

三维水质模型在城市人工湖设计中的应用

周 斌, 钱 新, 张玉超, 钱 瑜

(南京大学环境学院污染控制与资源化研究国家重点实验室, 江苏 南京 210093)

摘要 基于人工湖设计的灵活性和后期的可调控性, 运用三维水质模型, 对人工湖设计方案进行水动力和水质富营养化的预测研究, 通过定量计算得到最适的人工湖设计方案。以镇江金山人工湖为实例, 对湖形设计、水调控措施等设计方案对水质的影响进行计算模拟, 在此基础上完善人工湖设计并制定长效管理措施, 建议在不易暴发富营养化的时间段先行引长江水以降低初始营养盐浓度, 从而控制叶绿素 a 浓度的增长。

关键词 人工湖 数值模拟 富营养化 预测预警

中图分类号 X132 **文献标识码** A **文章编号** 1004-6933(2008)04-0004-06

Application of 3D water quality model in urban artificial lake design

ZHOU Bin, QIAN Xin, ZHANG Yu-chao, QIAN Yu

(State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, School of the Environment, Nanjing University, Nanjing 210093, China)

Abstract As the design of artificial lakes is flexible and their operation can be regulated, the hydrodynamic and eutrophication status of artificial lakes with different design schemes were predicted based on a 3D water quality model. An optimal design scheme was identified with quantitative calculation. Using Jinshan artificial lake in Zhenjiang as an example, the influences of lake shape and water regulation methods on water quality were simulated, providing a basis for optimizing lake design and establishing effective management methods. It is suggested that, in order to control the initial concentrations of nutrients and the increase of chlorophyll a , water from the Yangtze River should be diverted to the artificial lake during periods without eutrophication.

Key words artificial lakes; numerical simulation; eutrophication; prediction and early-warning

由于城市人工湖在改善城市水环境、美化城市景观和提升城市历史与文化特色方面发挥着重要作用, 因此其建设正得到越来越广泛的重视。与天然湖泊形成的天然流场和水生态系统不同, 城市人工湖在水源补给、水循环构建等方面具有灵活性, 但同时也会带来一些不确定的后果, 如利用地下水补给水源时的气候因素限制、利用改造河道构建水循环时对来水水质变化或流场等因素的估计不足等; 人工湖自身生态系统的脆弱性而导致的富营养化现象时有发生。这些都成为完善人工湖功能所亟待解决的问题。

人工湖是基于自然地理条件与流域特征而人工

设计的, 因此其设计上的灵活性以及建成后的人工可调性, 都使得解决以上问题成为可能。而对于设计方案进行预测, 事先得到定量的准确结果, 除了耗时耗资的物理模型试验外, 最有效的方法是数值模拟, 对于本文来说, 即湖泊水动力与水质数值模拟。

1 人工湖水质模型的确定

水质模型应用于湖泊水质预测的历史悠久, 其功能因水动力模拟的维数和水质模拟指标的不同而有差异, 如 Jin 等^[1] 在 1998 年运用 WASP 模型的 EUTRO5 富营养化模块, 对美国 Okeechobee 湖 N 、 $Chl a$ 等水质指标进行模拟, 因水动力因素未考虑而

基金项目 国家‘863’计划资助项目(2007AA06A405) 教育部重点项目(105079)

作者简介 周斌(1977—), 男, 江苏东台人, 博士, 主要从事环境规划研究. E-mail: zhoubin_js@sina.com

通讯作者 钱新(1964—), 男, 江苏南京人, 教授, 博士, 主要从事环境模拟研究. E-mail: xqian@nju.edu.cn

导致精度不高;2001 年, Havens 等^[2] 对美国 Okeechobee 湖、日本 Kasumigaura 湖和中国武汉东湖这 3 个浅水湖的水质受流场、底泥营养盐和人类活动的影响研究表明,浅水湖泊的水质预测需要三维空间的水动力耦合才可保证精度;2005 年, George^[3-4] 使用分层二维水质模型对美国 Washington 湖上、下层的 N、P、浮游植物等水质指标的分布进行模拟重现,得到与观测值较一致的结果,但垂向混合计算方面的欠缺使得计算仍有较大的误差。

