

## 基于 ELCOM-CAEDYM 模型的淀山湖营养物投入响应关系的模拟<sup>\*</sup>

卢 嘉<sup>1</sup>, 陈小华<sup>2</sup>, 李小平<sup>3\*\*</sup>

(1: 东华大学环境工程与科学学院, 上海 200051)

(2: 上海市环境科学研究院, 上海 200233)

(3: 华东师范大学河口海岸学国家重点实验室, 上海 200062)

**摘 要:** 针对淀山湖严重富营养化的问题, 应用三维水动力-水质耦合模型 ELCOM-CAEDYM 对淀山湖水质进行了模拟, 确定了一套可应用于淀山湖水质模拟的参数, 并对模拟结果进行了验证; 验证结果显示, ELCOM-CAEDYM 耦合模型较好地模拟了常规水质和藻类浓度动态变化, 模拟结果的总体变化趋势与实测结果相符合. 同时运用该模型对淀山湖营养物的投入响应关系进行了模拟研究. 从模拟结果来看, 淀山湖叶绿素 a 含量随淀山湖磷输入量的变化而变化的趋势较显著, 氮输入量的增加对淀山湖叶绿素 a 含量的影响并不明显, 当淀山湖总氮含量降低到 3.70–4.31 mg/L 之间的某个临界值以下或者更低时, 淀山湖叶绿素 a 的含量会明显减少.

**关键词:** ELCOM-CAEDYM 模型; 藻类模拟; 氮; 磷; 富营养化; 淀山湖

## Simulation of the response of algal growth to nutrients input in Lake Dianshan based on ELCOM-CAEDYM model

LU Jia<sup>1</sup>, CHEN Xiaohua<sup>2</sup> & LI Xiaoping<sup>3</sup>

(1: *College of Environmental Engineering and Science, Donghua University, Shanghai 200051, P. R. China*)

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

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

**Abstract:** The Lake Dianshan is suffered from eutrophication problem. Based on the ELCOM-CAEDYM model, this paper simulated the water quality of Lake Dianshan in 2008, settled a set of parameters applicable for the simulation, and validated the simulation result. The water-temperature simulation result was satisfactory, which indicated that the all-year simulated fluctuation of TN, TP and algal concentration agreed with the measured data. Furthermore, this paper applied the model in simulating the effect of nutrients input (nitrogen and phosphorus) on algal growth in Lake Dianshan. The simulation result revealed that the concentration of Chl. a changed significantly with input amount of phosphorus in Lake Dianshan. The increasing of input amount of nitrogen has not affected the concentration of Chl. a. But if the concentration of TN were lower than the critical value of 3.70–4.31 mg/L, the concentration of Chl. a would decrease obviously in Lake Dianshan.

**Keywords:** ELCOM-CAEDYM model; algae simulation; nitrogen; phosphorus; eutrophication; Lake Dianshan

淀山湖又称薛淀湖, 地处江苏、浙江、上海两省一市交界处(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型浅水湖泊, 水域面积 62 km<sup>2</sup>, 平均水深约 2.1 m, 最大水深 3.6 m, 主要承泄太湖来水<sup>[1-2]</sup>. 太湖水由西北向东南经急水港、大朱库等河港进入湖体, 然后经拦路港、淀浦河等河流泄入黄浦江, 停留时间约 29 d, 占黄浦江水量的 17% 左右, 是上海市的主要水源地之一. 同时淀山湖还具备交通运输、农田灌排、水产养殖、调蓄洪涝等功能. 随着淀山湖流域经济的快速发展, 淀山湖水质明显下降, 已经转变为重度富营养化湖泊, 具备了暴发大规模、大面积蓝藻水华的条件<sup>[3-10]</sup>.

\* 国家水体污染控制与治理科技重大专项项目(2009ZX07106–001–006)资助. 2010–07–28 收稿; 2010–09–10 收修改稿. 卢嘉, 男, 1986 年生, 硕士研究生; E-mail: ljkyzy168@live.cn.

\*\* 通讯作者; E-mail: lixp\_2008@hotmail.com.

程曦等分析了淀山湖近 20 年(1986—2004 年)氮磷营养物及藻类增长响应. 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变化, 于 1999—2000 年前后由中度富营养化转变成重度富营养化湖泊<sup>[11]</sup>. 因此, 全面控制和综合治理淀山湖富营养化刻不容缓.

为了防治蓝藻水华, 必须对淀山湖水质变化进行模拟, 对水华暴发周期、危害范围等进行相关预测. 本文在深入调查研究淀山湖水质变化特征的基础上, 利用水质模型预测分析的手段, 引入澳大利亚西澳大学水研究中心开发的三维水动力模型(Estuary, Lake and Coastal Ocean Model, ELCOM)<sup>[12]</sup>和湖泊水库生态动力学模型(Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model, CAEDYM)<sup>[13]</sup>. ELCOM 模型可用于模拟水体在风应力、热力等条件下水动力的变化状态, 同时可以与 CAEDYM 模型耦合用于模拟流体物理、生物、化学的三维迁移和相互作用, 该模型在国外得到广泛应用, Robson 等<sup>[14]</sup>利用 ELCOM-CAEDYM 模型对天鹅河口由于强降雨造成的蓝藻暴发的状况进行了模拟研究, List 等<sup>[15]</sup>利用 ELCOM-CAEDYM 耦合模型对博尔德湖流域由于工业废水排放产生的水华现象进行了模拟预测. 在国内丁正峰等利用 ELCOM 模型对流溪河水库水温进行模拟研究<sup>[16]</sup>, 谢兴勇等<sup>[17]</sup>利用 ELCOM-CAEDYM 模型对“引江济巢”工程对巢湖水动力和水质的影响做了数值模拟研究. 本文针对淀山湖氮磷营养物与藻类生长的投入响应关系开展模拟研究, 为淀山湖营养物基准的制定和富营养化的综合治理以及淀山湖蓝藻水华暴发的预测预警研究提供基础.

