

SD 模型在洱海流域营养物削减策略研究中的应用*

刘晓臣¹, 李小平^{1**}, 陈小华², 程曦³, 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: 上海市环境科学研究院, 上海 200233)

(3: 卫世敦环保咨询(上海)有限公司, 上海 200032)

摘要: 针对洱海富营养化问题, 本文在深入分析洱海流域营养物输运转移特征的基础上, 应用 VENSIM-DSS 构建了洱海流域的社会、经济、技术、环境 SD 耦合模型. 模型由 7 个子系统组成, 确定了一套适用于洱海流域的耦合模型特征参数. 对入湖 TN、TP 进行追根溯源, 模拟结果表明洱海流域入湖 TN 主要来源于种植业子系统、畜牧业子系统、生活污水子系统和干湿沉降子系统, 以上 4 大子系统占入湖 TN 的 88%; 入湖 TP 主要来源于种植业子系统、畜牧业子系统、生活污水子系统和水土流失子系统, 以上 4 大子系统占入湖 TP 的 89%. 以此为基础通过设置 4 种不同的营养物削减情景, 模拟未来 10 年入湖 TN、TP 的变化, 并通过构建的政策评价子系统和 DILLON 模型定量评价不同削减方案的可行性, 提出最优洱海流域营养物削减方案.

关键词: 洱海; SD 模型; TN、TP 削减策略; VENSIM-DSS 软件

Reduction strategies for TN and TP based on system dynamics model (SD) in Lake Erhai

LIU Xiaochen¹, LI Xiaoping¹, CHEN Xiaohua², CHENG Xi³, WANG Feifei¹ & CHEN Wuqi¹

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

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

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

Abstract: In order to solve the problem of lake eutrophication in Lake Erhai, a model based on the analysis of nutrients transport was applied to establish society, economy, technology and environment coupling SD model for Lake Erhai drainage area using VENSIM-DSS. The SD model is consisted of seven subsystems searching for the sources of TN and TP. The research established a set of parameters applicable for the Lake Erhai coupling model. The stimulation results showed 88% of TN was from the subsystems of plantation, animal husbandry, sewage and dry and wet deposition, and 89% of TP was from the subsystems of plantation, animal husbandry, sewage, soil and water loss in Lake Erhai catchment. Based on the results, four kinds of nutrient reduction solutions were set to stimulate the changes of TN and TP for the next ten years. The feasibilities of different reduction solutions were quantitatively estimated by policy evaluation subsystem and DILLON model to put forward the optimal nutrient reduction solutions for Lake Erhai catchment.

Keywords: Lake Erhai; SD model; reduction strategies of TN and TP; VENSIM-DSS software

洱海(25°36'~25°38'N, 100°05'~100°18'E^[1])位于云贵高原湖区, 是云南省第二大高原淡水湖泊, 地处大理市北部和苍山东麓, 湖面高程 1974 m 时, 湖面面积为 251.32 km², 南北长 42.5 km, 最大湖宽 9.2 km, 平均湖宽 5.8 km, 平均湖深 10.5 m^[1], 最深处为 20.7 m^[2-3]. 洱海流域位于澜沧江、金沙江和元江三大水系分水岭地带, 属澜沧江—湄公河水系, 流域总面积 2565 km², 1980s 中期之前, 全湖水量充沛、水质清洁、生物多样性

* 国家水体污染控制与治理科技重大专项项目(2009ZX07106-001)资助. 2012-12-27 收稿; 2013-02-28 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.

性丰富,生态系统处于良性循环之中^[4].随着流域经济的发展,污染负荷不断增加,洱海水质日趋恶化,1996年和2003年两次蓝藻大暴发,已经严重威胁洱海生态系统的稳定性,2003年洱海水质处于中营养向富营养湖泊过渡阶段,水污染严重,部分水域达Ⅳ类水,胡竹君等^[5]于2004—2005年间对洱海水体进行逐月监测,判断洱海全湖的水质已经处于中营养状态.2004—2009年的年均综合营养状态指数在40~50之间.国家“十一五”水专项课题将洱海定义为“富营养化初期湖泊”,并指出洱海正处于由中营养状态向富营养状态转变的关键期,必须尽快采取全面的生态系统综合治理措施,避免生态环境进一步恶化^[6].

为防止洱海水质由中营养状态向富营养状态的转变,前人已经从外界营养物投入与藻类响应的关系、湖内水动力水质数值模拟、藻类群落的演替等层面进行了大量研究^[7-10],翟玥等^[11]、Shang等^[12]也利用SWAT模型确定了洱海入湖TN的最主要农业污染源和主要农业污染村镇.但对整个湖泊流域的营养物输运转移及营养物削减策略定量评价模型的研究尚不多见,本文结合洱海连续多年的监测数据(2003—2009年)和现场实验,利用数值模拟的方法,通过引入美国VENTANA公司的VENSIM-DSS构建了洱海流域的耦合模型,研究选取湖泊营养物基准指标^[13]中相对稳定的TN、TP作为模拟对象,模拟TN、TP从源头到入湖的过程,利用SD耦合模型实现对TN、TP的追根溯源,识别不同子系统的入湖TN、TP贡献率,分析不同削减策略的社会、经济、管理可行性.本研究为洱海富营养化综合治理及高原湖泊富营养化控制标准的可行性研究提供了依据.