三维水动力水质模型的模拟则取得了较理想的结果。如 2005 年, Robson 等^[5] 使用 ELCOM-CAEDYM 模型对澳大利亚 Swan 河口的 1 次持续降雨后蓝藻的生长过程进行三维模拟,成功找出了影响生长的主要因素为盐度和温度。针对湖泊富营养化, Bonnet 等^[6] 于 2004 年应用三维水质模型 (EIMO) 对澳大利亚 Burragorang 湖的营养盐和 Chla 指标进行了预测,尤其是针对短期现象(如洪水、强风)对湖泊中浮游植物、Chla 的影响进行了计算。结果表明,该三维模型能作为水质管理的有效工具,为水生态系统管理方案的制订提供一定的参考。此外,在生态技术对水质的改善效果预测方面, Zeren 等^[7] 于 2006 年以丹麦 Fure 湖为例,分别对使用 3 种生态方法改善水质的效果进行了计算比较,根据其 Chla 和 TP 的削减量找出了最佳水质改善的方法,为湖泊的规划管理提供了新的探索。

以上模型的开发与应用表明,湖泊富营养化的数值模拟需要综合考虑其三维流场、底泥再悬浮、物理影响因素(风场、光照等),其准确性方可保证。

为此,选用三维水动力-水质富营养化模型,同时模拟各态 N、P 营养盐、COD、DO、浮游动物、浮游植物 (Chla),并包含物理气象因素、水-底泥相交换对各指标的影响的响应。将其应用于人工湖设计阶段,预测湖形、水循环、水调控措施等设计方案对人工湖富营养化变化规律的影响,既为人工湖设计提供量化依据,又可最大限度地发挥人工湖的可塑性和可调节性。具体以镇江‘金山人工湖’为例进行探讨。

2 金山人工湖实例

2.1 金山湖概况

“金山湖”是科技部“十五”计划“城市水环境质量改善技术及综合示范”专项中镇江水专项的重要工程之一,是体现镇江三山历史与文化特色、兼具面源污染控制和生态修复功能的人工景观湖。项目的建成对镇江城市的水环境质量改善和历史、文化特色的提升具有重要意义。

设计中的金山湖面积 0.66 km²,东西宽约 190 m,南北长约 150 m,湖岸蜿蜒曲折,湖中镶嵌着观光小岛(图 1),从岛上看,长江、金山寺与之相呼应,营造出历史中水漫金山的神奇效果。



图 1 金山湖地理位置及未来效果图

工程由两部分组成:金山湖退渔还湖湖面扩大工程和金山湖水系沟通及控制工程。

a. 退渔还湖:以现有的塔影湖和金山河为基础,向北、向西扩展,将鱼塘、畜禽场和农田改造还原为金山人工湖的一部分。

b. 水系沟通及控制工程:将金山湖与内江沟通,形成活水,同时保证金山湖内水位稳定,周边地区不存在洪涝隐患。

另外,根据镇江市历年的降雨和蒸发规律,结合金山湖主要以自身水体与内江相连、利用潮汐换水的特征,需要进行定期补水。定期补水或紧急换水的水源为经沉沙的长江水,从金山湖的西南角引入金山湖。

2.2 模型的应用

2.2.1 三维水动力-水质模型的构建

针对人工湖的富营养化,主要模拟 N、P 营养盐与浮游植物的相关关系,以及流场、气象条件对藻类运动和水质变化规律的影响。将 Chla 作为表征浮游植物生物量的指标,建立 N、P 营养盐、水温、光照、风速、流场等外部条件与 Chla 三维时空变化的三维水动力水质模型^[8]。