## 1 材料与方法

### 1.1 模型介绍

ELCOM 是用于模拟湖泊与水库的水动力状态的三维数值模型, 该模型可用于预测水体温度和盐度在时间和空间上的变化. CAEDYM 是水生态动力学模型, 它具有强大的可视界面功能, 能动态演示湖泊水位、流速、营养盐及水生生物的生物量等随时间的变化. CAEDYM 主要计算公式见表 1<sup>[14,18]</sup>, 有关模型及公式中各项的意义参考文献[14].

### 1.2 模型计算条件

以淀山湖为研究对象, 利用 ELCOM-CAEDYM 耦合模型模拟淀山湖水质在时间以及空间上的变化趋势.

(1) 气象资料: 采用 2008 年淀山湖地区气温、风向、风速、太阳辐射、降水、云量、蒸发量和相对湿度等日平均数据(图 1), 主要来源于上海市浦东气象局和上海市青浦区年鉴<sup>①</sup>.

(2) 地形资料: 在对计算区域进行网格剖分时, 考虑到湖体几何边界较为复杂, 曲线网格在离散方程时会造成一定的精度误差, 因此, 本研究采用矩形网格对计算区域进行剖分, 网格尺度为 200m×200m, 水下地形图见图 2.

(3) 水文资料: 包括淀山湖八个出入口(图 3)的入流量、出流量<sup>②</sup>, 淀山湖 2008 年全年进、出水量约  $1.7 \times 10^8 \text{ m}^3$ , 淀山湖进水口门主要包括大朱砂、急水港、白石矾和千墩港, 其中大朱库进水量占 40%, 急水港占 25%, 白石矾占 29%, 千墩港占 6%. 淀山湖排水口门主要是拦路港, 泄流量约占 74%.

(4) 计算时间步长取 10min, 模型采用淀山湖 13 个点位(图 3)的 2008 年 1 月实测值的平均值作为模型计算的初始值, 模拟 2008 年 2—12 月份淀山湖各个水质要素变化趋势和富营养化的变化过程.

(5) 淀山湖为浅水湖泊, 在风浪的作用下, 底泥再悬浮是湖体内氮、磷营养盐变化的一个重要因素, 但是根据林卫青等<sup>[4]</sup>对淀山湖湖体氮、磷输入的来源研究表明, 淀山湖总氮(TN)、总磷(TP)的输入主要来源于上游来水, 分别占氮、磷总输入量的 91.37% 和 95.21%, 而通过底泥通量释放的氮、磷均不到 2%, 所以模型仅考虑上游来水对淀山湖氮、磷分布的影响.

① 上海市地方志办公室. 上海市青浦县志(<http://www.shtong.gov.cn/node2/node4/node2250/node4427/node5561/index.html>).

② 上海市环境质量报告书(2008 年度). 上海市环境保护局. 2009.

表 1 CAEDYM 模型主要计算公式\*

Tab. 1 Summary of equations used in CAEDYM

温度: (1) 当  $T = T_{\text{std}}$  时,  $f_1(T, \vartheta) = 1$ ,  $f_i(T, \vartheta) = \vartheta^{T-20} + \vartheta^{K(T-a)} + b$   
 (2) 当  $T = T_{\text{opt}}$  时,  $\partial f_1(T, \vartheta)/\partial t = 0$ ; (3) 当  $T = T_{\text{max}}$  时,  $f_1(T, \vartheta) = 0$

光照:  $I = I_0 \exp(-K_D z)$ ,  $K_D = K_d + \sum_i K_{eA_i} A_i + K_{eDOC} DOC$

碳:  $\frac{\partial A_i}{\partial t} = [U_{\text{DIC}}(A_i) - R_{\text{DIC}}(A_i) - E_{\text{DOC}}(A_i) - E_{\text{POC}}(A_i)] \frac{1}{Y_{\text{C:Chl.a}}} + \frac{V_{S_i}}{\Delta z} IP_i$

$\frac{\partial POC}{\partial t} = -[\mu_{\text{DEC}_{\text{POC}}} f_1(T, \vartheta_{\text{BAC}}) f_4(DO, K_{\text{BAC}})] POC + \sum_i E_{\text{POC}}(A_i) + \frac{V_{\text{S}_{\text{POM}}}}{\Delta z} POC$

$\frac{\partial DOC}{\partial t} = [\mu_{\text{DEC}_{\text{POC}}} POC - \mu_{\text{MIN}_{\text{DOC}}} DOC] f_1(T, \vartheta_{\text{BAC}}) f_4(DO, K_{\text{BAC}}) + \sum_i E_{\text{DOC}}(A_i) + S_{\text{DOC}} f_3(DO, K_{\text{S}_{\text{DOC}}}) \frac{\vartheta_S^{T-20}}{\Delta z_{\text{bot}}}$

氮:  $\frac{\partial IN_i}{\partial t} = U_{\text{NO}_3^-}(A_i) + U_{\text{NH}_4^+}(A_i) - E_{\text{DON}}(A_i) - E_{\text{PON}}(A_i) + \frac{V_{S_i}}{\Delta z} IN_i$

$\frac{\partial \text{NO}_3^-}{\partial t} = \mu(1 - P_N) Y_{\text{N:Chl.a}} A + \left\{ K_n f(T) \frac{DO}{K_n + DO} \text{NH}_4^+ \right\} - \left\{ K_d f(T) \frac{K_d}{K_d + DO} \text{NO}_3^- \right\}$

$\frac{\partial \text{NH}_4^+}{\partial t} = \mu P_N Y_{\text{N:Chl.a}} A - \left\{ K_n f(T) \frac{DO}{K_n + DO} \text{NH}_4^+ \right\} + \left\{ \frac{K_{\text{AN}} K_{\text{ON}} + K_{\text{ON}} DO}{K_{\text{ON}} + DO} f(T) \text{PON} \right\} + \frac{f(T) S_{\text{NH}_4} K_{\text{DOS}} / (K_{\text{DOS}} + DO)}{h}$