1 材料与方法

1.1 模型介绍

SD模型本质上是时滞的一阶微分方程组,以反馈控制理论为基础,可用于研究处理社会、经济、生态、生物等一类高度非线性、高阶次、多变量、多重反馈、复杂时变的大问题,在宏观和微观层次上对复杂、多层次、多部门的大系统进行综合研究,是一种定性定量的结合,尽可能采用“白化”技术,把不良的结构尽可能地“良化”^[14],还可以与ArcGIS进行耦合扩大其应用范围^[15].应用VENSIM-DSS建立的流域模型,具有可视化界面功能,可以方便地对构建模型进行真实性检验,实时观察不同政策对系统的影响.李同升等^[16]利用SD模型建立了渭河流域PRD系统线性增长模型,研究流域水资源与社会经济系统的协同关系.余洁等^[17]利用GIS与SD模型相结合的方法研究生态经济系统社会经济发展与生态环境的相互影响关系.罗光斌等^[18]利用SD模型构建了重庆市农业面源污染SD仿真模型,揭示了重庆市面源污染的3大主要污染源.

本文构建的洱海流域社会经济环境耦合模型由7个子系统组成,分别是农村与城镇生活污水子系统、畜牧养殖业子系统、种植业子系统(图1a)、旅游业子系统、水土流失子系统、政策评价子系统,另外根据流域种植业土地利用类型差异,构建了种植业辅助子系统(图1b),以增加种植业中不同土地利用类型削减方案的模拟分析.模型共有54个水平变量,208个驱动变量,各个子系统之间通过影子变量连接.模型耦合系统如图2.

模型核心是用方程连接系统内部各个变量,其中主要方程类型有3类:状态变量差分方程、速率方程和辅助方程:

1) 状态变量方程:

$$\text{level. } k = \text{level. } j + DT(\text{inflow} - \text{outflow. } j, k) \quad (1)$$

式中,level为水平变量;inflow为输入速率;outflow为输出速率;DT为模型模拟计算步长.

2) 速率方程:

$$\text{rates}(t) = g[\text{lvS}(t), \text{aux}(t), \text{exo}(t), \text{const}] \quad (2)$$

式中,rates(t)为积累变量变化的速率;lvS(t)为t时刻积累变量值;exo(t)和aux(t)为t时刻辅助变量和外生变量值;const为常数.

3) 辅助方程:

$$\text{aux}(t) = f[\text{lv}(t), \text{aux}^*(t) \exp(t), \text{const}] \quad (3)$$

式中,aux*(t)为除待求辅助变量外的其他辅助变量.