模型由水动力模型模拟流场和水质模型模拟 N、P 营养盐对 Chla 的生物转换关系,再通过水动力模型与水质模型的耦合,研究以上指标在三维空间的迁移转化规律。从而得出人工湖各种设计方案对整体水质的影响,预测预警富营养化的发生。

2.2.1.1 水动力模型

$$\begin{aligned} \frac{Du}{Dt} - \frac{\partial}{\partial x} \left(\nu_L \frac{\partial u}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(\nu_L \frac{\partial u}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \left(\nu_T \frac{\partial u}{\partial z} \right) \\ = f_v - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \frac{Dv}{Dt} - \frac{\partial}{\partial x} \left(\nu_L \frac{\partial v}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(\nu_L \frac{\partial v}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \left(\nu_T \frac{\partial v}{\partial z} \right) \\ = -fu - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} \end{aligned}$$

$$\frac{Dw}{Dt} - \frac{\partial}{\partial x} \left(\nu_L \frac{\partial w}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(\nu_L \frac{\partial w}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \left(\nu_T \frac{\partial w}{\partial z} \right)$$

$$= -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} + \delta g$$

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0$$

$$\frac{D\delta}{Dt} - \frac{\partial}{\partial x} \left(\nu_{L\delta} \frac{\partial \delta}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(\nu_{L\delta} \frac{\partial \delta}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \left(\nu_{T\delta} \frac{\partial \delta}{\partial z} \right) = S$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} -$$

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(\nu_{LC} \frac{\partial C}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(\nu_{LC} \frac{\partial C}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \left(\nu_{TC} \frac{\partial C}{\partial z} \right) = S_c$$

式中： u, v, w 分别为 x, y, z 方向的流速, m/s； ρ 为水的密度, kg/m³； p 为水深 z 处的压强, Pa； g 为加速度； δ 为考虑水温变化的相对密度差； C 为污染物的质量浓度, mg/L； $\nu_L, \gamma_{L\delta}, \gamma_{LC}$ 为水平扩散系数； $\nu_T, \gamma_{T\delta}, \gamma_{TC}$ 为垂直扩散系数； S, S_c 为源强项； f 为柯氏力系数。

在模型中采用了 $K-\epsilon$ 模型, 考虑了动能与势能的转换, 计算了垂直扩散系数。水平扩散系数采用固定值, 公式从略。

2.2.1.2 水质模型

水质模拟部分可模拟的水质营养盐和生物量指标以 N、P 和 Chla 为主, 各因子的相互关系如图 2 所示。部分指标的模型公式如下。

a. 叶绿素模拟：

$$\frac{\partial Y}{\partial t} = \{G_Y - R_{Y20}\theta_{RY}^{T-20}\} Y - C_{g20}\theta_{CG}^{T-20} ZY +$$

$$\frac{\partial W_Y Y}{\partial z} + F(Y)$$

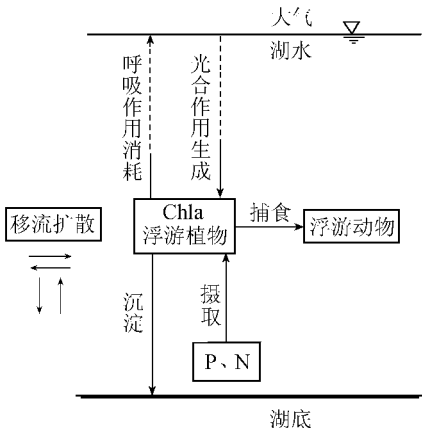


图2 三维水质模型结构示意图

b. 浮游动物模拟：

$$\frac{\partial Z}{\partial t} = (f_Y C_{g20} \theta_{CG}^{T-20} Y - R_{Z20} \theta_{RZ}^{T-20} -$$

$$D) Z + F(Z)$$

其中, G_Y, f_Y 值由 N、P 营养盐、光照强度、温度等计算公式得到。

$$G_Y = G_{Y\max20} \theta_{GY}^{T-20} \frac{I}{K_I + I} \min\left(\frac{P}{K_P + P}, \frac{N}{K_N + N}\right)$$

