

基于生态动力学模型的兴凯湖营养物入湖与富营养化状态响应模拟*

刘晓臣¹, 李小平^{1**}, 王玉峰², 魏自民³, 程 曦⁴, 陈小华⁵, 王菲菲¹, 陈无歧¹

(1: 华东师范大学河口海岸学国家重点实验室, 上海 200062)

(2: 黑龙江省农业科学院, 哈尔滨 150086)

(3: 东北农业大学, 哈尔滨 150030)

(4: 卫世敦环保咨询(上海)有限公司, 上海 200032)

(5: 上海市环境科学研究院, 上海 200233)

摘要: 针对兴凯湖富营养化的问题, 应用生态动力学模型 DELFT-3D 对兴凯湖进行数值模拟, 确立了一套适用于兴凯湖的特征参数, 将模拟结果与实测数据对比进行准确性检验, 结果显示 DELFT-3D 耦合模型较好地模拟了兴凯湖水质情况和藻类浓度动态, 与实测数据基本吻合. 在此基础上设置不同控制情景, 模拟长时间序列下兴凯湖营养物投入与湖泊水质、藻类的响应关系. 结果表明, 小兴凯湖在惯性发展模式下 TN、TP 和 Chl. a 浓度迅速增加, Chl. a 浓度的初始值为 8.96 mg/m^3 , 到 2015 年和 2020 年分别提高了 32.37% 和 65.51%, 尤其是在 5 月和 8 月的两个峰值区, 小兴凯湖面临严峻的藻类水华风险; 相对于 TP, 大、小兴凯湖 Chl. a 浓度随 TN 入湖量的变化趋势更显著. 在满足 Dillion 模型计算的兴凯湖承载力基础上进一步加大削减力度, 可以使小兴凯湖水质保持在 III 类水水平, 大兴凯湖保持在 II 类水水平, 小兴凯湖对大兴凯湖起到了缓冲带的作用, 应增加 Chl. a 为兴凯湖富营养化控制标准, 为藻类水华提供预警.

关键词: 兴凯湖; 生态动力学模型; 富营养化; TN; TP; 富营养化控制标准

Simulation of the response of eutrophic state to nutrient input in Lake Xingkai based on ecological dynamic model

LIU Xiaochen¹, LI Xiaoping¹, WANG Yufeng², WEI Zimin³, CHENG Xi⁴, CHEN Xiaohua⁵, WANG Feifei¹ & CHEN Wuqi¹

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

(2: *Heilongjiang Academy of Agricultural Sciences, Haerbin 150086, P. R. China*)

(3: *Northeast Agricultural University, Haerbin 150030, P. R. China*)

(4: *Weston Solution Co. Ltd., Shanghai 200032, P. R. China*)

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

Abstract: Lake Xingkai is suffering from eutrophication and frequent algae blooms. Based on the DELFT-3D model, this study established a set of parameters applicable for the Lake Xingkai ecosystem and simulated the dynamics of water quality and algae. In addition, this paper simulated the change of water quality and algae by setting different control scenarios. The results show that the concentrations of TN, TP and Chl. a rose rapidly in the small Lake Xingkai. With the initial value of 8.96 mg/m^3 , the Chl. a was increased by 32.37% and 65.51% in 2015 and 2020, respectively, which would lead to serious risk of algae bloom especially in May and August. The simulation result revealed that the concentration of Chl. a changed significantly with the amount of nitrogen input in the small Lake Xingkai. With further nutrient-cutting efforts, the water quality of the small Lake Xingkai could reach type II water, the water of the large Lake Xingkai could reach type III water. The small Lake Xingkai plays a role of buffer zone for the

* 国家水体污染控制与治理科技重大专项项目(2009ZX07106-001)资助. 2013-01-04 收稿; 2013-03-16 收修改稿. 刘晓臣, 男, 1986 年生, 硕士研究生; E-mail: eurhope@163.com.

** 通信作者; E-mail: lixp_2008@hotmail.com.

large Lake Xingkai. Chl. a should be added to the eutrophication control standards to provide early warning for algal bloom.

Keywords: Lake Xingkai; ecological dynamic model; eutrophication; TN; TP; eutrophication control standards

兴凯湖(45°01′~45°34′N, 131°58′~133°07′E)位于黑龙江省东南部密山市境内,由大、小两个湖组成,为东北亚最大的淡水湖.小兴凯湖位于北部,面积为140 km²,最深处水深4~5 m,在我国境内.大兴凯湖位于南部,北侧三分之一属于我国,南侧属于俄罗斯^[1],我国境内面积1220 km²,最深处10 m.兴凯湖是地壳断裂凹陷形成的构造湖,兴凯湖流域位于中高纬度温带典型东亚季风区内,属北温带大陆性季风气候,四季分明,该区域冬季受蒙古高压的控制,气候寒冷干燥^[2-3],封冰期从11月到次年3月,年平均气温3℃,1月份平均气温为-19.2℃,8月份平均气温为30.7℃.年平均降水量为369 mm,月均降水量8月份最多,平均为119.7 mm,1月份最少,平均为5.4 mm^[4].兴凯湖接纳白泡子河、白棱河、金银库河、红眼哈排干、大西河、坎子河、承紫河、穆棱河(东地河)8条河流来水.松阿察河是兴凯湖唯一泄流通道^[5].目前,兴凯湖的水质已明显下降,卢玲等根据2001年春、夏、秋3个季节的兴凯湖水域营养盐监测分析,兴凯湖档壁镇水域春、夏、秋3季均处于富营养化水平,TN变化幅度在0.0876~2.6500 mg/L之间,平均为0.969 mg/L^[6-7].王菲菲等于2010年夏季小兴凯湖现场NEB实验研究过程中监测到了以微囊藻为优势种的藻类水华,水体营养物数据显示夏季小兴凯湖处于中度富营养状态^[8].国家“十一五”水专项将兴凯湖界定为初期富营养化湖泊.因此针对兴凯湖现状,尤其是小兴凯湖,为防止水环境进一步恶化,采取全面控制和综合治理措施刻不容缓.