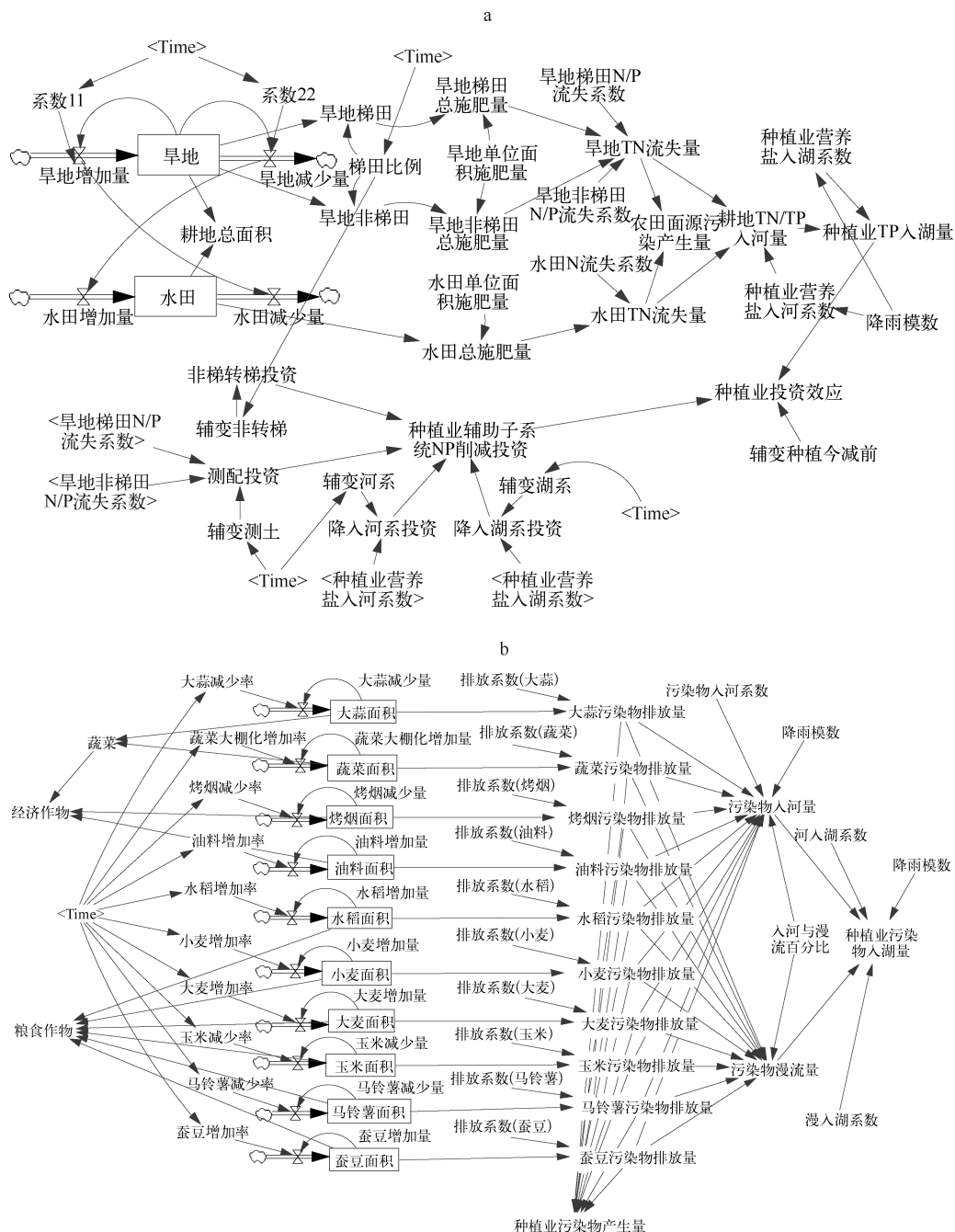


图 1 种植业子系统(a)和辅助子系统(b)

Fig. 1 Planting subsystem(a) and planting secondary subsystem(b)

1.2 模型运行条件

利用构建的 SD 模型核算流域营养物的来源,并对不同削减方案进行评价分析.模型以 2008 年为基准年开始运行,气象数据、社会经济数据主要来源于《大理州统计年鉴》^[19],入湖河道水质数据来源于 2006—2008 年洱海监测月报和中国科学院水生生物研究所洱海实验站.营养物排放系数参考文献^[20].污染物流

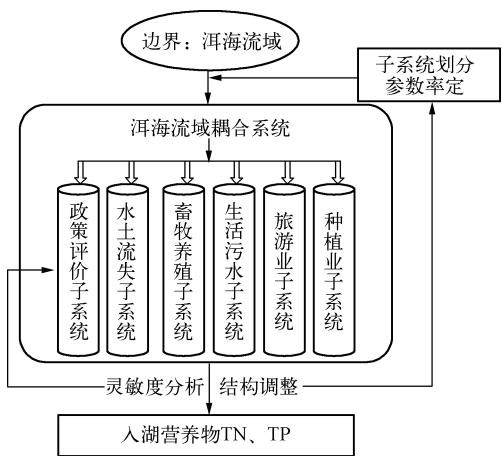


图2 模型耦合系统

Fig. 2 Model coupling system

表 1 模型主要参数值*

Tab. 1 The main parameters of the model

项目	参数值
GDP	1650901 万元
流域农村人口	562383 人
城镇人口	264119 人
耕地面积	255890667 m ²
旅游总人口数	570 万人
奶牛数量	93864 头
人均 TN 排放系数	11.9 g/(人·d)
人均 TP 排放系数	1.02 g/(人·d)
奶牛 TN 排放系数	44.63 g/(头·d)
奶牛 TP 排放系数	3.44 g/(头·d)
家禽 TN 排放系数	0.02 g/(只·d)
家禽 TP 排放系数	0.08 g/(只·d)
蔬菜 TN 排放系数	6.85 g/(m ² ·a)
蔬菜 TP 排放系数	0.36 g/(m ² ·a)

* 旅游人口按每人停留 2 天计算;奶牛 TN、TP 排放系数取干清粪测定;家禽 TN、TP 排放系数采用鸡蛋系数(干清粪)计算。

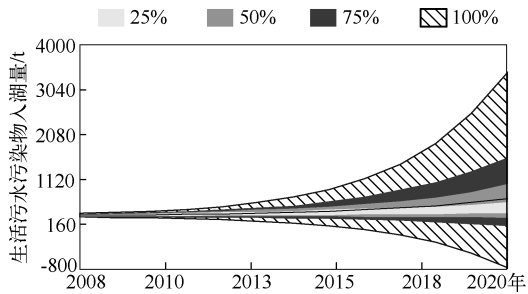


图3 城镇生活污水入管率灵敏度测试

Fig. 3 Sensitivity test of sewage into tube rate from cities

失、入河、入湖系数等参数采用现场实验和参考文献法获得^[21-25],两者有机结合根据洱海流域的实际情况对参数进行修正.部分主要参数如表1,模型边界确定为洱海流域,干湿沉降单独核算,模型中未单独构建干湿沉降子系统.

1.3 模型的率定与验证

模型的准确性检验又称为模型有效性检验,用来检验模型能否很好地模拟洱海流域的真实系统.如果模型运转结果与实际情况有很大差异,必须回到系统重新考虑.系统动力学模型检验包括量纲一致性检验、方程式极端条件检验、统计学方法检验.本文综合使用以上3种检验方法,但由于 VENSIM-DSS 实际是使用离散的时间点来计算连续的问题,DT 的取值会影响模拟结果的精度,所以本文附加了不同 DT 进行检验.

综合以上各种检验方法,模型量纲一致性在建模过程中已经验证;极端条件下系统模型没有出现不合理的行为模式;DT 分别采用 0.2、0.5、1.0 模型模拟结果稳定;模型反演 2004 年的模拟值与实际数据比较,平均相对误差小于 15%,认为模型与实际系统基本符合,具有较好的仿真性,可以进入政策实验室根据参数灵敏度进行不同方案的制定.

1.4 模型模拟结果与灵敏度分析

1.4.1 模型模拟结果 模型模拟结果显示,洱海流域入湖 TN 主要来源于种植业子系统(31%)、畜牧业子系统(25%)、生活污水子系统(19%)和干湿沉降子系统(13%),以上4大子系统占入湖 TN 的 88%;入湖 TP 主要来源于种植业子系统(26%)、畜牧业子系统(25%)、生活污水子系统(19%)和水土流失子系统(19%),以上4大子系统占入湖 TP 的 89%.