$$f_Y = \frac{a_s K_Y}{K_Y + Y}$$

c. 营养盐模拟：

$$\frac{\partial P}{\partial t} = -\{G_Y - \gamma_Y R_{Y20} \theta_{RY}^{T-20}\} Y + \gamma_Z R_{Z20} \theta_{RZ}^{T-20} Z +$$

$$K_{D20} \theta_{KD}^{T-20} D + \frac{W_P}{H_b} + F(P)$$

$$\frac{\partial N}{\partial t} = -\sigma_{NY} \{G_Y - \gamma_Y R_{Y20} \theta_{RY}^{T-20}\} Y + \sigma_{NZ} \gamma_Z R_{Z20} \theta_{RZ}^{T-20} Z +$$

$$K_{E20} \theta_{KE}^{T-20} E + \frac{W_N}{H_b} + F(N)$$

式中： Y 为叶绿素值； Z 为浮游动物浓度； P, N 分别为磷、氮浓度； D, E 分别为非生物态有机磷、有机氮浓度； H_b 为水深； I 为光照强度； G_Y 为浮游植物繁殖量； f_Y 为浮游动物繁殖量； $G_{Y\max20}$ 为 20℃ 时浮游植物的繁殖速度； C_{g20} 为 20℃ 时浮游植物的摄食系数； $\theta_{RY}, \theta_{RZ}, \theta_{CG}, \theta_{GY}, \theta_{KD}, \theta_{KE}$ 为温度参数； R_{Y20}, R_{Z20} 为 20℃ 时的呼吸分解常数； K 为各变量 (I, Y, P, N) 的半饱和参数； F 为各变量 (Y, Z, P, N) 的扩散项； a_s 为浮游植物最大同化速度； W_Y 为浮游植物沉降速度； W_P, W_N 分别为 P、N 的底泥溶出速度； γ_Y, γ_Z 分别为浮游植物、浮游动物的营养盐回归系数； K_{D20}, K_{E20} 分别为 D、E 的分解速度； σ_{NY}, σ_{NZ} 分别为水质指标 N 向水质指标 Y, Z 的单位换算系数。

其他营养盐 (有机磷、有机氮、COD、DO 等) 的模拟公式及有关参数见文献 [8]。

2.2.1.3 计算网格设定与计算方法

将金山湖均匀划分为 $95 \times 75 \times 15$ 个单元网格, 网格尺寸为 $20 \text{ m} \times 20 \text{ m} \times (0.2 \sim 0.4) \text{ m}$ 。控制方程的离散采用了有限控制体积法, 时间积分采用隐式解法。数值解法采用将连续方程式与运动方程式组合进行压力修正, 然后再修正速度场使其满足连续方程式的 SIMPLE 解法 [9-10]。

2.2.1.4 模型参数的选择及其率定

按照文献 [8] 初始参数列表选择模型参数。由于人工湖设计阶段现场数据难以获取, 因此模型参数率定中计算预测值与现场监测值的比较难以实现。考虑到人工湖设计所要计算的是各种方案对模拟结果变化趋势的影响, 是一个趋势分析和相对比

