治工程包括外围截污、补水、以及采用组合工艺治理湖水.

组合工艺包括湖水循环处理系统、生态修复工程和人工湿地工程三部分, 其中湖水循环系统包括自动过滤系统、生物砾石床系统和臭氧灭藻系统. 在西湖北侧通过泵站, 将湖水提升至过滤机系统, 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, 混合后由北湖流入东湖, 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. 各工艺规模和湖水循方式如图 2, 设计参数见报告①.

为研究整治后荔枝湖水质变化情况, 湖面大范围布置 16 个取样点(图 1), 包括湖面控制断面, 同时在过滤、生物砾石床、和人工湿地等工艺进、出水位置取样. 取样深度一般为水面下 0.5m, 进行现场监测和实验分析相结合. 采样及测定方法参照文献[11, 12]. 监测时间于 2006 年 4–12 月, 历时 9 个月, 现场采样, 每周一次. 本文主要以 COD_{Cr} 和总磷(TP)为指标分析水质治理效果.

① 深圳市环境科学研究所, 中国市政工程东北设计研究院. 深圳市荔枝湖水污染综合治理工程初步设计. 2005.

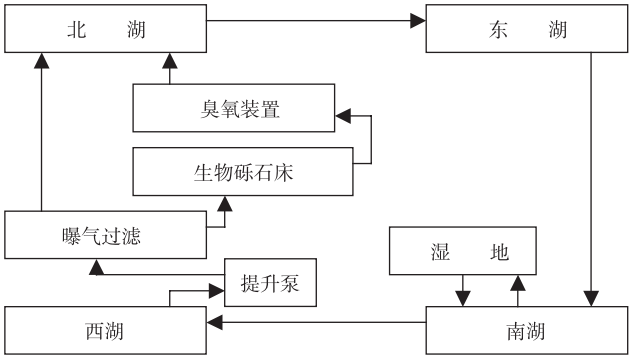


图 2 荔枝湖水循环流动关系

Fig.2 Sketch of water circulation in Lake Lichee

2 各工艺效果分析

以下主要分析过滤系统、生物砾石床、人工湿地和生态基等工艺水处理现场效果.

2.1 过滤工艺

过滤工艺主要是原水通过滤层, 过滤掉水中颗粒物而到达净化湖水的作用. 通过对 16 号取样点和过滤出水取样对比, 说明过滤工艺的效果. TP 和 COD 通过过滤工艺前后水质变化见图 3. 过滤出水的 TP、COD 较 16 号进水有一定程度的降低(图 3).

湖水通过过滤工艺前后TP和COD去除率见表1. 过滤工艺TP最大去除率为60.2%, 最小为5.4%, 平均为 33.6%; COD 最大去除率为 57.1%, 最小为–42.1%, 平均为 16.2%. 过滤过程可以去除油类、悬浮性污染物与生成的藻类, 而水体中颗粒物数量的减少对 TP、COD 的降低有贡献.

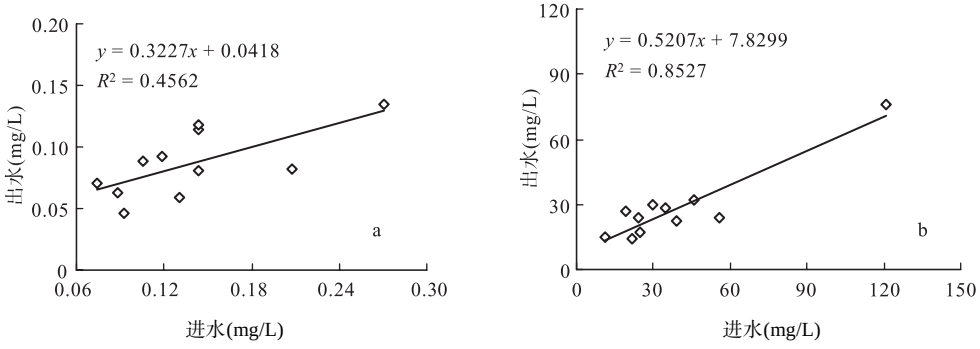


图 3 过滤工艺进、出水水质(a: TP; b: COD)