1.4.2 模型灵敏度分析 模型灵敏度分析一方面能测试模型的稳定性,另一方面也能从一定程度上反映各参数的相对重要性.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±30%,养殖业和种植业中不同畜禽或作物类型增减率调整时涉及两者参数不同时,两者同时取正值或同时取负值.敏感度通过营养物入湖量改变率除以参数改变率得到,TN 的灵敏度分析结果显示,对入湖 TN 影响显著的驱动变量是城镇生活污水入管率(图3)、农村生活污水处理率、蔬菜面积、大蒜面积、单位面积施肥量、梯田比例、水田比例、奶牛数量、猪数量等.

2 不同营养物削减方案的情景模拟

表 2 流域分阶段削减方案
Tab. 2 Phased nutrients input reduction plan
for Lake Erhai catchment

2.1 削减方案设定

对模型中参数进行灵敏度分析后, 削减方案落脚点主要在灵敏度高的驱动因子上, 最终选择城镇生活污水入管率、农村生活污水处理率、蔬菜大棚化面积、大蒜面积、单位面积施肥量、梯田比例、水田比例、奶牛数量、猪数量等作为控制变量, 削减方案设定参考洱海流域“十一五”、“十二五”规划和云南洱海绿色流域建设与水污染防治规划. 共设 A、B、C、D 四个方案, B 方案参考洱海流域规划, A 方案削减力度高于 B 方案, C 方案削减力度低于 B 方案, D 方案维持流域惯性发展. 具体分阶段方案设置如表 2.

2.2 模型模拟结果分析与削减方案效应评价

根据 Dillon 模型计算洱海 TN、TP 承载力, 洱海水质维持 GB/T 3838—2002 II 类水质标准, 多年平均水位为 1964.69 m 时水环境承载力 TN、TP 分别为 1906.4、107.8 t/a, 历年最低水位 1962.69 m 时水环境承载力 TN、TP 分别为 1483.0、99.3 t/a, 此数据作为年 TN、TP 入湖量削减目标, 模拟分析不同削减方案的社会、经济、环境效应.

评价洱海流域不同削减方案的可行性, 主要通过社会效应指数 (Esoc)、经济效应指数 (Eeco)、环境效应指数

控制变量名称	方案	2009—2015 年	2016—2020 年
城镇生活污水入管率逐年提高百分比	A	4%	2%
	B	3%	1.5%
	C	2%	1%
农村生活污水处理率逐年提高百分比	A	12%	5%
	B	10%	4%
	C	7%	2%
蔬菜大棚化面积年增加率	A	14%	15%
	B	12%	3%
	C	4%	1%
大蒜种植面积年削减率	A	15%	15%
	B	2%	12%
	C	2%	2%
玉米种植面积年削减率	A	5%	4%
	B	3%	2%
	C	1%	1%
奶牛数量年减少率	A	6%	4%
	B	5%	3%
	C	3%	2%
猪存栏数量年减少率	A	7%	5%
	B	5%	4%
	C	1%	1%
猪出栏数量年减少率	A	5%	4%
	B	3%	2%
	C	1%	1%
梯田比例	2009—2015 年每年提高 6%, 到 2020 年达到 87%		
水田比例	2015 年开始每年提高 15%, 至 2020 年结束		
中强度侵蚀面积	2009—2015 年每年减少 1%, 2016—2020 年每年减少 3%		
	D	维持洱海流域惯性发展	

(Eenv) 表征, 因为模型削减策略制定主要针对农业面源污染, 对洱海流域农民收入影响较大, 所以社会效应指数设为污染物年入湖量比流域农村人口. $Esoc = \text{污染物年入湖量} / \text{流域农村人口}$; $Eeco = \text{削减策略总投资} / \text{流域 GDP 预测值}$; $Eenv-1 = \text{削减策略下 TN、TP 年入湖量} / \text{洱海 II 类水标准下 TN、TP 承载力 (历年平均水位)}$; $Eenv-2 = \text{削减策略下 TN、TP 年入湖量} / \text{洱海 II 类水标准下 TN、TP 承载力 (历年最低水位)}$.

2.2.1 模拟结果分析 针对洱海流域采用不同削减方案模拟结果可以看出, D 方案惯性发展模式下入湖 TN 和 TP 持续上升, 2015 年、2020 年 TN 入湖量分别为 2463 和 2618 t, TP 入湖量分别达到 172.23 和 182.95 t (图 4). A、B、C 三种分阶段削减方案均能实现入湖 TN 和 TP 的削减, 但削减强度有明显差异. 单从入湖 TN 和 TP 数据分析, A 方案和 B 方案削减量相差较小, C 方案对入湖 TN 和 TP 的削减幅度相对较小, 考虑历年累计入湖量, C 方案历年累计入湖量远高于 A 方案和 B 方案.