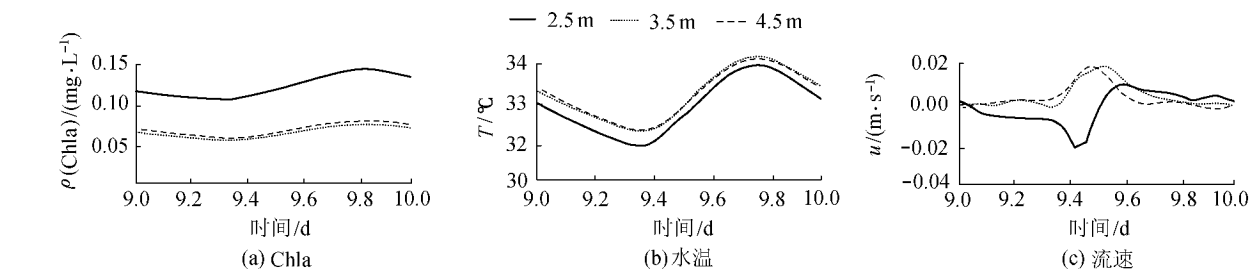


图3 3个水深方案主要指标的比较

较的过程,因此引用相近地理、水文环境的水体监测数据进行率定。率定数据取巢湖 2001 年 1 月 5 日至 2002 年 1 月 5 日的营养盐、叶绿素 a 监测数据和当地的水文、气象数据,率定总体误差低于 20%,少数点由于实测值很小,导致相对误差介于 20% ~ 37% 之间,达到率定误差要求。结果如表 1 所示。

表1 金山人工湖水水质参数

水质参数	原值	率定结果	水质参数	原值	率定结果
G_{Ymax20}	2.00	0.665 4	θ_{RY}	1.05	1.126 9
R_{Y20}	0.09	1.122 9	C_{g20}	8.30	8.274 1
θ_{GY}	1.07	0.093 1			

2.2.1.5 初始条件和边界条件的选取

水质初始值为Ⅳ类地表水标准值,模拟时段取夏季 8 月初的前 10 d,因为此时段的光照、温度等条件最适于藻类的生长与繁殖,预测预警的结果更具有代表性。根据镇江市环境监测年报及风向频谱分析,确定水表面平均风速为 3.5 m/s,主导风向为东南风。

暂不考虑与外界水体的营养盐交换,无入流负荷和降雨面源负荷入流的影响。

2.2.2 结果分析

2.2.2.1 湖形设计对水质的影响

以湖的水深方案设计为例,进行最佳水深设计方案的比选。

水深方案有 3 个,最深处分别为 2.5 m、3.5 m 和 4.5 m,经计算模拟,预测其湖心(①号点)处,各水深方案的主要指标(水温、流速和 Chla 浓度)随时间的变化规律,结果见图 3。

图 3 表明,水深不同引起的 Chla 质量浓度变化差异显著,其中浅水 2.5 m 方案 Chla 质量浓度由初始的 0.03 mg/L 猛增至 10 d 后的 0.14 mg/L,而 3.5 m 和 4.5 m 水深方案 Chla 质量浓度则变化至Ⅴ类水质标准以下的 0.65 mg/L 附近,后两方案结果差异不显著。仅水面处的值比较,4.5 m 甚至略高于 3.5 m 方案。

此外,3 个水深方案引起的水温变化规律相似,数值大小差异不明显,2.5 m 方案略低于另两者。而 3 个方案引起的流速变化结果为 3.5 m 和 4.5 m 方案流速大小变化相似,且略高于 2.5 m 方案。

由于金山人工湖为浅水湖,对于浅水湖泊垂向指标变化的研究目前尚报道不多,因此,仍以人工湖湖心处①号点为观测点,计算模拟其 10 d 内 Chla 浓度的垂向变化,如图 4 所示。结果表明,10 d 内 Chla 浓度呈总体上升趋势,而每天内 Chla 浓度在垂向空间都有一个均匀混合的过程,以 20 :00 至 24 :00 时段混合最为均匀。由此可见,浅水湖垂向分层不明显,其不断混合的过程对于藻类水华的发生起着促进作用。