$\frac{\partial \text{PON}}{\partial t} = \frac{V_N}{\Delta z} \text{PON} - \left\{ \frac{K_{\text{AN}} K_{\text{ON}} + K_{\text{ON}} DO}{K_{\text{ON}} + DO} f(T) \text{PON} \right\} + K_n f(T) Y_{\text{N:Chl.a}} A$

$\frac{\partial \text{DON}}{\partial t} = [\mu_{\text{DEC}_{\text{PON}}} \text{PON} - \mu_{\text{MIN}_{\text{DON}}} \text{DON}] f_1(T, \vartheta_{\text{BAC}}) f_4(DO, K_{\text{BAC}}) + \sum_i E_{\text{DON}}(A_i) + S_{\text{DON}} f_3(DO, K_{\text{S}_{\text{DON}}}) \frac{\vartheta_S^{T-20}}{\Delta z_{\text{bot}}}$

$TN = \text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+ + \text{DON} + \text{PON} + IN$

磷:  $\frac{\partial IP_i}{\partial t} = U_{\text{FRP}}(A_i) - U_{\text{DOP}}(A_i) - E_{\text{POP}}(A_i) + \frac{V_{S_i}}{\Delta z} IP_i$

$\frac{\partial \text{FRP}}{\partial t} = -\mu Y_{\text{P:Chl.a}} A + \left\{ \frac{K_{\text{AP}} K_{\text{OP}} + K_{\text{OP}} DO}{K_{\text{OP}} + DO} f(T) \text{POP} \right\} + \frac{f(T) S_{\text{P}} K_{\text{DOS}} / (K_{\text{DOS}} + DO)}{h}$

$\frac{\partial \text{POP}}{\partial t} = \frac{V_P}{\Delta z} \text{POP} - \left\{ \frac{K_{\text{AP}} K_{\text{OP}} + K_{\text{OP}} DO}{K_{\text{OP}} + DO} f(T) \text{POP} \right\} + K_n f(T) Y_{\text{P:Chl.a}} A$

$\frac{\partial \text{DOP}}{\partial t} = [\mu_{\text{DEC}_{\text{POP}}} \text{POP} - \mu_{\text{MIN}_{\text{DOP}}} \text{DOP}] f_1(T, \vartheta_{\text{BAC}}) f_4(DO, K_{\text{BAC}}) + \sum_i E_{\text{DOP}}(A_i) + S_{\text{DOP}} f_3(DO, K_{\text{S}_{\text{DOP}}}) \frac{\vartheta_S^{T-20}}{\Delta z_{\text{bot}}}$

$TP = \text{FRP} + \text{DOP} + \text{POP} + IP$

藻类生长限制: 光限制:  $f(I) = 1 - \exp(-I/I_k)$ ; 氮限制:  $f(N)_\alpha = (\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-) / (\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- + K_{\text{Na}})$ ;  
 磷限制:  $f(P)_\alpha = \text{FRP} / (\text{FRP} + K_{\text{Pa}})$

\* 其中,  $f_i(T, \vartheta)$  为藻类生长温度函数,  $i$  为浮游生物组数,  $\vartheta$  为藻类生长温度系数,  $b$  为藻类生长温度补偿系数,  $T_{\text{std}}$  为藻类生长标准温度,  $T_{\text{opt}}$  为藻类生长最适温度,  $T_{\text{max}}$  为藻类生长最高适应温度;  $I$  为光照强度,  $K_d$  为消光系数,  $I_k$  为藻类最大生长速率时的光强;  $\text{DIC}$  为可溶性无机碳含量,  $\vartheta_{\text{BAC}}$  为矿化温度系数,  $K_{\text{BAC}}$  为微生物溶解有机质所需溶解氧的半饱和参数,  $\mu_{\text{DEC}_{\text{POC}}}$  为在 20℃ 微生物分解 POC (颗粒态有机碳) 的最大速率,  $\mu_{\text{MIN}_{\text{DOC}}}$  为 DOC (可溶性有机碳) 在 20℃ 时最大矿化速率,  $S_{\text{DOC}}$  为最大泥沙通量时 DOC 含量;  $K_{\text{Na}}$  为  $N$  的半饱和常数,  $IN$  为藻类内部的氮,  $K_{\text{ON}}$  为需氧条件下 PON (颗粒态有机氮) 的矿化速率,  $K_{\text{AN}}$  为厌氧条件下 PON 的矿化速率,  $\mu_{\text{DEC}_{\text{PON}}}$  为在 20℃ 微生物分解 PON 的最大速率,  $\mu_{\text{MIN}_{\text{DON}}}$  为 DON (可溶性有机氮) 在 20℃ 时最大矿化速率,  $k_d$  为反硝化作用速率,  $k_n$  为硝化作用速率,  $K_{\text{DOS}}$  为底泥营养盐溶出的溶氧半饱和常数;  $IP$  为藻类内部的磷,  $K_{\text{Pa}}$  为  $P$  的半饱和常数,  $K_{\text{OP}}$  为需氧条件下 POP (颗粒态有机磷) 的矿化速率,  $K_{\text{AP}}$  为厌氧条件下 POP 的矿化速率,  $\mu_{\text{DEC}_{\text{POP}}}$  为在 20℃ 微生物分解 POP 的最大速率,  $\text{DOP}$  为可溶性有机磷,  $k_r$  为呼吸作用速率,  $\Delta z$  为网格厚度,  $\Delta z_{\text{bot}}$  为沉淀物网格厚度,  $S_{\text{P}}$  底泥 FRP (磷酸盐) 溶出速度,  $S_{\text{NH}_4}$  底泥  $\text{NH}_4^+$  (铵盐) 溶出速度。

(6) 模型参数除查阅相关的一些文献外,另结合淀山湖的实际情况对参数进行修正,ELCOM 主要参数有:总体消光系数  $5.0\text{m}^{[19]}$ ;长波辐射表面反射率  $R_t$  为 0.08;显热传递的容积系数  $CH$  为  $1.4 \times 10^{-3}[20]$ ;蒸发潜热  $2.453 \times 10^6 \text{J/kg}$ ;水面长波反射率为  $0.96^{[20]}$ . CAEDYM 主要修正参数见表 2.