2.2.2 分阶段削减方案效应评价 伴随洱海流域不同削减措施的实施, 经济效应指数前期显著上升, 后期逐

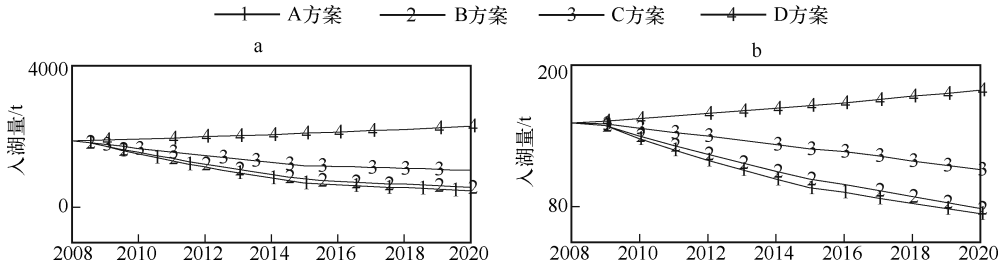


图 4 不同方案下 TN(a)、TP(b) 年入湖量

Fig. 4 Annual amount of TN(a) and TP(b) into Lake Erhai under different programs

渐下降,前期显著上升是因为高强度的削减措施逐渐展开,需要投资不断增加,随着前提投资效益的不断显现,入湖污染物负荷逐渐下降,环境投资相应减少(图5)。A方案环境投资额在2013—2017年间超过流域GDP的5%,B方案环境投资在2013—2017年间的环境投资也超过4%。主要发达国家(如美国、日本等)环保投资占GDP比重约2%左右^[26],说明A方案和B方案的实施均对当地政府财政有一定压力。社会效应指数在A、B、C三种方案下呈现出不同走势,A方案和B方案的相差不显著,但通过分析社会效应指数发现,A方案后期农村人口人均污染物负荷不降反升,通过模型反馈回路分析主要是因为A方案在2016—2020年间农村生活污水处理率提高幅度跟不上旅游人数大幅度增长导致的TN排放量增幅。结合对经济效应指数的分析,洱海流域TN、TP分阶段削减方案中,B方案考虑了洱海流域实际规划,相对合理,但超过4%的环境投资对当地经济发展的资金承受有一定压力。

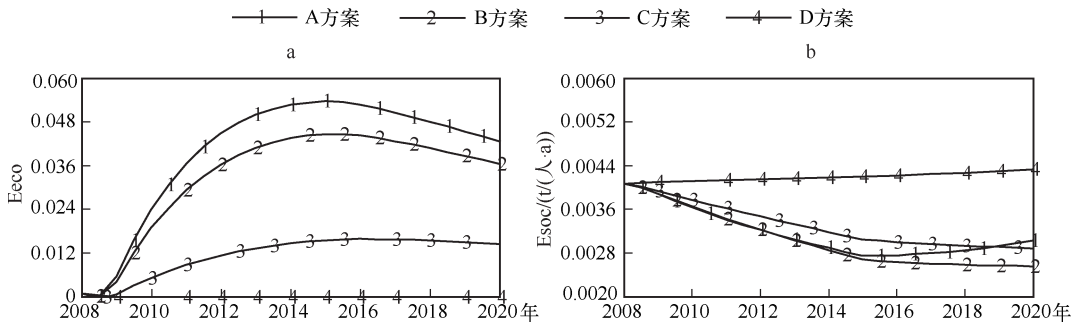


图 5 不同削减方案对应的经济效应(a)与社会效应(b)

Fig. 5 Eeco(a) and Esoc(b) under different programs

洱海流域不同削减方案对应的环境效应变化情况(图6)表明,Eenv-1 低于“辅助达标线”表示TN入湖量低于洱海水位1964.69 m(历年平均水位)时Ⅱ类水质的承载力,Eenv-2 低于“辅助达标线”表示TN入湖量低于洱海水位1962.69 m(历年最低水位)时Ⅱ类水质的承载力,B方案下,Eenv-1 和 Eenv-2 分别于2011年和2015年穿越“辅助达标线”,说明此年度开始TN入湖量可以满足洱海Ⅱ类水质标准。图7显示B方案下Eenv-1 只有在2019年才能穿越“辅助达标线”,说明只有到2019年TP入湖量才能低于洱海水位1964.69 m时的TP承载力,满足洱海Ⅱ类水质标准,但是以洱海水位为1962.69 m时的承载力要求,TP入湖量一直不能满足水质标准。B方案下的Eenv-2 始终在“辅助达标线”以上,这说明要实现TN、TP的同步削减,要针对流域TP附加其他削减措施。进一步对流域模型的TP原因树图分析发现,占TP入湖量25%的畜牧业在各种调整方案下TP并未实现大幅度削减,对畜牧业子系统进行分析发现,大幅度增加家禽数量的同时造成TP排放量的增加,采用粪便回收策略,发展低污染排放的家禽和羊的养殖,并对畜牧养殖业进行养殖小区化改造,可以实现畜牧业TP入湖量的大幅度削减。在组合方案基础上,采取进一步的调整措施后,TP入湖量可实现更大幅度的削减。