湖泊富营养化是一个由化学、物理和生物生理特征等多重因素关联的结果^[9],对于兴凯湖富营养化问题,前人多以历史和现状实测资料对兴凯湖生态水位,氮、磷含量特征,渔业水域水质评价,浮游植物群落演变^[6-10]等方面进行研究.关于兴凯湖的水动力-水质耦合模型的研究未见报道.本文结合现场实验和监测数据(2003—2011年),引入荷兰DELFT大学WL DELFT Hydraulics开发的DELFT-3D模型系统,利用耦合模型模拟自变量营养物(TN、TP)入湖量和因变量湖泊生态系统营养物浓度(TN、TP)和藻类群落(Chl. a)的关系.本研究为兴凯湖藻类水华预警和富营养化控制标准的制定提供理论基础.

1 材料与方法

1.1 模型介绍

DELFT-3D模型由水动力、波浪、水质、颗粒跟踪、生态、泥沙输移、和动力地貌7个模块组成,所有模块间具有高度的整合性^[11-12].可以实现与ArcGIS的无缝对接,能够模拟二维和三维的水流、水质、水生态,是目前国际上最为先进的水动力-水质-水生态模型之一.具有强大的前处理和后处理能力,可以动态模拟湖泊水流、营养盐、藻类生物量等的时空变化^[13].能够在计算区域内设置各种形式的内边界,可以很好地重现大、小兴凯湖之间的堤坝.

1.2 研究方法

DELFT-3D模型在国际上的应用十分广泛,Chanudet等利用DELFT-3D的FLOW模块对Nam Theun水库进行了三维水动力研究^[14],Chen等利用DELFT-3D的FLOW和WATERQUALITY模块对荷兰沿海水域的营养盐和叶绿素a进行了数值模拟研究^[15].中国香港地区从1970s就开始使用DELFT-3D,已经成为香港环境署的标准产品.国内在长江口、大鹏湾、杭州湾等地方也已应用.栗苏文等利用DELFT-3D模型对大鹏湾的水环境容量进行了研究^[16].王伟卓^[17]利用DELFT-3D进行了哈达山水库水质的数值模拟研究.

DELFT-3D模型采用各种显式和隐式数值积分法来求解方程(包含全隐式快速求解方法),主要包括生化反应、硝化和反硝化反应、浮游植物的繁殖和营养物循环、有毒物质和正磷酸盐的吸附与脱附、颗粒沉积、细菌死亡率等过程(图1).本文主要利用三维水动力和输运模块(FLO)与水质模块(WAQ)和生态模块(ECO)进行耦合,模拟与初级生产力相关的浮游植物的繁殖和营养物循环过程.构建适合兴凯湖的生态环境,模拟营养物和藻类群落的时空分布和转移归宿,反映兴凯湖富营养化状态对不同TN、TP入湖量的响应.

1.3 模型运算条件

1.3.1 地形资料 兴凯湖边界为比较规律的几何边界,水下地形资料为本课题组7月份实际测量的数据,生成地形数据(图2a).

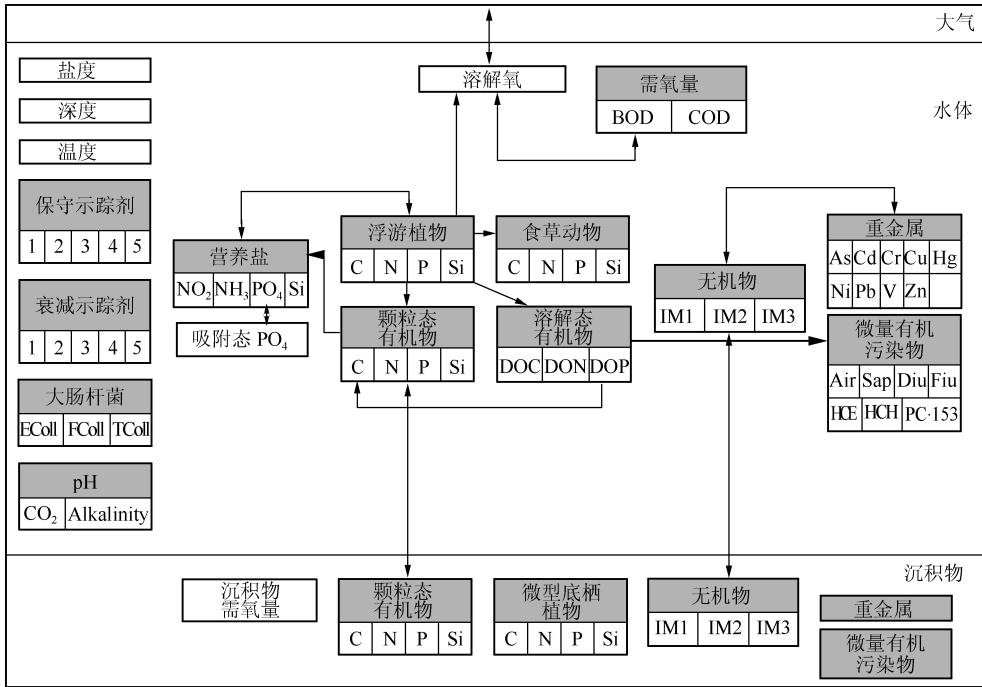


图 1 生态动力学模型基本结构

Fig. 1 Basic structure of ecological dynamic model

1.3.2 边界条件 利用 ArcGIS 和遥感影像数据对湖泊水体边界进行矢量化,提取兴凯湖湖体边界,并确定入湖口的具体位置,计算区域是水体边界以内的区域. 考虑到大、小兴凯湖之间由两座堤坝连通,为更好地模拟大、小兴凯湖的实际情况,采用自由滑动的闭边界. 本研究对部分相邻较近河流进行边界合并,因为大兴凯湖属于中俄界湖,交界处采用水位控制的开边界. 共设置 8 处开边界:大西-东地河、小黑河、紫萦河、金银库河、白泡子河、红眼哈-白棱河、松阿察河和中俄边界.