1.3 模型的率定与验证

利用 2008 年 1-12 月淀山湖的同步水质监测资料对生态动力学模型进行率定验证,模型率定验证所用的模拟值和实测值均采用淀山湖 13 个监测点位的日算术平均值. 根据模型率定结果进行误差统计:除 Chl. a 以外,其余各项水质指标误差都较小,平均误差在 10% 以内,淀山湖模型的率定验证误差在可接受范围内(图 4). 此模型可以较准确地反映淀山湖水质和藻类的全年实际演变情况.

2 富营养化水平与不同形态营养盐(氮、磷)的相关性分析

利用建立的淀山湖生态动力学模型,对淀山湖氮、磷营养盐与淀山湖富营养化水平进行相关性分析,相关设计方案如下:通过调控 TN(消减淀山湖 TN 输入量 10% 和 20%,增加淀山湖 TN 输入量 10% 和 20%)、

表 2 CAEDYM 主要参数值

Tab.2 The main paterments of CAEDYM

参数	取值	取值范围
藻类生长速率( $\mu_{\max}$ )	$1.00\text{d}^{-1}$	$0.5 - 2.5^{[14,21]}$
呼吸作用速率( $k_r$ )	$0.08\text{d}^{-1}$	$0.05 - 0.27^{[14,22]}$
呼吸作用温度系数( $v_R$ )	1.03	$1.02 - 1.12^{[14,22]}$
藻类生长温度系数( $v_T$ )	1.06	$1.02 - 1.09^{[14]}$
藻类生长标准温度( $T_{\text{std}}$ )	$20.0^\circ\text{C}$	$20.0^{[23-24]}$
藻类生长最适温度( $T_{\text{opt}}$ )	$28.0^\circ\text{C}$	$27.5 - 30.0^{[23-24]}$
藻类生长最高适应温度( $T_{\text{max}}$ )	$35.0^\circ\text{C}$	$35.0^{[23-24]}$
P 半饱和常数( $K_{\text{Pa}}$ )	$0.030\text{mg/L}$	$0.005 - 0.055^{[23-24]}$
N 半饱和常数( $K_{\text{Na}}$ )	$0.400\text{mg/L}$	$0.007 - 0.800^{[23-24]}$
反硝化作用温度系数( $v_{\text{N}_2}$ )	1.08	$1.03 - 1.08^{[14,21]}$
反硝化作用速率( $k_d$ )	$0.02\text{d}^{-1}$	$0.01 - 0.50^{[14,21]}$
反硝化作用半饱和常数( $K_{\text{N}_2}$ )	$2.0\text{mg/L}$	$0.5 - 5.0^{[14,21]}$
硝化作用温度系数( $v_{\text{ON}}$ )	1.05	$1.03 - 1.08^{[14,21]}$
硝化作用速率( $k_n$ )	$0.01\text{d}^{-1}$	$0.01 - 0.50^{[14,21]}$
硝化作用半饱和常数( $K_{\text{ON}}$ )	$5.0\text{mg/L}$	$0.5 - 5.0^{[14,21]}$
硝化作用 $\text{O}_2$ 与 N 比率( $Y_{\text{NH}}$ )	3.43	$3.43^{[14,21]}$