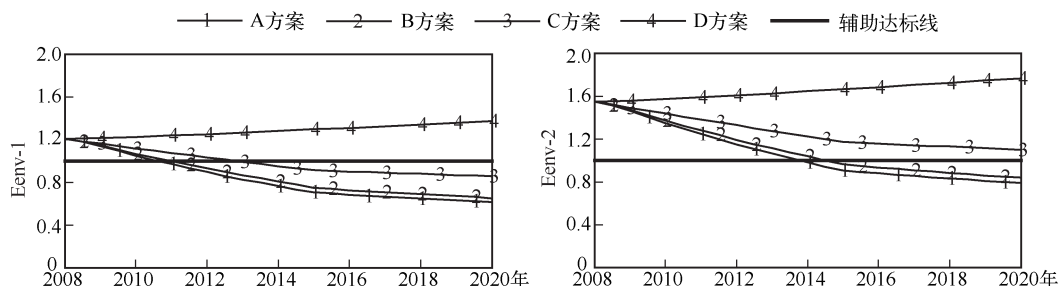


图 6 不同削减方案 and 不同标准对应的环境效应——TN

Fig. 6 Eenv under different programs and criterions; TN

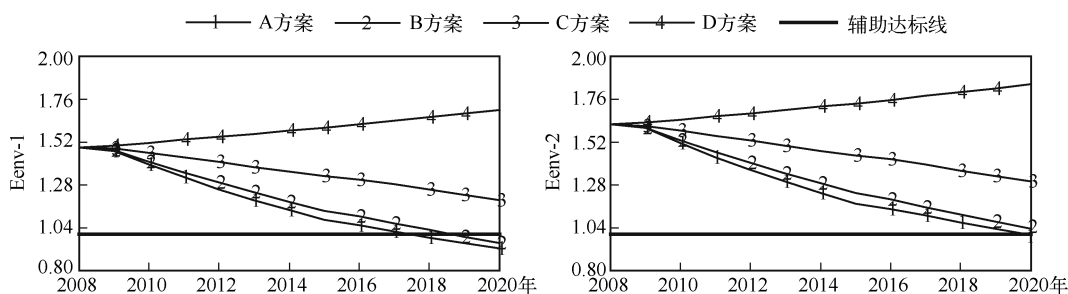


图 7 不同削减方案 and 不同标准对应的环境效应——TP

Fig. 7 Eenv under different programs and criterions; TP

2.3 优化削减方案

根据上文分析,结合《云南洱海绿色流域建设与水污染防治规划》、洱海水环境承载力、“十一五”水专项课题云贵高原湖区富营养化控制标准,对模型中的敏感驱动变量采用集合预报的不确定分析方法进行削减方案重组,种植业子系统和畜牧业子系统不仅仅是一味的限制,而是有增有减,种植业中减少大蒜的种植面积,同时增加水稻、大麦、蚕豆等的种植面积,扩大蔬菜大棚的种植面积;畜牧养殖业子系统限制奶牛和猪的养殖数量的同时增加污染物排放量少的家禽和羊的养殖规模,变水冲粪便为干清粪便,推进规模化养殖等等.同时将模拟时间延伸至 2030 年.最终得到洱海流域的最优削减方案(表 3).

最优削减方案可以实现洱海流域入湖 TN、TP 显著削减,2020 年 TN 入湖量可削减到 1261 t,相比惯性发展策略可实现削减量 1696 t;2020 年 TP 入湖量可削减到 80.89 t,相比惯性发展策略可实现削减量 117.66 t (表 4).

在最优削减方案下,Eeco 显示环保总投资占流域 GDP 的比例最高不超过 3.2%,依据《国家环保部“十一五”规划》要求,环保投资应占同期 GDP 的 1.35%;根据国家生态市建设指标要求,比重应达到 3.5%.说明最优削减方案在流域经济能力可承受范围之内,投资不会对流域经济产生大的影响. Esoc 显示,农村人均污染物排放量呈现下降趋势,前期下降显著,后期未出现反弹现象(图 8),说明最优削减方案下农业的环境效益日益提升,对洱海的污染压力日趋下降.

最优削减方案下流域 TN、TP 的 Eenv 如图 9,在最优削减策略下可以实现洱海不同水位下的 TN、TP 承载力要求. TN 入湖量在 2012 年满足历年平均水位 1964.69 m 时水环境承载力要求,2014 年左右满足历年最低水位 1962.69 m 时水环境承载力要求. TP 入湖量在 2015 年满足历年平均水位 1964.69 m 时水环境承载力要求,2017 年左右满足历年最低水位 1962.69 m 时水环境承载力要求.

表 3 最优削减方案
Tab. 3 Optimal cutting program

控制变量	2009—2015 年	2016—2030 年	控制变量	2009—2015 年	2016—2030 年
人口增长率年提高百分比	7.0‰	6.5‰	大蒜种植区缓冲带面积的年增加率	10.00%	13.00%
城镇化率年提高百分比	3.0%	3.5%	水稻增加率的年减少率	1.00%	0.80%
城镇生活污水入管率年提高百分比	3.0%	1.5%	玉米减少率的年减少率	3.50%	4.50%
污水处理厂处理级别	一级 A		大麦增加率的年减少率	2.00%	2.50%
农村生活污水处理率年提高百分比	10.0%	4.0%	蚕豆增加率的年减少率	0.35%	0.37%
粪便处理方式	干清粪便		油料增加率的年减少率	2.50%	2.30%
奶牛总数量	总量控制在 15 万头以内		旱地非梯田转换为梯田的年减少率	5%	7%
其他大牲畜减少率	维持现有数量不再增加		旱地转换为水田的年减少率	无	15%
猪存栏减少率	5.0%	4.0%	中强度侵蚀面积减少率	1%	3%
猪出栏减少率	4.0%	3.0%	畜牧业粪便回收	10%	3%
羊增加率	2.5%	1.5%	增加的畜牧业养殖品种均采用养殖小区方式饲养 测土配方、平衡施肥面积年增加 5%		
家禽增加率	8.0%	7.0%			
蔬菜大棚化面积增加率年减少率	12.0%	10.0%			