1.3.3 计算网格 经过剖分共生成 13284 个网格,网格步长控制在 300 m 内(图 2b),网格的好坏直接关系到模拟计算的稳定性,且关系到模拟结果的准确性,所以本研究对生成的网格进行了正交性检验和校正,保证正交系数控制在 0.2 以下.

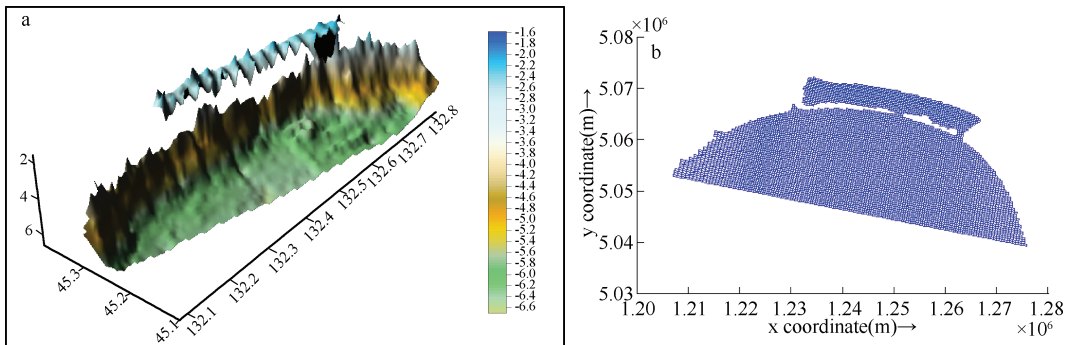


图 2 兴凯湖水下地形(a)和网络(b)

Fig. 2 Underwater topographic (a) and grids (b) of Lake Xingkai

1.3.4 步长与模拟时段 模拟初始值为 2009 年 10 月实测值,步长为 10 min,模拟时段为 2009—2020 年.

1.3.5 气象资料与水文资料 气象数据中的降雨量、风速、日照、平均气温数据来源于文献[2-8]的月平均数据(表1),水文资料主要来源于黑龙江省农业科学院,水质数据主要来源于课题组实际监测.2009—2020年间各河流入湖水量、系统参数均沿用模型率定后的参数值不变,不考虑期间的水动力条件年际变化,唯一改变的自变量是TN、TP入湖量.

因模型不能模拟漫流入湖的过程,为简化过程,根据笔者应用SD模型核算的兴凯湖流域TN、TP入湖量,将漫流入湖部分的TN、TP按照8条河流的流量比归并到各条河流.进行TN、TP情景模拟时,根据削减总量同步进行8条河流的浓度调整.

1.4 模型参数率定与灵敏度分析

模型中的参数以模型中原有标准参数为基础,结合相关文献资料和兴凯湖的实际情况对参数进行率定,每次选定一个参数进行不确定分析,通过大量的不确定分析进行参数率定,率定后主要参数见表2.

参数灵敏度分析一方面能测试水生态模型的稳定性,另外一方面,也能从一定程度上反映各个参数的相对重要性.本研究对重要参数进行敏感性测试.具体测试方案为:取标准参数 $\pm 30\%$,温度 $\pm 3^{\circ}\text{C}$,因为涉及藻类的生存竞争,涉及两者参数不同时,两者同时取正值或同时取负值.敏感度计算方法为生物量改变率除以参数改变率,具体结果如表3.

表1 兴凯湖地区各月降水量、风速、日照和气温

Tab.1 Precipitation, wind speed, lighting and temperature every month in Lake Xingkai district

气象参数	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	全年
降雨量/mm	5.4	7.1	13.1	38.7	57.6	69.4	101.6	119.7	79	49.5	19.2	8.7	369.0
风速/(m/s)	3.3	3.6	4.1	5.1	5.2	4.5	4.0	3.4	3.9	4.5	4.5	4.7	4.2
日照/h	188.7	205.9	250.0	227.0	240.7	236.4	231.4	219.8	225.3	210.6	117.7	162.3	2575.8
平均气温/ $^{\circ}\text{C}$	-19.2	-15.6	-5.5	3.9	11.9	17.2	21.2	30.7	14.9	6.5	-4.5	-15.4	3.0

表2 生态动力学模型主要参数取值

Tab.2 The main parameters of ecological dynamic model

参数	取值	参数	取值
$I_0/(W/(hm^2 \cdot d))$	690	反硝化作用温度系数	1.08
N/P	16:1	N半饱和和常数/(mg/L)	0.035
沉积物反硝化速率/(mol/d)	0.1	P半饱和和常数/(mg/L)	0.045
水体反硝化速率/ d^{-1}	0.1	藻类生长最高适应温度/ $^{\circ}\text{C}$	35
正磷酸盐沉积物中的矿化速率/ d^{-1}	0.04	藻类生长最适温度/ $^{\circ}\text{C}$	28
正磷酸盐吸附速率/ d^{-1}	1.1	藻类生长标准温度/ $^{\circ}\text{C}$	20
正磷酸盐解吸附速率/ d^{-1}	0.02	藻类生长温度系数	1.07
硝化作用速率/ d^{-1}	0.01	呼吸作用温度系数	1.03
硅藻吸收氮盐半饱和系数	0.05	呼吸作用速率/ d^{-1}	0.08
硅藻吸收磷酸盐半饱和系数	3.88	藻类生长速率/ d^{-1}	1.00
硝化作用 O_2 与N比率	3.41	硝化作用温度系数	1.05
硝化作用半饱和和常数/(mg/L)	5.0	反硝化作用半饱和和常数/(mg/L)	2.0

从灵敏度分析来看,以硅藻生物量排序,对硅藻生物量影响最大的前5位参数分别是生长最佳温度、最大生长率、呼吸率、吸收氮盐半饱和系数和吸收磷酸盐半饱和系数,其中人工可调控的因素只有氮和磷.