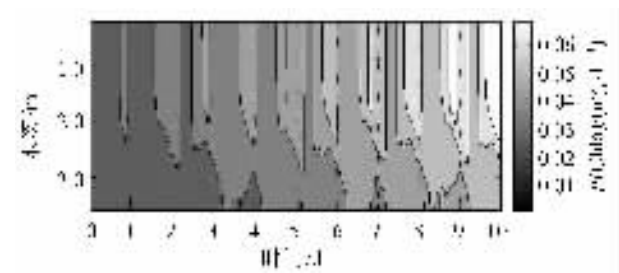


图4 10 d 内 Chla 浓度的垂向分布变化

根据垂向结果,以每天的混合最均匀时段作代表,模拟第 10 d Chla 值在平面分布上的变化趋势(如图 5),结果表明 2.5 m 方案富营养化明显,另两方案结果较好。由于不是整层积分值的比较,因此水面处 4.5 m 方案在某些区域的 Chla 值甚至劣于 3.5 m 方案,故最终确定最大水深 3.5 m 方案为最适方案。

2.2.2.2 水质调控措施的富营养化预测预警

与自然湖泊不同,人工湖的水循环和水补给等调控措施是人为设定的,因此效果有待现实中长期的运行来加以检验。此外,面对各种突发性污染事故,更需要做出事先的有效预警。为此,利用三维模型进行情景分析。情景设定依据 Stumm 提出的藻类经验分子式—— $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P$ 和利贝格最小值定律,确定限制性控制因子磷初始浓度和引水调控 2 个因素作为案例设定的主要考虑因素。情景①:最易发生富营养化的自然条件下,现有设计的富营养化发生的可能;情景②:采用生态引水调控措施对富营养化暴发的解决效果;情景③:未采取引调水措施,初始磷质量浓度控制在较低水平(0.1 mg/L)时的富营养化趋势。

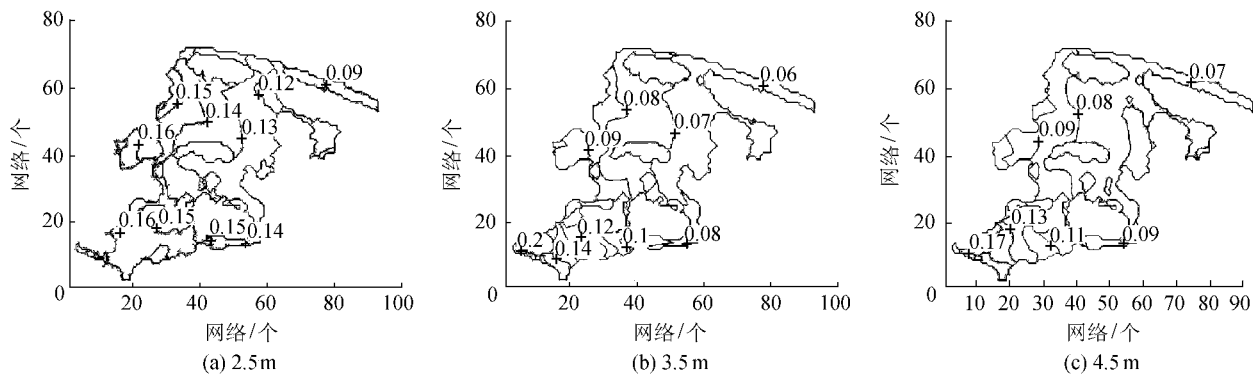


图5 第10d各水深 Chla 平面等值图

模型计算条件仍确定为：夏季连续晴好天气(日照强度高,有利于藻类生长),平均风速 3.5 m/s,主导风向为东南风,引水流量为 1.0 m³/s,在人工湖西南角引长江水。分别取①②③号点(图 6)作为观测点,比较各情景下的水质变化趋势。



图6 引水位置及观测点分布

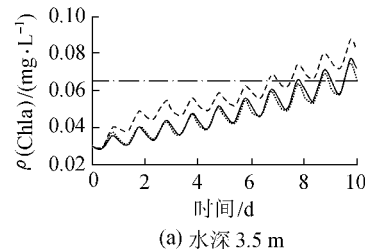
a. 情景①：典型气象条件(易发生富营养化)下,现有设计方案(未引水调控)时①②③点的 Chla 值的变化趋势如图 7(a)所示,将由初始的Ⅳ类水(质量浓度为 0.03 mg/L)增至 10 d 后Ⅴ类水(质量浓度为 0.065 mg/L),滞水区的③号点超标显著。