Fig.3 Water quality between inflow and outflow of filtration unit

表 1 不同工艺单元处理效果

Tab.1 Removing efficiency of different unit

工艺名称	TP 去除率(%)			COD 去除率(%)		
	最大值	最小值	平均值	最大值	最小值	平均值
自动过滤	60.2	5.4	33.6	57.1	–42.1	16.2
生物砾石床	73.6	18.2	39.0	41.2	–4.6	21.3
阿科曼生态基	48.4	–30.9	2.0	35.1	31.8	–7.5
人工湿地	100.0	50.2	80.2	84.2	23.8	56.1

2.2 生物砾石床工艺

生物砾石床工艺的设计目标是脱氮除磷, 湖水通过填料层好氧去除氨氮、磷和厌氧去除有机物而达到水质净化的目的. 生物砾石床进、出水水质指标如图 4. 水体经过砾石床后 TP、COD 均有所降低. 由表 1 可知, 生物砾石床 TP 最大去除率为 73.62%, 最小为 18.2%, 平均为 39.0%; COD 最大去除率为 41.1%, 最小为–4.6%, 平均为 21.3%. 由监测数据看, 生物砾石床对 TP、COD 均具有去除效果.

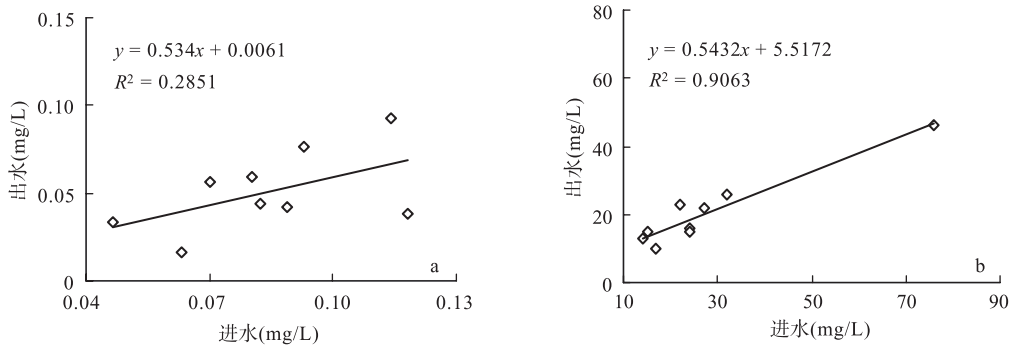


图 4 砾石床进、出水水质(a: TP; b: COD)

Fig.4 Water quality between inflow and outflow of gravel-layer unit

2.3 生态修复工艺

生态修复工艺包括生态基安放、种植水生植物、鱼类放养和微生物菌种投放等, 本文以 AquaMats 生态基为例说明生态修复工艺效果. 生态基安放总面积 2100m^2, 以西湖水域最为典型, 取样点 15 号与 16 号之间安放面积为 1000m^2. 非雨期湖水循环流动时, 15 号点为上游, 16 号为下游, TP 和 COD 通过生态基后水质变化见图 5. 从监测数据看, 水体经过生态基水质没有改善. 这可能是湖水循环时, 水体在 15、16 之间停留时间太短, 导致生态基处理效果没有体现出来.