2 结果与分析

2.1 模型准确性检验

利用2009年10月—2010年10月的兴凯湖同步监测数据对模型模拟结果的准确性进行检验,以大、小

兴凯湖的水温、铵态氮、硝态氮、正磷酸盐、TN、TP 和 Chl. a 7 个指标作为验证对象进行模拟值与实测值对比. 其中小湖水温、TN、TP 和 Chl. a 的验证结果如图 3, 7 个指标模拟值与实测值的平均相对误差在 10% 以内, 说明模型模拟结果基本反映了兴凯湖的实际变化规律, 可以进行不同情景的模拟分析.

表 3 生态动力学模型参数敏感性测试

Tab.3 Sensitivity test of ecological dynamic model

变量名	编号	参数改变幅度	硅藻生物量变化率	Chl. a 变化率	敏感度
藻类吸收氮盐半饱和系数	1	+30%	-1.5%	-2.7	-0.07
	2	-30%	1.4%	2.3	0.06
藻类吸收磷酸盐半饱和系数	3	+30%	-10.4%	-4.8	-0.015
	4	-30%	12.4%	3.4	0.12
藻类最大生长率	5	+30%	14.0%	15.4	0.50
	6	-30%	-25.4%	-28.9	-0.96
藻类生长最高温度	7	+3℃	8.4%	12.1	0.41
	8	-3℃	-2.5%	-14.8	-0.51
藻类生长最佳温度	9	+3℃	-18.4%	-17.9	-0.54
	10	-3℃	23.1%	14.8	0.52
藻类生长温度系数	11	+30%	-5.1%	-6.9	-0.25
	12	-30%	10.1%	11.4	0.36
藻类生长最佳光强	13	+30%	-8.1%	-4.5	-0.17
	14	-30%	11.3%	4.8	0.18
藻类呼吸率	15	+30%	-12.2%	-13.4	-0.49
	16	-30%	11.1%	13.7	0.46
藻类呼吸温度影响系数	17	+30%	-12.4%	-14.7	-0.48
	18	-30%	-2.0%	-5.0	-0.13
藻类最大死亡率	19	+30%	-7.2%	-5.0	-0.19
	20	-30%	9.4%	6.0	0.23
浮游动物最大摄食率	21	+30%	8.0%	-14.5	-0.44
	22	-30%	2.0%	13.0	0.48
碎屑矿化率	23	+30%	1.5%	1.9	0.06
	24	-30%	2.4%	-2.6	-0.11

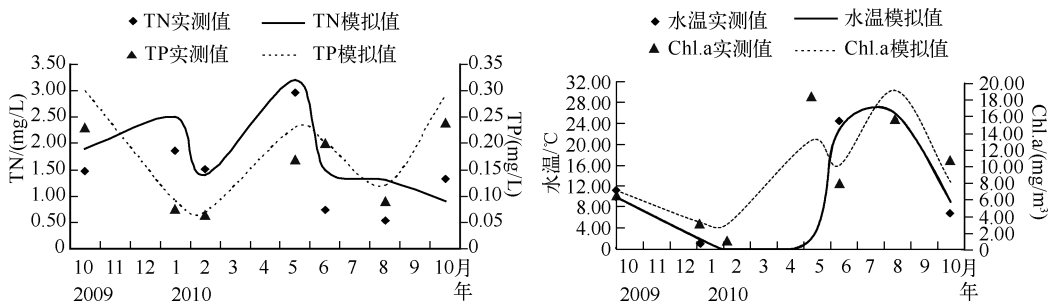


图 3 小兴凯湖 TN、TP、水温和 Chl. a 模拟值与实测值对比

Fig.3 Comparison between simulated and measured values of TN, TP, water temperature and Chl. a in small Lake Xingkai

2.2 情景模拟

利用构建的兴凯湖耦合模型, 选取营养物基准指标中的 TN、TP 和 Chl. a^[18], 模拟自变量营养物 (TN、TP) 入湖量和因变量湖泊生态系统营养物浓度 (TN、TP) 与藻类群落 (Chl. a) 的关系, 实现对兴凯湖入湖营养物 (TN、TP) 与富营养状态之间关系的模拟分析.

2.2.1 入湖营养物 TN、TP 同步惯性增加 维持兴凯湖惯性发展模式即维持兴凯湖 2002—2008 年 TN、TP 入湖量的增长幅度,模拟结果显示,维持惯性发展模式,小兴凯湖 TN、TP 和 Chl. a 表现出显著的上升趋势(图 4). TN 平均浓度从初始值 0.88 mg/L 分别上升到 2015 年的 1.02 mg/L 和 2020 年的 1.20 mg/L,分别提高了 15.91% 和 36.36% (图 4b); TP 平均浓度从初始值 0.046 mg/L 分别上升到 2015 年的 0.057 mg/L 和 2020 年的 0.072 mg/L,分别提高了 23.91% 和 56.52% (图 4c); Chl. a 从初始值 8.96 mg/m³,分别上升到 2015 年的 11.86 mg/m³ 和 2020 年的 14.83 mg/m³,分别提高了 32.37% 和 65.51% (图 4a). 大兴凯湖 TN、TP 和 Chl. a 的增幅不明显. TN 平均浓度从初始值 0.69 mg/L 上升到 2020 年的 0.77 mg/L,提高了 11.59% (图 4b); TP 平均浓度从初始值 0.045mg/L 分别上升到 2015 年的 0.050 mg/L 和 2020 年的 0.053 mg/L,分别提高了 8.70% 和 15.22% (图 4c); Chl. a 平均浓度从初始值 6.01 mg/m³ 分别上升到 2015 年的 6.28 mg/m³ 和 2020 年的 7.58 mg/m³,分别提高了 4.49% 和 26.12% (图 4a). 图 4 中红色虚线代表我国协调营养性湖泊的分类标准^[19]中湖泊中营养状态与富营养状态的临界线. 结果显示,惯性发展模式下,小兴凯湖迅速转向富营养化状态,尤其值得注意的是 Chl. a 浓度每年 5 月和 8 月的两个峰值区,显示小兴凯湖夏季面临严峻的藻类水华风险.