b. 情景②：通过最小引水水量优化计算表明,引水量选为 1 m³/s 能够满足湖区补水需要,1 次补水历时 12 d。因为长江磷的本底值较高,所以调水后湖区的 $\rho(\text{TP})$ 仍以 0.2 mg/L 计算。观测①②③号点的 $\rho(\text{Chla})$ 变化趋势如图 7(b)所示。结果表明,生态引水的调控措施并未显著改善水质,最终 10 d 内水质仍劣于Ⅴ类,而滞水区的③号点水质更是远劣于Ⅴ类。

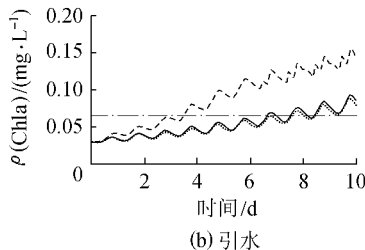
c. 情景③：未采取引调水措施、初始磷质量浓度为 0.1 mg/L 时的富营养化趋势见图 7(c)。结果表明,Chla 值显著降低,水质接近Ⅲ类。

以上预测结果说明：未采取引水措施时,在人工湖的局部地区将出现 Chla 浓度超标的情况,即发生了富营养化。常用的生态引水措施,对改善水质、防止富营养化并非绝对有效。当引水的初始浓度和引水时机不能合理控制时,有可能得到适得其反的结

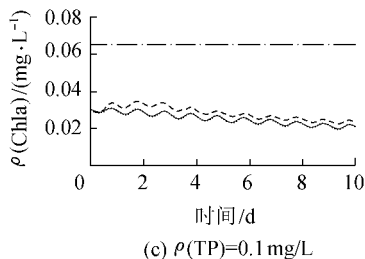
— 1号点 ——— 2号点 --- 3号点 --- V类水



(a) 水深 3.5 m



(b) 引水



(c) $\rho(\text{TP})=0.1 \text{ mg/L}$

图7 3种方案的 Chla 值趋势比较

果。制定长效管理的建议为：注重引水时间的合理性,即在不易暴发富营养化的时间段先行自长江引水,以降低初始营养盐浓度,从而控制 Chla 浓度的增长。

3 结 论

根据三维水质模型可模拟湖泊水质富营养化趋势的特点,将其应用于城市人工湖前期的湖形设计和引调水、水循环调控措施的优化设计中,得到了金山人工湖的不同水深对 Chla 浓度变化趋势的影响。定量比较后,选取了施工量适中并同时能满足水质要求的最优水深设计方案最大水深 3.5 m。此外,模拟了未来金山湖在最易暴发富营养化的夏季连续晴好高温条件下,局部地区可能出现藻类暴发的情况,

并结合引水调控措施进行比较,结果表明 采用生态调水时,如不能大幅度降低磷的浓度,难以根本遏制夏季藻类水华的暴发。因此,在湖泊管理中,生态调水的时机、水量等应该以降低营养盐浓度为目标进行细化管理,而不是简单地将其作为应急性的、临时性的冲污措施。

本文探索了利用三维水质模型模拟城市人工湖不同设计方案和水调控管理措施对水质变化趋势的影响,该方法可应用于国内类似的人工湖设计中,通过选取不同的设计条件进行计算模拟,预测未来的富营养化发生趋势。这一技术的应用将对我国城市水生态规划设计具有重要的理论参考价值和现实意义。

参考文献：

[1] JIN Kang-ren, DANIEL P L, TODD S T. Assessing lake Okeechobee eutrophication with water-quality models [J]. Journal of water resources planning and management, 1998,1 : 22-29.

[2] HAVENS K E,FUKUSHIMA T,XIE P. Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (PR China), and Okeechobee (USA) [J]. Environmental Pollution,2001,111 :263-272.