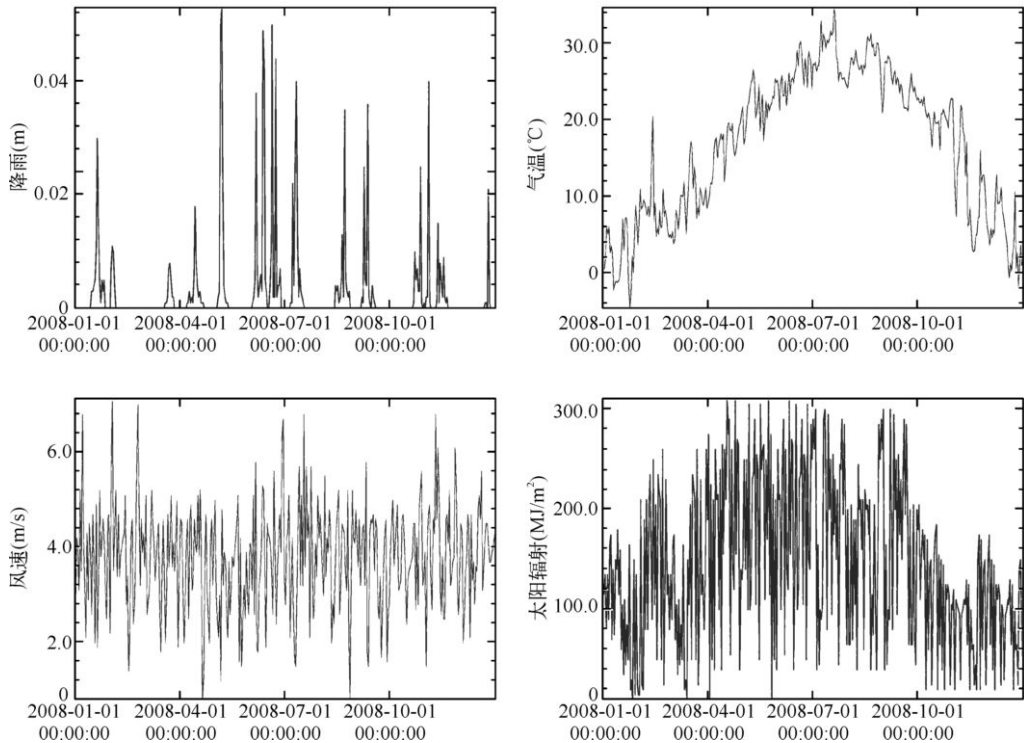


图 1 2008 年淀山湖气象数据

Fig.1 The daily meteorological data of Lake Dianshan in 2008

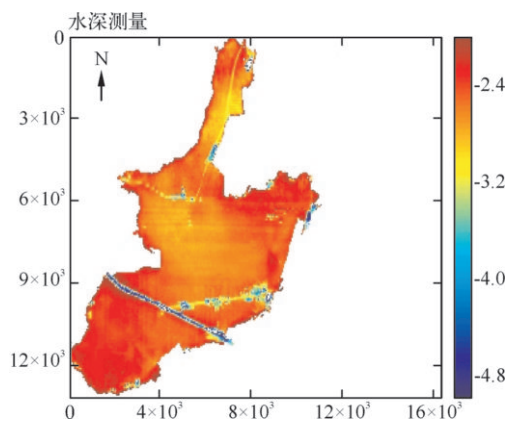


图2 水下地形

Fig. 2 Underwater topography

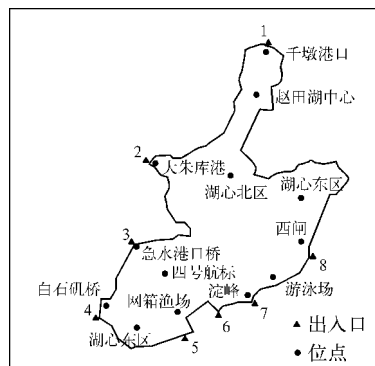


图3 淀山湖地理研究区与监测位点(1-千墩港;2-大朱库;3-急水港;4-白石矶;5-西旺港;6-石塘港;7-拦路港;8-淀浦河)

Fig. 3 The study geographical area and monitoring sites in Lake Dianshan

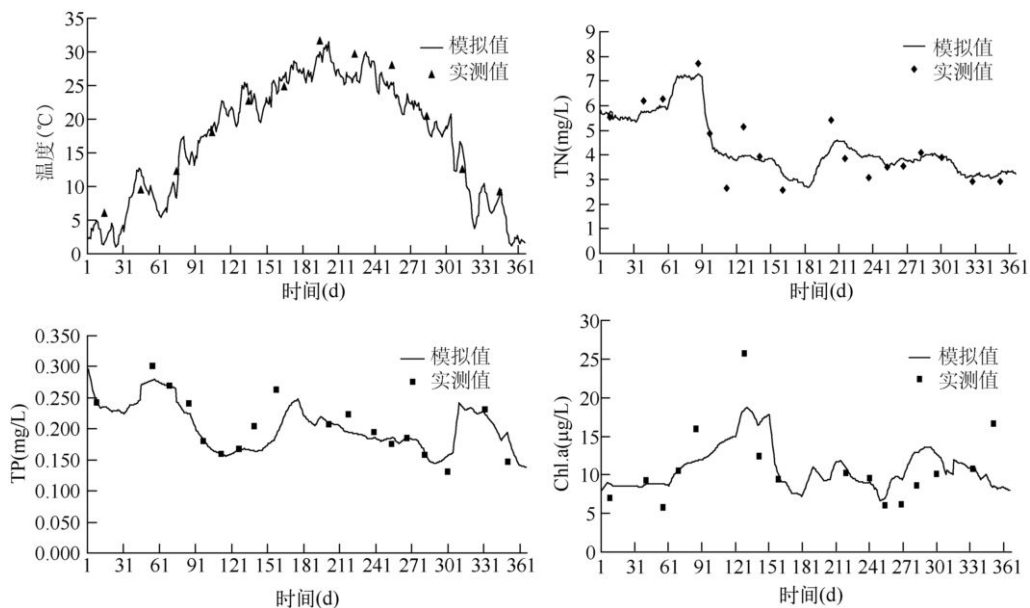


图4 模型验证结果

Fig. 4 Model calibration

调控 TP(消减淀山湖 TP 输入量 10% 和 20%, 增加淀山湖 TP 输入量 10% 和 20%) 和同时调控 TN 和 TP(同时消减淀山湖 TN、TP 输入量 10% 和 20%, 同时增加淀山湖 TN、TP 输入量 10% 和 20%) 与淀山湖 TN、TP 的原输入量(以淀山湖实测浓度为初始值,通过淀山湖 2008 年的 TN、TP 浓度的实测值验证全年的模拟值)进行对比,分析氮、磷营养盐与淀山湖 Chl. a 响应关系. 利用模型调控 TN、TP 时,仅改变 TN、TP 输入时的浓度,各个出入口河道的流量保持不变.

## 2.1 调控 TN

从 TN 的调控结果来看,当淀山湖 TN 输入量增加 10% 和 20% 时,湖体 TN 浓度呈现明显的上升趋势

(图 5a), 湖体 TN 年平均浓度分别从 4.31mg/L 提高到 4.88mg/L 和 5.27mg/L, 分别增加了 13.2% 和 22.3%。此时淀山湖湖体的 Chl. a 的含量并未出现明显的增加(图 5b), 基本与淀山湖氮输入量未增加时湖体的 Chl. a 含量持平。当淀山湖 TN 输入量减少 10% 和 20% 时, 湖体 TN 浓度呈现明显下降的趋势(图 5a), 湖体 TN 年平均浓度分别从 4.31mg/L 下降到 3.70mg/L 和 3.41mg/L, 分别减少了 14.2% 和 20.9%。此时淀山湖湖体的 Chl. a 的浓度也明显减少(图 5b), 分别下降了 18.6% 和 23.2%。

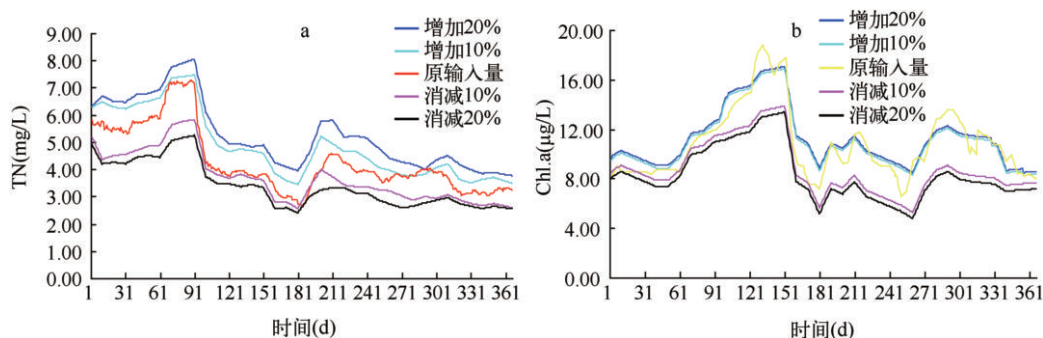


图 5 TN 调控及 Chl. a 的投入响应

Fig. 5 Effect of nutrients input(nitrogen) on algal growth from TN regulation and control