2.2.2 入湖营养物 TN、TP 单因子惯性增加 单因子惯性增加方案具体设置两种情景,情景一:维持 TN 入湖量惯性发展模式,TP 入湖量不再增加;情景二:维持 TP 入湖量惯性发展模式,TN 不再增加. 结果显示(图 5)情景一模式下,小兴凯湖 Chl. a 浓度从初始值 8.96 mg/m³,依次上升至 2015 年的 11.14 mg/m³ 和 2020 年的 12.04 mg/m³,分别增加了 24.33% 和 34.38% . 大

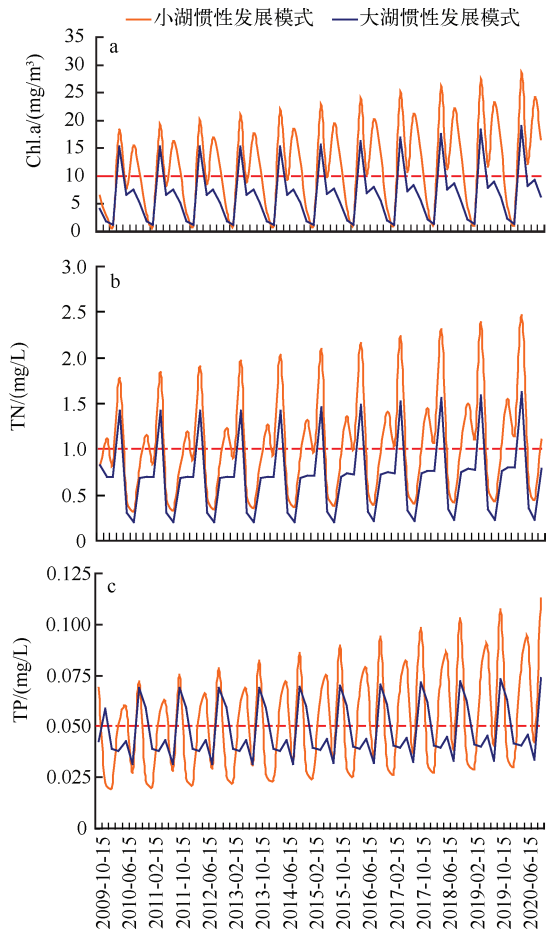


图 4 大、小兴凯湖惯性发展模式下的富营养化指标响应

Fig. 4 The response of eutrophication index under no reduction strategy in Lake Xingkai

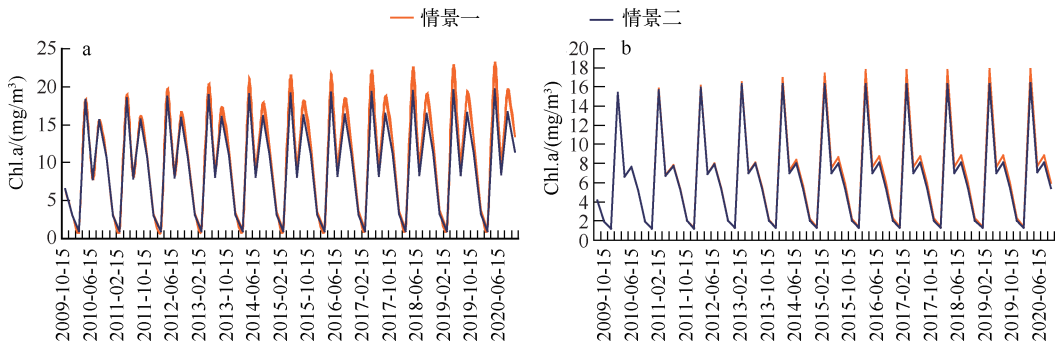


图 5 单因子惯性发展模式下小(a)、大(b)兴凯湖 Chl. a 浓度变化

Fig. 5 The Chl. a concentrations of small(a) and large(b) Lake Xingkai under one factor-controller

兴凯湖 Chl. a 浓度从初始值 6.01 mg/m^3 , 依次上升至 2015 年的 6.95 mg/m^3 和 2020 年的 7.16 mg/m^3 , 分别增加了 15.64% 和 19.13%; 情景二模式下, 小兴凯湖 Chl. a 浓度从初始值 8.96 mg/m^3 , 依次上升至 2015 年的 9.97 mg/m^3 和 2020 年的 10.25 mg/m^3 , 分别增加了 11.27% 和 14.40%. 大兴凯湖 Chl. a 浓度从初始值 6.01 mg/m^3 , 依次上升至 2015 年的 6.49 mg/m^3 和 2020 年的 6.52 mg/m^3 , 分别增加了 7.99% 和 8.49%.