表 4 最优削减方案下洱海 TN、TP 入湖量
Tab. 4 Amount of TN and TP into Lake Erhai under optimal cutting program

项目	方案	2015 年	2020 年	2025 年
TN 入湖量/(t/a)	惯性发展	2802.6	2957.6	3389.5
	最优方案	1402	1261	1260
	实现削减量	1400	1696	2129.5
TP 入湖量/(t/a)	惯性发展	172.13	198.55	235.1
	最优方案	104.68	80.89	85.4
	实现削减量	83.05	117.66	149.7

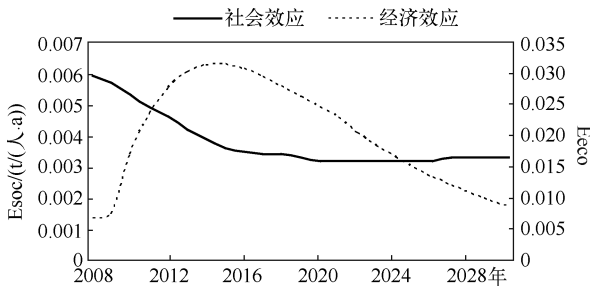


图 8 最优削减方案下的经济效应指数和社会效应指数
Fig. 8 Eeco and Esoc under optimal cutting program

综合以上分析,最优削减策略综合考虑了流域社会、经济、环境因素,符合流域实际情况,有较好的社会、经济、技术可达性,为流域 TN、TP 削减提供了较为可靠的削减策略.

3 讨论

SD 模型适用于处理长期性、周期性的问题,且利用各要素间的因果关系在数据不足的情况下仍能利用有限的数据进行推算分析^[27]. 湖泊富营养化研究中,一般认为造成湖泊富营养

化的基础营养物质是氮和磷^[28-29],同一时期不同湖泊、同一湖泊不同时期的淡水藻类生长所需 TN/TP 需求变异范围为 4.1 ~ 133.3^[30],本课题组洱海现场的 NEB 藻类培养实验表明氮、磷对洱海藻增长存在交互限制作用^[10]. 湖泊营养物的来源主要包括外源污染和内源污染,洱海不同年份间的 TN、TP 波动较大,TP 的高值

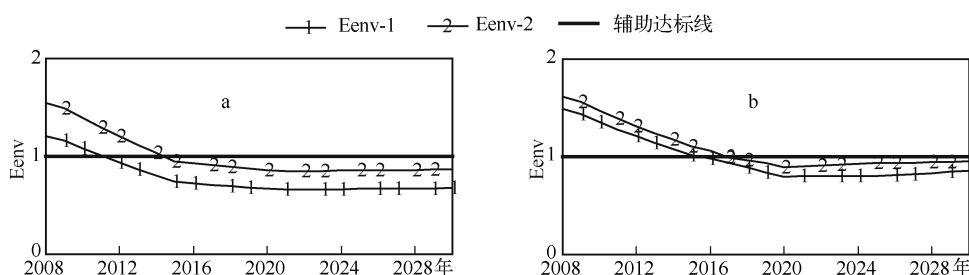


图9 TN(a)、TP(b)最优削减方案下环境效应指数

Fig. 9 Eenv under optimal cutting program:TN(a) and TP(b)

与低值差别高达2倍^[6],说明TN、TP受外源输入量的变化影响显著,Aquatox模型对洱海营养物投入响应关系的模拟显示,洱海TN、TP的输入量的变化与水体TN、TP浓度的变化有较好的响应关系,反映了洱海生境的敏感性^[31].所以本文选取TN、TP为模拟对象,通过构建流域SD模型,核算入湖营养物TN、TP不同来源的比重.通过灵敏度分析找出对TN、TP入湖量敏感的驱动变量,针对敏感驱动因子确定政策落脚点,设置不同的削减方案,同时通过构建的评价子系统结合流域经济、技术、管理水平对不同削减策略的可行性进行定量评价分析,对湖泊流域管理部门制定湖泊保护措施提供借鉴.为流域发展提供决策支持.

洱海流域入湖TN主要来源于种植业子系统、畜牧业子系统、生活污水子系统和干湿沉降子系统,以上4大子系统占入湖TN的88%;入湖TP主要来源于种植业子系统、畜牧业子系统、生活污水子系统和水土流失子系统,以上4大子系统占入湖TP的89%.针对种植业子系统、畜牧业子系统、生活污水子系统和水土流失子系统敏感因子确定不同削减方案,对不同方案采用不确定分析法进行重组,得到最优削减方案,最优削减方案下流域TN入湖量在2012年满足历年平均水位1964.69m时水环境承载力要求,2014年左右满足历年最低水位1962.69m时水环境承载力要求;TP入湖量在2015年满足历年平均水位1964.69m时水环境承载力要求,2017年左右满足历年最低水位1962.69m时水环境承载力要求.环保总投资占GDP的比例最高不超过3.2%,投资不会对流域经济产生大的影响.显示农村人均污染物排放量呈现下降趋势,前期下降显著,后期未出现反弹现象.说明最优削减方案下,能较好地实现流域环境保护与经济增长的双赢.