## 2.2 调控 TP

从 TP 的调控结果上看, 当淀山湖 TP 输入量增加 10% 和 20% 时, 湖体 TP 浓度呈现明显的上升趋势(图 6a), 湖体 TP 年平均浓度分别从 0.203mg/L 提高到 0.210mg/L 和 0.236mg/L, 分别增加了 3.4% 和 16.3%。此时, 淀山湖 Chl. a 的含量也相应增加(图 6b), 分别增加了 3.2% 和 9.8%。当淀山湖 TP 输入量减少 10% 和 20% 时, 湖体 TP 浓度呈现明显的下降趋势(图 6a), 湖体 TP 的年平均浓度分别从 0.203mg/L 下降到 0.175mg/L 和 0.166mg/L, 分别减少了 13.8% 和 18.2%。此时, 淀山湖 Chl. a 的浓度明显下降(图 6b), 分别下降了 20.4% 和 22.3%。

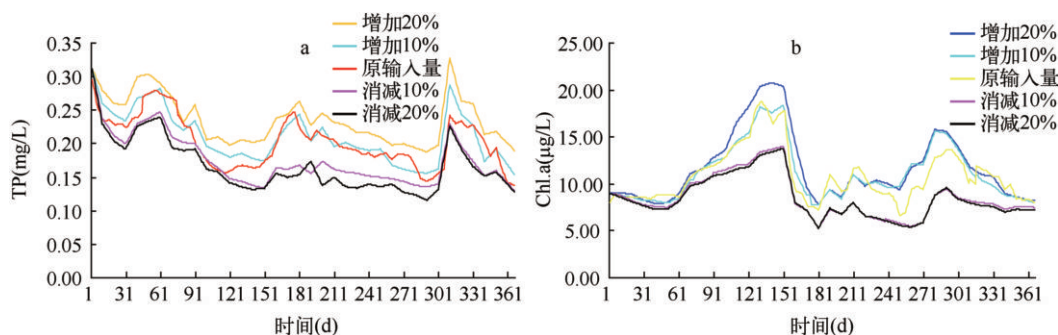


图 6 TP 调控及 Chl. a 的投入响应

Fig. 6 Effect of nutrients input(phosphorus) on algal growth from TP regulation and control

## 2.3 同时调控 TN、TP

从同时调控 TN 和 TP 的模拟结果来看, 当 TN、TP 输入量同时增加 10% 和 20% 时, 湖体的 TN 浓度呈现明显的上升趋势(图 7a), 年平均浓度分别从 4.31mg/L 提高到 4.88mg/L 和 5.27mg/L, 分别增加了 13.2% 和 22.3%。湖体 TP 浓度也呈现明显的增加趋势(图 7b), 年平均浓度分别从 0.203mg/L 提高到 0.207mg/L 和 0.236mg/L, 分别增加了 2% 和 16.3%。此时, Chl. a 的含量也呈现明显的增加(图 7c), 分别增加了 3.7% 和 11.4%。当 TN、TP 的输入量同时减少 10% 和 20% 时, 湖体 TN 浓度呈现明显的下降趋势(图 7a), 年平均浓度分别从 4.31mg/L 下降到 3.66mg/L 和 3.41mg/L, 分别减少了 15.1% 和 21%。淀山湖湖体 TP 的浓度也

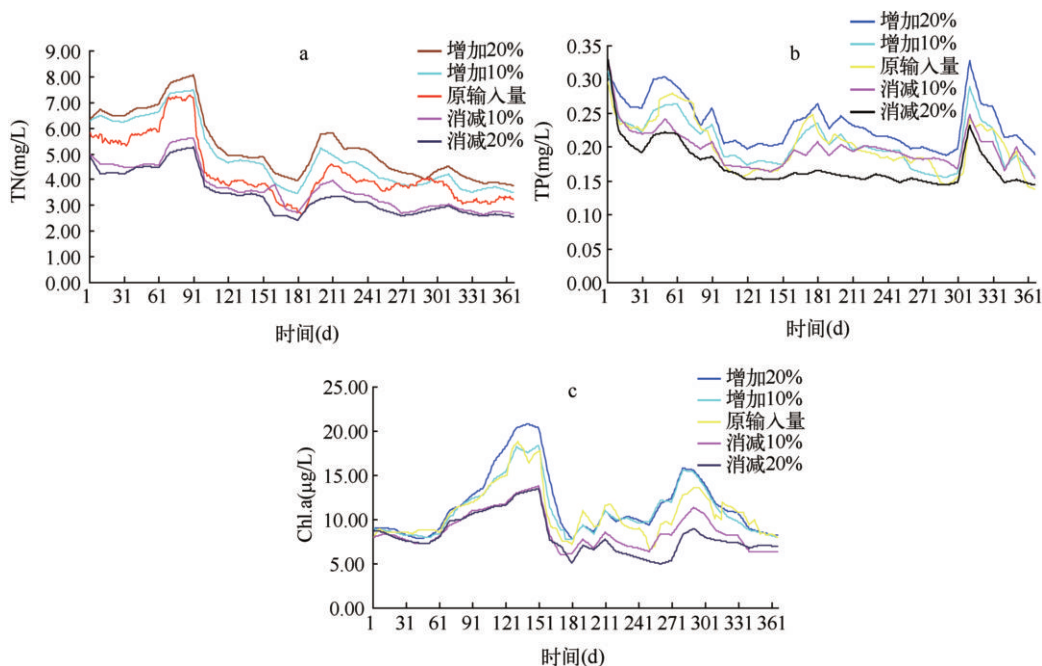


图 7 TN、TP 同时调控及 Chl. a 的投入响应

Fig. 7 Effect of nutrients input (nitrogen and phosphorus) on algal growth from TN and TP regulation and control at the same time