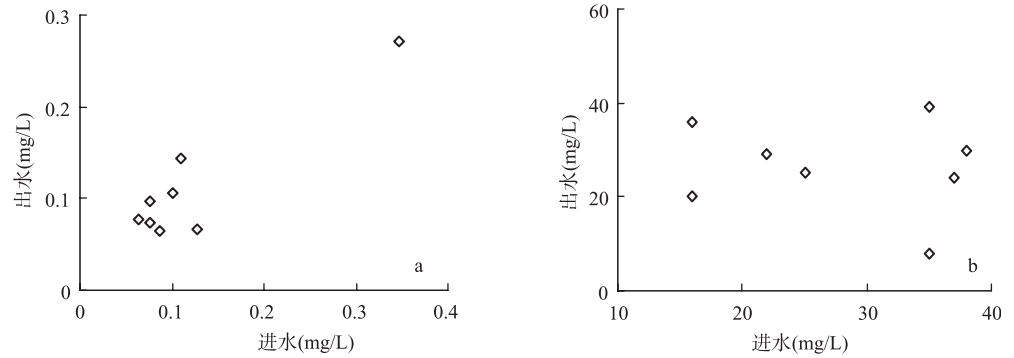


图 5 生态基进、出水水质指标(a: TP; b: COD)

Fig.5 Water quality between upstream and downstream of AquaMats unit

2.4 人工湿地

人工湿地净化系统共有三块区域作为湿地试验单元(图 1)总面积 824m^2, 处理水量 824m^3/d. 以东箱涵附近湿地为水质监测点, 面积为 304m^2, 其进水位于 11 号取样点附近. 11 号取样点与湿地出水的水质监测数据 TP 和 COD 如图 6 所示.

由图 6 和表 1 可知, 湿地出水 TP 均小于 0.04mg/L, COD 均在 20mg/L 以下, 达到Ⅲ类水指标. 湿地 TP 最大去除率为 100%, 最小为 50.2%, 平均 80.2%; COD 最大去除率为 84.2%, 最小为 23.8%, 平均 56.1%.

监测数据显示，湿地对湖水净化效果较好.

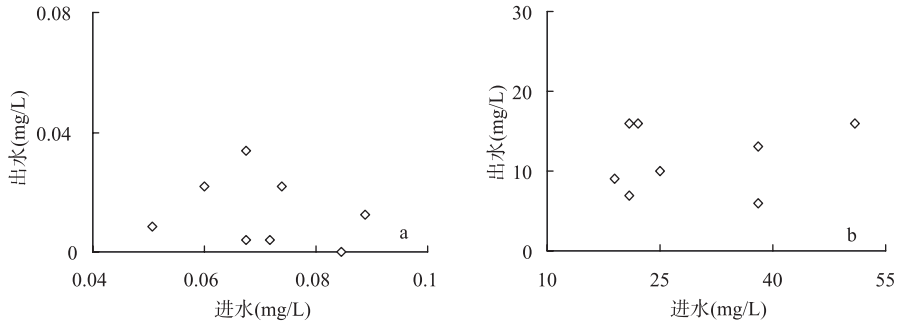


图 6 湿地进出水水质指标(a: TP; b: COD)

Fig.6 Water quality between inflow and outflow of manmade wetland

2.5 不同工艺单元效果比较

从自动过滤、生物砾石床、生态基和人工湿地等工艺现场监测数据看，过滤和砾石床工艺效果虽然原理不同，但二者处理效果相当，TP 平均去除率分别为 33.6%和 39.0%，COD 平均去除率为 16.2%和 21.3%；湿地对湖水净化效果较好，湿地出水达到Ⅲ类水指标，TP 和 COD 平均去除率分别为 80.2%和 56.1%；阿科曼生态基处理效果不明显.

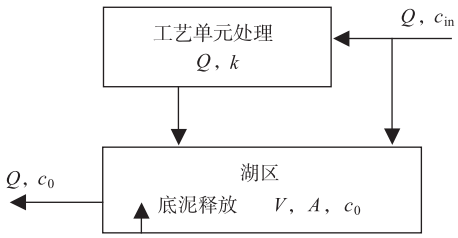


图 7 建模示意图

Fig.7 Sketch of model setup

3 组合工艺运行效果分析

治理工程虽包括外围截污，仍有部分遗留错接，因而外源污染主要还是雨水管网溢流带来的负荷[13]. 组合治理工艺实施后，管理部门最关心的问题是湖水恶化后通过组合工艺运行需多长时间才能改善水质. 荔枝湖是磷源受限水体，以下通过总磷模型分析组合工艺运行的效果.