2.2.3 入湖营养物减少 通过狄龙(Dillion)模型^[20], 计算了兴凯湖满足“GB/T 3838—2002”湖库Ⅱ类水标准下的 TN、TP 的环境容量分别为 1339.87 和 392.92 t, 目前分别超标 538.02 和 280.5 t. 耦合模型以超标部分为基准, 设定不同的削减情景进行模拟, 分析不同强度削减情景下大兴凯湖和小兴凯湖的富营养化状态变化, 模型模拟情景的具体设定见表 4. 模拟结果显示(图 6), 3 种不同的削减情景下, 兴凯湖 TN、TP 和 Chl. a 浓度均有不同程度的下降, 小兴凯湖 TN 在 3 种情景下相对于系统年平均浓度初始值 0.88 mg/L , 到 2015 年依次降低至 0.81 、 0.73 和 0.56 mg/L , 分别降低了 7.95%、17.05% 和 36.36%, 到 2015 年之后小兴凯湖 TN 浓度全年基本可以控制在Ⅲ类水; 小兴凯湖 TP 在 3 种情景下相对于系统年平均浓度初始值 (0.046 mg/L), 到 2015 年依次降至 0.042 、 0.035 和 0.032 mg/L , 分别降低了 8.70%、23.91% 和 30.43%, 2015 年之后小兴凯湖 TP 浓度全年基本可以控制在Ⅲ类水; 小兴凯湖 Chl. a 在 3 种情景下相对于系统年平均浓度初始值 9.00 mg/m^3 , 到 2015 年依次至 9.00 、 9.09 和 7.47 mg/m^3 , 分别降低了 -1.45%、-0.45% 和 16.63%. 情景一和情景二模式下小兴凯湖 Chl. a 在初期不降反升, 可能与 TN、TP 营养物的累计效应相关. 2015 年后显著下降, 到 2020 年 3 种情景相对于初始值分别下降了 12.61%、18.08% 和 40.29%.

大兴凯湖 TN 在 3 种情景下相对于系统年平均浓度初始值 0.69 mg/L , 到 2015 年依次降至 0.57 、 0.47 和 0.35 mg/L , 分别降低了 17.39%、31.88% 和 49.28%, 在 2019 年左右大兴凯湖 TN 浓度全年基本可以控制在Ⅱ类水; 大兴凯湖 TP 浓度在 3 种情景下相对于系统年平均浓度初始值 (0.045 mg/L), 到 2015 年依次降至 0.042 、 0.035 和 0.032 mg/L , 分别降低了 8.70%、23.91% 和 30.43%, 2016 年后大兴凯湖 TP 浓度全年基本可以控制在Ⅱ类水; 大兴凯湖 Chl. a 在 3 种情景下相对于系统年平均浓度初始值 6.01 mg/m^3 , 到 2015 年依次至 5.86 、 5.64 和 5.29 mg/m^3 , 分别降低了 2.50%、6.16% 和 11.98%.

表 4 营养物削减情景设定

Tab. 4 The control scenario of nutrient

情景	TN 削减方案	TP 削减方案	注
情景一	2011—2020 年间 TN 入湖量逐年削减超标量的 5%	2011—2020 年间 TP 入湖量逐年削减超标量的 5%	
情景二	2011—2020 年间 TN 入湖量逐年削减超标量的 10%	2011—2020 年间 TP 入湖量逐年削减超标量的 10%	2020 年满足兴凯湖承载力要求
情景三	2011—2020 年间 TN 入湖量逐年削减超标量的 25%	2011—2020 年间 TP 入湖量逐年削减超标量的 25%	2014 年满足承载力要求后, 后续每年削减 TN、TP 入湖总量的 5%

3 种情景对应的削减力度逐渐增强, 3 种模式下均能实现大、小兴凯湖 TN、TP 和 Chl. a 浓度的降低, 削减力度增大, 水质改善效率也相应地增强, 情景二在 2020 年正好满足狄龙(Dillion)模型计算的兴凯湖环境容量, 但是模拟结果显示大小兴凯湖的水质远未达到Ⅱ类水标准. 削减强度最大的情景三模式下, 大兴凯湖 TN、TP 浓度在后期基本可以满足Ⅱ类水水质标准要求, 小兴凯湖 TN、TP 浓度仍然达不到Ⅱ类水水质标准, 但基本可以满足Ⅲ类水标准要求(图 6 中两条红色虚线分别代表Ⅱ类水和Ⅲ类水分界线).

3 讨论

模型模拟结果显示小兴凯湖 TN、TP 入湖量与湖内 TN、TP 浓度的变化速率有很好的同步性, 一定程度上反映了小兴凯湖生态系统的生境敏感性, 在惯性发展模式下小兴凯湖水质迅速恶化, 5 和 8 月两个峰值区的模拟结果显示, 小兴凯湖面临严峻的藻类水华风险. 大兴凯湖 TN、TP 相对于 TN、TP 入湖量的变化幅度有明显的时滞效应, 相对于 TN、TP 入湖量的变化速率, 大兴凯湖的 TN、TP 和 Chl. a 的浓度变化速率明显小于小兴凯湖, 其原因一方面是大兴凯湖主要承接来自于小兴凯湖的营养物, 小兴凯湖相对于大兴凯湖可以

起到缓冲带的作用,另一方面是由于大兴凯湖水域面积更大,风浪较大,风生流产生的稀释作用明显.