呈现明显的下降趋势(图 7b), 年平均浓度分别从 0.203mg/L 下降到 0.175mg/L 和 0.161mg/L, 分别减少了 13.8% 和 20.7%。此时, 淀山湖 Chl. a 的含量明显下降(图 7c), 分别下降 21% 和 24.4%。

### 3 讨论

由于 ELCOM-CAEDYM 耦合模型的水质模拟过程比较复杂, 因而涉及到的参数多, 参数率定成为该模型构建过程中的一个关键环节. ELCOM-CAEDYM 淀山湖水动力生态模型以模型原有参数为基础, 从中选取对模型敏感性影响较强的参数(如各种藻类的最大生长速度、各种藻类生长的限制温度、氮半饱和参数、磷半饱和参数等)组成一个参数集, 采用集合预报的不确定性分析方法, 即从单个初始状态出发, 通过单模型控制参数的变化, 得到预报结果的集合, 再通过对预报结果集合的分析, 得到最终的预报结果. 在构造出可行的参数集以后, 再针对个别参数采用扰动分析方法, 既在某个参数最佳估计值附近给定一个人工干扰, 并计算参数在这一很小范围内产生波动所导致模型输出的变化率, 得出“较优”的参数. 最后结合相关实验和参考文献确立最终的水质模型参数.

对比淀山湖 TN、TP 输入量的变化与湖体 TN、TP 含量的变化, 可以看出淀山湖湖体氮、磷浓度与氮、磷输入量的变化速率基本接近. 其原因是淀山湖作为一个过境浅水湖泊, 停留时间很短, 仅为 29 天, 淀山湖湖体氮、磷的浓度基本上是随着上游来水氮、磷浓度的变化而变化, 所以才会出现淀山湖湖体氮、磷的浓度与氮、磷输入量的变化速率趋于一致的情况.

当淀山湖氮的输入量增加 10% 和 20% 时, 淀山湖湖体 Chl. a 的含量并未发生明显的变化, 原因是淀山湖原 TN 的输入量足以满足淀山湖藻类生长所需, 所以增加 TN 输入量不会对 Chl. a 的含量产生很大的影响. 程曦等<sup>[11]</sup>对淀山湖长期的实验研究表明, 当淀山湖水体 TN > 3.5mg/L 时, 添加氮不再促进藻类增长. 此时, TN 已经不是限制藻类生长的控制因子, 其他的营养元素会成为淀山湖藻类生长的限制因子. 当淀山湖氮的输入量减少 10% 和 20% 时, 淀山湖 Chl. a 的含量明显下降, 原因是淀山湖 TN 的浓度在 3.70–4.31mg/L



之间出现了淀山湖富营养化的一个临界点,当 TN 含量低于这个临界点时,TN 会成为淀山湖藻类生长的限制因子,所以淀山湖的 Chl. a 的含量会随着 TN 含量的降低而减小.

当淀山湖 TP 的年平均浓度在  $0.166 - 0.236 \text{ mg/L}$  之间时,淀山湖的 Chl. a 含量会随着 TP 浓度变化而变化,可见磷为淀山湖富营养化的关键控制因子之一(图 6).

同时调控 TN、TP 和单独调控 TN、TP 时淀山湖 TN、TP 的浓度变化相差不明显,基本保持一致. 当同时增加 TN、TP 的输入量和单独调控 TP 时 Chl. a 含量的变化保持一致,Chl. a 含量明显增高,且同时增加 TN、TP 的输入量时 Chl. a 的增加量要大于单独调控 TP 时的增加量. 当同时减少 TN、TP 的输入量时,淀山湖 Chl. a 的含量明显下降,且减少量均大于单独调控 TN、TP 时的减少量.

目前国内利用水动力学、水质和生态系统动力学模型在淀山湖开展的研究并不多,杨漪帆等<sup>[25]</sup>应用 USEPA 的 AQUATOX 模型对淀湖水体中营养盐时间变化规律和藻类生长演替进行了研究,结果表明当 TN 减少 20% 时,淀山湖蓝藻生物量减少 5%,Chl. a 含量减少 35%;当 TP 减少 20% 时,淀山湖蓝藻生物量减少 15%,Chl. a 含量减少 40%. AQUATOX 模型预测的消减 20% 氮、磷对 Chl. a 的调控结果要大于 ELCOM-CAEDYM 耦合模型预测的调控结果,原因是两个模型所采用的是不同年份的初始输入量、水文和水质条件,加上模型计算方法上的差异性导致了氮、磷对 Chl. a 的调控作用模拟结果上的差异. 林卫青等<sup>[4]</sup>利用 Delft 3D-FLOW 水动力模块建立淀湖水域的三维水动力模型,研究淀山湖氮、磷营养盐和藻类的时空变化和演替规律,结果表明磷是淀山湖藻类生长的关键营养盐限制因子,与 ELCOM-CAEDYM 耦合模型得出结论一致;淀山湖上游来水的污染负荷需降低 90% 以上,才能有效控制蓝藻水华的暴发,ELCOM-CAEDYM 耦合模型尚未对氮、磷调控量超过 20% 以上的 Chl. a 的响应关系作出预测,今后将加大氮、磷调控量的尺度和时间长度,为控制淀山湖富营养化提供更加准确可靠的依据.

由于浮游植物与营养盐之间在实际环境中常常是滞后的关系,所以需要长期的监测资料,同时还需要增加水质监测项目和监测频率,以增加模拟结果的可信度和模拟精度. 另外,参数估值方法亟待改进. 本文通过集合预报的不确定性分析方法结合相关实验和参考文献确立的一套适用于淀山湖的水质模型的参数,仅部分关键参数做了敏感性分析,今后需要进一步对参数进行率定,建立一个淀山湖各种水质参数的数据库. 在模拟结果验证过程中,仅利用淀湖水水质数据做对比分析是不够准确的,今后应加入“3S”技术的应用,这样能更好的提高模型模拟结果的可信度.