[3] GEORGE B A. Eutrophication model for lake Washington (USA) Part I-model description and sensitivity analysis [J].

Ecological Modelling, 2005,187 :140-178.

[4] GEORGE B A. Eutrophication model for Lake Washington (USA) Part II-model calibration and system dynamics analysis [J]. Ecological Modelling,2005,187 :179-200.

[5] ROBSON B J, HAMILTON D P. Three-dimensional modelling of a microcystis bloom event in the Swan River estuary, Western Australia [J]. Ecological Modelling,2004,174 :203-222.

[6] BONNET M P, WESSEN K. ELMO, a 3-D water quality model for nutrients and chlorophyll : first application on a lacustrine ecosystem [J]. Ecological Modelling,2001,141 :19-33.

[7] ZEREN Gur-kan, ZHANG Jing-jie, JØRGENSEN S E. Development of a structurally dynamic model for forecasting the effects of restoration of Lake Fure, Denmark [J]. Ecological modelling, 2006,197 :89-102.

[8] 松梨史郎.湾奥水域における水質の時空間変化の解析 [J]. 土木学会论文集,1997,573 :93-110.

[9] QIAN X, ISHIKAWA T. Wind-induced current and water exchange in Lake kasumigaura [C]//LI Gui-fen. Proceedings of XXIX IAHR Corgress. Beijing :Tsinghua University Press, 2001 :559-564.

[10] ISHIKAWA T, SUZUKI T, QIAN X. Hydraulic study of the onset of Hypoxia in the Tone River Estuary [J]. Journal of Environmental Engineering, 2004, 130(5) :551-561.

(收稿日期 2007-03-16 编辑 傅伟群)

(上接第 3 页)

参考文献：

[1] 张寿全. 21 世纪首都水问题的对策与建议 [J]. 中国软科学,2000(8) :14-19.

[2] 汪恕诚. 水环境承载能力分析与调控 [J]. 水利发展研究,2002(1) :2-6.

[3] 郭怀成,唐剑武. 城市水环境与社会经济可持续发展对策研究 [J]. 环境科学学报,1995,15(3) :363-369.

[4] 李清龙,张焕桢,王路光,等. 水环境承载力及其影响因素 [J]. 河北工业科技,2004,21(6) :30-32.

[5] 崔凤军. 城市水环境承载力及其实证研究 [J]. 自然资源

学报,1998,13(1) :58-62.

[6] 赵然杭,曹升乐,高辉国. 城市水环境承载力与可持续发展策略研究 [J]. 山东大学学报 工学版,2005,35(2) :91-94.

[7] 唐剑武,郭怀成,叶文虎. 环境承载力及其在环境规划中的初步应用 [J]. 中国环境科学,1997,17(1) :6-9.

[8] 李如忠. 基于指标体系的区域水环境动态承载力评价研究 [J]. 中国农村水利水电,2006(9) :42-46.

[9] 彭静,李翀,廖文根,等. 水环境可持续承载评价方法及实证研究 [J]. 中国人口·资源与环境,2006,16(4) :55-59.

[10] 李清龙,闫新兴. 水环境承载力量化方法研究进展与展望 [J]. 地学前缘,2005,12(特刊) :43-48.

(收稿日期 2007-03-21 编辑 傅伟群)

· 简讯 ·

东亚地区环境社会学会议将于 2008 年 10 月在日本举行

东亚地区环境社会学会议将于 2008 年 10 月 4－6 号在日本东京 Hosei University 举行。本次会议由日本环境社会学会主办,主题为“环境社会学——问题、运动和政策”。本次会议由日本、韩国、中国(大陆和台湾)三国学者 2007 年 7 月在北京倡议成立的东亚环境社会学网络组织的一次学术会议。该网络由河海大学施国庆教授、陈阿江教授与中国人民大学洪大用教授等与日本、韩国多位学者发起成立,意在推动东亚地区环境社会学的学术交流与合作。

(本刊编辑部供稿)