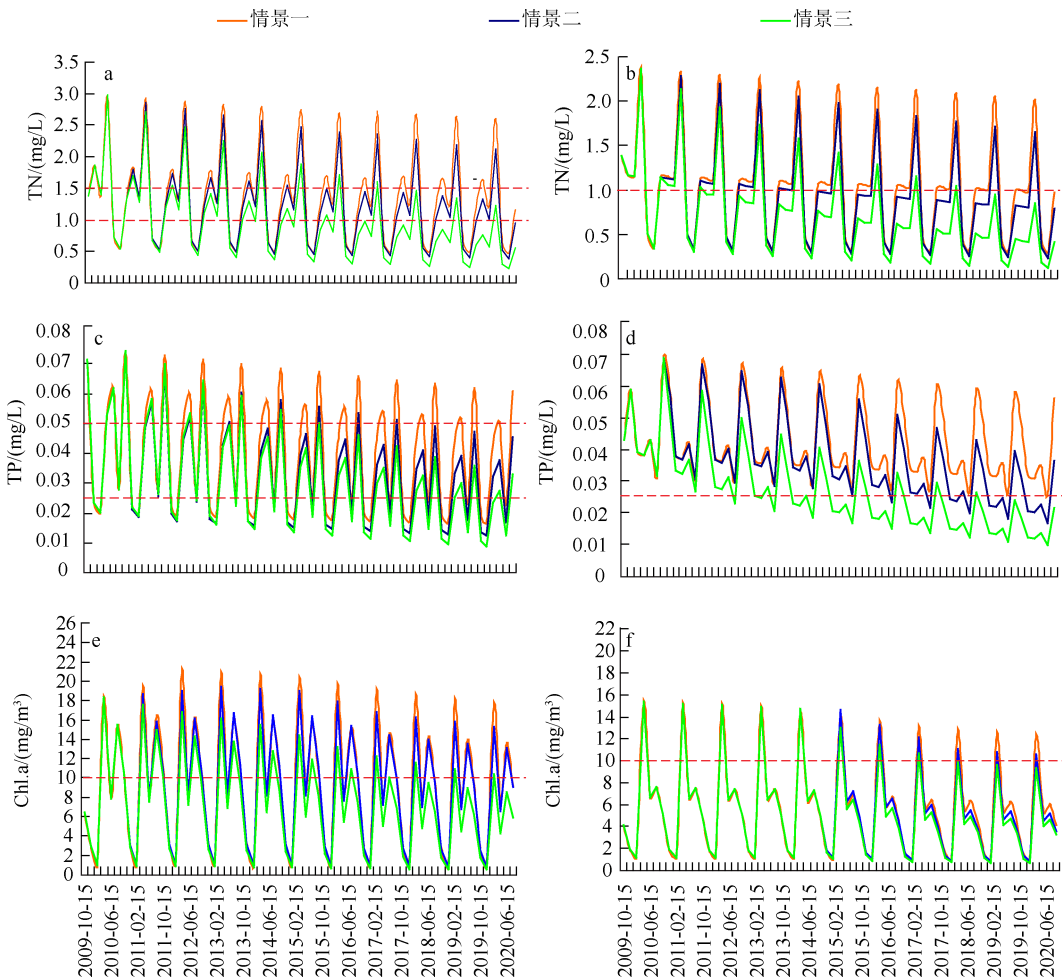


图 6 小(a、c、e)、大(b、d、f)兴凯湖不同营养物削减模式下的富营养化指标响应

Fig. 6 The response of eutrophication index under different reduction strategies in small(a, c, e) and large(b, d, f) Lake Xingkai

大、小兴凯湖在单因子惯性增长模式下的模拟结果显示,大、小兴凯湖均表现为单纯增加 TN 比单纯增加 TP 对藻类的促进作用更显著,与 2010 年兴凯湖现场的 NEB 试验结果相吻合^[8]. 同样条件的 TN 入湖量下,小兴凯湖表现出更显著的生态脆弱性,与初始值相比,Chl. a 年平均浓度在 2015 年和 2020 年分别增加了 24.33% 和 34.38%,大兴凯湖分别增加了 15.64% 和 19.13%.

模型在模拟指标选取上,考虑到湖泊富营养化的营养物质基础,一般认为氮和磷是藻类生长中的重要限制因子^[21-23],参考湖泊营养物基准制定的原则^[24],同时结合课题组兴凯湖现场 NEB 藻类培养试验^[8]反映藻类对氮、磷反应具有交互作用,所以模型同时选取了 TN、TP 和 Chl. a 3 个指标进行同步模拟分析.

目前国内尚没有研究者利用水动力-水质-水生态耦合模型对兴凯湖进行研究,但在其他湖泊上已有相关模型的应用,陈无歧等^[25]利用美国 EPA 的 Aquatox 模型对洱海的营养物投入响应关系进行了模拟,重现了洱海营养物的变化及藻类的演替规律. 卢嘉等^[26]利用澳大利亚西澳大学的 ELCOM-CAEDY 三维生态动力学模型研究了淀山湖营养物投入响应关系. 本研究所用的 DELFT-3D 模型的 ECO 模块中有专门针对浮游植物的 BLOOM 次级模块,可通过设置 3 种不同的基本变量(N 限制型、P 限制型和 E 限制型)模拟藻类生物

量和物种组成,但因为缺失相关监测数据,本研究没有进行藻类生物量和组成的模拟,今后应补充相关数据,加入浮游植物模块,模拟藻类群落在变化环境条件下的生物量变化演替规律.为兴凯湖富营养化控制研究提供更全面更准确的参考依据.

本研究主要基于外源性营养物对兴凯湖水环境的影响,虽然兴凯湖污染负荷主要是外源性输入,但兴凯湖作为一换水周期很长的湖泊,在无监测数据说明营养物沉积量大于释放量的前提下,没有考虑兴凯湖底泥营养物释放的作用,是本文的不足之处.

本研究通过参考文献、现场试验和不确定分析确定了一套适用于兴凯湖的模型参数,模型准确性检验的数据仅仅局限于模型开始运转一年内的监测数据,而复杂的湖泊生态系统对营养物的吸收转化往往具有时滞效应,应该有后续更长时间更高频率的监测数据对模型参数进行进一步的率定和验证,尤其需要引起注意的是,有必要就年内雨季与枯季的水质与流量数据与 Chl. a 的两个峰值区的相关性进行更深入的分析.今后应该在本研究的基础上利用 SWAT 模型和 SD 模型进一步对入湖营养物追根溯源,构筑流域营养物输运转移和削减方案评价模型,为营养物削减控制措施提供可行性分析,提出社会、经济、技术、管理上可行的流域营养物削减方案.