## 4 结论

(1) 通过建立淀山湖 ELCOM-CAEDYM 三维生态动力学模型,综合考虑入湖负荷、光照、温度、湿度、风向、风速、降雨等水文气象条件和浮游动植物对湖泊藻类生长的影响,模拟研究了氮、磷营养盐对藻类生长规律的影响. 数值模拟结果与实测值吻合较好,比较准确地反映了淀山湖富营养化的实际情况. 淀山湖富营养化严重,且具备藻类水华暴发的营养盐条件.

(2) 淀山湖 Chl. a 含量随淀山湖磷含量的变化而变化,淀山湖湖体磷含量从一定程度上决定了淀山湖富营养化的水平. 因此,控制入湖磷负荷是淀山湖富营养化和水华防治的关键措施.

(3) 虽然氮输入量的增加对淀山湖 Chl. a 含量的影响并不明显,但是如果能够将淀山湖 TN 含量降到  $3.70 - 4.31 \text{ mg/L}$  之间的某个临界值以下或者更低,淀山湖 Chl. a 的含量会明显的减少,将会有有效的控制淀山湖的富营养化状态.

(4) 同时调控 TN、TP 具有一定的协同作用,对控制淀山湖 Chl. a 的浓度变化效果也更加明显.

## 5 参考文献

- [1] 阮仁良,王 云. 淀湖水环境质量评价及污染防治研究. 湖泊科学,1993,5(6):153-158.
- [2] 由文辉. 淀湖水生态系统的物质循环. 中国环境科学,1997,17(4):293-296.
- [3] 哈 欢,朱宏进,朱雪生等. 淀山湖富营养化防治与生态修复技术研究. 中国水利,2009,(13):46-48.
- [4] 林卫青,卢士强,陈义中. 应用生态动力学模型评价上海淀山湖富营养化控制方案. 上海环境科学,2010,29(1):1-10.
- [5] 张鼎国,杨再富. 淀山湖生态演变与对策. 水利渔业,2006,26(1):61-63.



- [6] 民进上海市委员会. 淀山水体环境污染探析及防治对策. 人民长江, 2009, 40(17): 3-7.
- [7] 郑晓红, 汪 琴. 淀湖水水质状况及富营养化评价. 环境监测管理和技术, 2009, 21(2): 68-70.
- [8] 王丽卿, 张军毅, 王旭晨等. 淀湖水体叶绿素 a 与水质因子的多元分析. 上海水产大学学报, 2008, 17(1): 58-64.
- [9] 宋永昌. 淀湖富营养化及其防治研究. 上海: 华东师范大学出版社, 1992: 5-30.
- [10] 阮仁良, 屠鹤鸣, 王 云. 淀湖水水质监测及富营养化对策研究. 上海水利, 1997, 48(3): 35-38.
- [11] 程 曦, 李小平. 淀湖氮磷营养物 20 年变化及其藻类增长响应. 湖泊科学, 2008, 20(4): 409-419.
- [12] Antenucci J, Imerito A. The CWR Dynamic Reservoir Simulation Model – ELCOM; Science Manual [Online] (<http://www.cwr.uwa.edu.au/services/models/elcom/documentation/> (posted 12/30/2000)).
- [13] Romero JR, Hipsey MR, Antenucci JP *et al.* Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model – CAEDYM v2 v2.0 Science Manual [Online] ([http://www2.cwr.uwa.edu.au/~ttfadmin/cwrsoft/doc/caedym\\_science/CAEDYMv2\\_ScienceManual.pdf](http://www2.cwr.uwa.edu.au/~ttfadmin/cwrsoft/doc/caedym_science/CAEDYMv2_ScienceManual.pdf) (posted 12/12/2003)).
- [14] Robson BJ, Hamilton DP. Three-dimensional modelling of a *Microcystis* bloom event in the Swan River estuary, Western Australia. *Ecological Modelling*, 2004, 174: 203-222.
- [15] Hannoun I, List EJ, Kavanagh KB *et al.* Use of ELCOM and CAEDYM for water quality simulation in Boulder basin. Water Environment Federation, 2006: 3943-3970.
- [16] 丁正峰, 钱 新, 张玉超等. ELCOM 模型在流溪河水库水温模拟中的应用. 环境保护科学, 2009, 35(4): 30-33.
- [17] 谢兴勇, 钱 新, 钱 瑜等. “引江济巢”工程中水动力及水质数值模拟. 中国环境科学, 2008, 28(12): 1133-1137.
- [18] 陈黎明. CAEDYM 模型在太湖水环境模拟中的应用 [学位论文]. 南京: 南京大学, 2009.
- [19] 张运林, 秦伯强, 陈伟民等. 太湖水体光学衰减系数的特征及参数化. 海洋与湖沼, 2004, 35(3): 208-213.
- [20] Imberger J, Patterson JC. “A dynamic reservoir simulation model – DYRESM; 5,” in transport models for inland and coastal waters. California: Academic Press, 1981: 310-361.
- [21] 洪晓瑜. 太湖水环境数学模型建立及排污总量控制研究 [学位论文]. 南京: 河海大学, 2005.
- [22] Romero JR, Antenucci JP, Imberger J. One and three-dimensional biogeochemical simulations of two differing reservoirs. *Ecological Modelling*, 2004, 174: 143-160.
- [23] 连 民, 陈传炜, 俞顺章等. 淀湖夏季微囊藻毒素分布状况及其影响因素. 中国环境科学, 2000, 20(4): 323-327.
- [24] 广东省水文局, 暨南大学. 水库蓝藻和蓝藻分布与检测. 北京: 中国环境科学出版社, 2006.
- [25] 杨漪帆, 朱永青, 林卫青. 淀湖富营养化控制的模型研究. 环境科技, 2009, 22(4): 17-25.