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，可通过质量守恒原理[14-15]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 7 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 7 建模过程，北湖、东湖、南湖和西湖四湖总磷串联模型方程如下:

$$\text{北湖：}\ V_1\frac{\mathrm{d}c_1}{\mathrm{d}t}=Q_{41}c_4(1-k_1)/2+Q_{41}c_4(1-k_1)(1-k_2)/2-Q_{12}c_1+r_1A_1$$

$$\text{东湖：}\ V_2\frac{\mathrm{d}c_2}{\mathrm{d}t}=Q_{12}c_1-Q_{23}c_2+r_2A_2$$

$$\text{南湖：}\ V_3\frac{\mathrm{d}c_3}{\mathrm{d}t}=Q_{23}c_2-Q_{34}c_3-Q_wk_3c_3+r_3A_3$$

$$\text{西湖：}\ V_4\frac{\mathrm{d}c_4}{\mathrm{d}t}=Q_{34}c_3-Q_{41}c_4(1+k_4)+r_4A_4$$

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、k_3 和 k_4 分别为过滤单元、砾石床单元、湿地单元和生态基对 TP 去除率；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·d))．利用 Matlab7.0 软件，用四阶 Runge-Kuta

法求解. 底泥释放速率和其他参数率定见文献[13, 16].

3.2 组合工艺效果计算

降雨后大量雨污水通过箱涵进入湖中, 会引起湖水水质急剧恶化[16]. 2006 年 5 月 21 日至 24 日, 连续 3d 大雨(总降雨 89mm), 箱涵溢流充满全湖, 24 日实测全湖平均 TP 为 0.16mg/L, 可选用作为设计初值. 用模型计算分析设计初始浓度情况下组合工艺运行多久才能改善湖水达到Ⅳ类水治理目标, 以及组合工艺截留总磷数量多少. 设定工艺每天连续运行 24h.

模型计算时以四湖 TP<0.1mg/L 为终止条件, 计算表明四分湖水质均达到Ⅳ类治理目标需要 2.5d, 计算结果见图 8. 也就是说大雨期时管网溢流造成湖水水质恶化, 通过一次湖水循环基本能达到Ⅳ类景观水治理目标. 北湖水体 TP 浓度最先降至 0.1mg/L 以下, 其次是东湖、南湖, 最后是西湖, 这与水体流动方向是一致的(图 8). 工艺处理出水最先进入北湖, 和北湖湖水混合改善水质, 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, 水质改善有滞后效应.

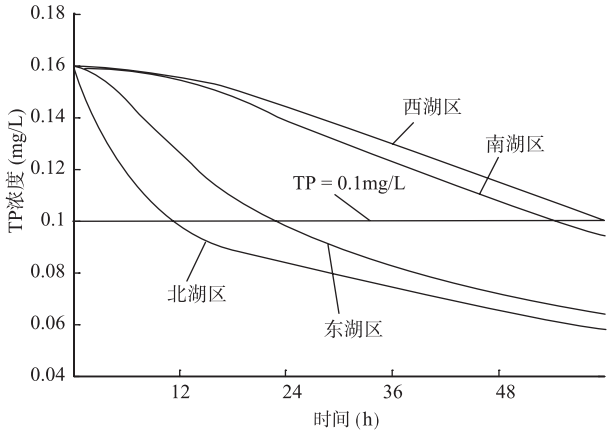


图 8 荔枝湖各分湖模型计算结果

Fig.8 Calculated results in 4 sub-lakes

各分湖初始 TP 总量、达到治理目标后最后剩余 TP 量、以及各工艺单元去除量和底泥释放量见表 2. 通过 2.5d 工艺运行后 TP 总去除量为 7.27kg, 其中过滤、砾石床、湿地和阿科曼生态基 TP 去除量分别为 4.883、1.882、0.215 和 0.291kg. 对应图 8 各湖 TP 浓度下降规律, 北湖、东湖、南湖和西湖 TP 去除率分别是 63.7、60.1、41.0 和 37.5%, 四湖 TP 总去除率为 46.9%.