4 结论

1) 利用 DELFT-3D 模型建立了兴凯湖生态系统耦合模型,模拟结果与实际检测结果基本吻合,比较准确地重现了兴凯湖的实际情况,并在此基础上进行了模拟不同营养物(TN、TP)入湖量下的大、小兴凯湖富营养化指标的响应.

2) 小兴凯湖在惯性发展模式下 TN、TP 和 Chl. a 浓度迅速增加,Chl. a 浓度从初始值 8.96 mg/m^3 ,到 2015 年和 2020 年分别提高了 32.37% 和 65.51%,尤其是在 5 月和 8 月两个峰值区面临严峻的藻类水华风险,控制兴凯湖营养物入湖已刻不容缓.

3) 在 2014 年满足 Dillion 模型计算的兴凯湖满足“GB/T 3838—2002”下湖库 II 类水标准的 TN、TP 的环境容量后,2015—2020 年继续保持每年削减 TN、TP 入湖总量的 5%,可以维持小兴凯湖保持在 III 类水标准,大兴凯湖保持在 II 类水标准,维持大兴凯湖在中营养状态.小兴凯湖对大兴凯湖起到了缓冲带的作用,应该设置不同的富营养化控制标准,在 GB/T 3838—2002 的基础上应增加 Chl. a 作为大小兴凯湖的富营养化控制指标.

5 参考文献

- [1] 金相灿. 中国湖泊环境. 北京:海洋出版社,1995.
- [2] An ZS, Porter SC, Kutzbash JE *et al.* Asynchronous Holocene optimum of the East Asian monsoon. *Quaternary Science Reviews*, 2000, **19**: 743-762.
- [3] 李文漪. 中国第四纪植被与环境. 北京:科学出版社,1998:230.
- [4] 战培荣,赵吉伟,卢玲等. 兴凯湖渔业环境监测及水质评价. 黑龙江水产,2003,(6):18,47.
- [5] 孟凡志,赵艳波,崔玉玲. 兴凯湖生态水位分析. 水资源保护,2008,**24**(6):46-48.
- [6] 卢玲,赵彩霞,陈中祥等. 兴凯湖水域水体氮、磷含量特征及潜在性富营养化评价. 黑龙江科学,2011,**2**(3):1-3.
- [7] 卢玲,刘永,赵彩霞等. 黑龙江、绥芬河、兴凯湖渔业水域水质及评价. 水产学杂志,2002,**15**(2):69-73.
- [8] 王菲菲,李小平,程曦等. 基于 NEB 试验的不同湖泊夏季营养物投入与藻类响应关系的比较:以淀山湖、小兴凯湖和洱海为例. 湖泊科学,2012,**24**(1):51-58.
- [9] 孔繁翔,高光. 大型浅水富营养化湖泊中蓝藻水华形成机理的思考. 生态学报,2005,**25**(3):589-595.
- [10] 李喆,刘伟,唐富江等. 兴凯湖当壁镇湖区夏季浮游植物群落结构变化. 水产学杂志,2012,**25**(3):36-40.
- [11] Delft3D-Flow-User-Mannual, WL-DelftHydraulics, 2005.
- [12] Delft3D-WAQ-User-Mannual, WL-DelftHydraulics, 2005.
- [13] 范翻平. 基于 Delft3D 模型的鄱阳湖水动力模拟研究[学位论文]. 南昌:江西师范大学,2010.
- [14] Chanudet V, Fabre V, van der Kaaij T. Application of a three-dimensional hydrodynamic model to the Nam Theun 2 Reservoir(Lao PDR). *Journal of Great Lakes Research*, 2012, **38**(2): 260-269.

- [15] Chen Q, Mynett AE. Modelling algal blooms in the Dutch Coastal waters by integrated numerical and fuzzy cellular automata approaches. *Ecological Modeling*, 2006, **199**(1):71-83.
- [16] 栗苏文,李红艳,夏建新. 基于 Delft3D 模型的大鹏湾水环境容量分析. *环境科学研究*,2005,**18**(5):91-95.
- [17] 王伟卓. 哈达山水库水质数值模拟研究[学位论文]. 长春:吉林大学,2009.
- [18] Gibson G, Carlson R, Simpson J. Nutrient criteria technical guidance manual; lakes and reservoirs. Washington DC: United States Environment Protection Agency, 2000.
- [19] 刘鸿亮. 湖泊富营养化控制. 北京:中国环境科学出版社,2011:12-17.
- [20] 金相灿. 湖泊富营养化调查规范. 北京:中国环境科学出版社,1990:11-25.
- [21] Vollenweider R, Kerekes J. Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control. Paris: OECD, 1982.
- [22] Chu SP. The influence of themineral composition of medium on the growth of plank tonic algae, part I; methods and culture media. *Journal of Ecology*, 1942, **30**: 284-340.
- [23] Barns RSK, Mann KH. Fundamentals of aquatic ecosystems. London: Blackwell Scientific Publications, 1980: 208-212.
- [24] 霍守亮,陈 奇,席北斗等. 湖泊营养物基准的制定方法研究进展. *生态环境学报*,2009,**18**(2):743-748.
- [25] 陈无歧,李小平,陈小华等. 基于 Aquatox 模型的洱海营养物投入响应关系模拟. *湖泊科学*,2012,**24**(3):362-370.
- [26] 卢 嘉,陈小华,李小平. 基于 ECLOM-CAEDYM 模型的淀山湖营养物投入响应关系的模拟. *湖泊科学*,2011,**23**(3):366-374.