表 2 各分湖区 TP 含量

Tab.2 TP concentration of different lakes

	北湖	东湖	南湖	西湖	全湖底泥 TP 释放总量
初始 TP 含量(kg)	2.068	2.507	8.938	1.984	
平衡 TP 含量(kg)	0.750	1.001	5.273	1.240	0.0345
去除率(%)	63.7	60.1	41.0	37.5	

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方式有关, 如组合工艺间歇式运行, 将需要更长时间才能达到治理目标.

4 结论

以深圳市荔枝湖水污染综合治理工程为例, 通过历时 9 个月的水质连续监测, 研究不同治理工艺的处理效果. 过滤和生物砾石床工艺 TP 平均去除率分别为 33.6%和 39.0%, COD 平均去除率为 16.2%和 21.3%; 湿地对湖水净化效果较好, 出水达到Ⅲ类水指标, TP 和 COD 平均去除率分别为 80.2%和 56.1%; 阿科曼生态基处理效果短时间内并不明显.

通过荔枝湖四湖总磷串联模型, 计算在设计初始条件下, 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. 如果工艺每天连续运行 24h, 需要 2.5d 可将各湖 TP 浓度降至 0.1mg/L 以下. TP 总去除量为 7.27kg, 其中过滤、砾石床、湿地和生态基分别为 4.883、1.882、0.215 和 0.291kg, TP 总去除率为 46.9%.

本研究为荔枝湖治理工程在不同污染负荷、不同季节条件下优化运行模式的制定提供指导, 也为国内外同类湖泊治理提供参考. 今后应进一步研究治理工艺长效稳定性和工程的最佳管理模式.

5 参考文献

[1] Jin XC, Xu QJ, Huang CZ. Current status and future tendency of lake eutrophication in China. *Science in China Series C-Life Sciences*, 2005, **48**: 948-954.

[2] 国家环境保护总局. 2005 年中国环境状态公报. 2006.

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

[4] Ruley JE, Rusch KA. An assessment of long-term post-restoration water quality trends in a shallow, subtropical, urban hypereutrophic lake. *Ecological Engineering*, 2002, **19**: 265-280.

[5] 秦伯强, 高 先, 胡维平等. 浅水湖泊生态系统恢复的理论与实践思考. 湖泊科学, 2005, **17**(1): 9-16.

[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. 中国环境科学, 2001, **21**(6): 540-544.

[7] 成小英, 李世杰, 濮培民. 城市富营养化湖泊生态恢复——南京莫愁湖物理生态工程试验. 湖泊科学, 2006, **18**(3): 218-224.

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

[9] 联合国环境规划署国际环境技术中心. 湖泊与水库富营养化防治的理论与实践(刘健康译). 北京: 科学出版社, 2003.

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

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

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

[13] 桂 安, 毛献忠, 陶 益等. 深圳荔枝湖富营养化成因和总磷模型分析. 环境科学, 2008, **29**(4): 874-878.

[14] Chapra SC. Surface water-quality modeling. New York: McGraw Hill Inc, 1997.

[15] Ruley JE, Rusch KA. Development of a simplified phosphorus management model for a shallow, subtropical, urban hypereutrophic lake. *Ecological Engineering*, 2004, **22**: 77-98.

[16] 桂 安. 深圳市荔枝湖富营养化治理分析和总磷模型应用[硕士论文]. 北京: 清华大学, 2007.