营养物TN、TP从产生到输运转移入湖过程具有时滞效应,因为模型中用到的数据多为年度数据,无法充分利用模型模拟时滞效应.入湖营养物主要通过雨水驱动进入湖泊,但本模型未能区分年内雨季与旱季,所以需要收集不同季度乃至不同月份的更精确更高频率的气象水文数据、畜牧业养殖数量年内变化数据、种植业作物施肥量数据等为模型做支撑,为模拟结果的验证提供更多的数据保证,提高模拟结果的精确度.模型的参数系统的率定过程不够完善,本文主要基于课题组现场实验和参考文献[21-25]确立的参数系统.参考文献中很多参数并不能完全吻合洱海流域实际情况,应增加更多的现场实验,今后需要不断完善参数的率定,构建适合于洱海流域的参数数据库.构建的SD模型只能给出流域TN、TP入湖量随时间的变化,不能模拟不同营养物在不同空间的分布,今后应结合GIS空间模拟功能与SD的时间动态模拟实现优势互补.SD模型无法实现对湖泊内复杂水动力-水质-水生态环境的模拟,通过结合湖泊内水动力-水质-水生态模型,如DELFT3D、ELCOM-CAEDYM、AQUAROX等,可以实现营养物从源到汇的模拟.

5 结论

1) 利用VENSIM-DSS构建了洱海流域SD耦合模型,模拟结果与洱海流域的实际状况吻合较好,比较准确地重现了洱海营养物TN、TP从产生到入湖的过程,构建了一套适合于洱海流域的SD模型参数库.

2) 洱海入湖TN主要来源于种植业子系统、畜牧业子系统、生活污水子系统和干湿沉降子系统,占入湖TN的88%;入湖TP主要来源于种植业子系统、畜牧业子系统、生活污水子系统和水土流失子系统,占入湖TP的89%.因此合理调控种植业、畜牧业、生活污水和水土流失四大子系统是洱海富营养化治理的重中之重.

3) A、B、C 3种方案中的调控措施一味地强调控制削减,如削减高污染的种植业作物(如大蒜和玉米)

和畜牧养殖业品种(如奶牛和猪),高强度的调控措施虽然可以实现入湖 TN、TP 的削减,但方案实施的经济成本高,不具有很高的可行性. 最优削减策略强调产业引导,如种植业中发展大棚种植,增加水稻、大麦、蚕豆等的种植补贴,畜牧业中发展污染物排放量更低的品种,推进养殖规模化、小区化,变水冲清粪为干清粪等,合理引导低污染的种植业与畜牧业发展. 在较低环保投入的情况下降低对洱海的生态压力,满足洱海 TN、TP 的生态承载力.

6 参考文献

- [1] 潘红玺,王云飞,董云升等. 洱海富营养化影响因素分析. 湖泊科学,1999,11(2):184-188.
- [2] 李兆林,岑 华. 洱海流域环境现状分析. 云南地理环境研究,2002,14(1):54-60.
- [3] 栾玉泉,谢宝川. 洱海流域环境保护和综合管理. 大理学院学报,2007,6(12):38-40.
- [4] 杜宝汉. 洱海富营养化研究. 湖泊科学,1992,14(2):86-92.
- [5] 胡竹君,李艳玲,李嗣新. 洱海硅藻群落结构的时空分布及其与环境因子间的关系. 湖泊科学,2012,24(3):400-408.
- [6] 颜昌宙,金相灿,赵景柱等. 云南洱海的生态保护及可持续利用对策. 环境科学,2005,26(5):38-42.
- [7] 王 云. 洱海夏秋季蓝藻种群动态变化及水华成因分析. 大理学院学报,2008,7(12):39-42.
- [8] 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.
- [9] 杨 威,邓道贵,张 赛等. 洱海叶绿素 a 浓度的季节动态和空间分布. 湖泊科学,2012,24(6):858-864.
- [10] 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.
- [11] 翟 玥,尚 晓,沈 剑等. SWAT 模型在洱海流域面源污染评价中的应用. 环境科学研究,2012,25(6):666-671.
- [12] Shang X, Chen WD, Wang XZ *et al.* Using the physical-based model SWAT to evaluate agricultural pollution in the Lake Erhai watershed. *Parlar Scientific Publications*, 2012,21(2):486-494.
- [13] Gibson G, Carlson R, Simpson J. Nutrient criteria technical guidance manual: lakes and reservoirs (EPA-822-B-00-001). Washington DC: United States Environment Protection Agency, 2000.
- [14] 王其藩. 系统动力学. 上海:上海财经大学出版社,2009.
- [15] 裴相斌,赵冬至. 基于 GIS-SD 的大连湾水污染时空模拟与调控策略研究. 遥感学报,2000,4(2):118-124.
- [16] 李同升,徐冬平. 基于 SD 模型下的流域水资源-社会经济系统时空系统分——以渭河流域关中段为例. 地理科学,2006,26(5):551-556.
- [17] 余 洁,边霞苓,胡炳清. 基于 GIS 和 SD 方法的社会经济发展与生态环境响应动态模拟预测研究. 武汉大学学报:信息科学版,2003,28(1):18-24.
- [18] 罗光斌,何丙辉,刘光平等. 重庆市农业面源污染 SD 仿真研究. 西南大学学报:自然科学版,2010,32(9):77-82.
- [19] 大理自治州统计局. 大理州统计年鉴. 北京:中国统计出版社,2004-2009.
- [20] 第一次全国污染源普查资料编纂委员会. 污染源普查产排污系数手册. 北京:中国环境科学出版社,2011.
- [21] 程红光,郝芳华,任希岩等. 不同降雨条件下非点源污染氮负荷入河系数研究. 环境科学学报,2006,26(3):392-397.
- [22] 蔡 明,李怀恩,庄咏涛. 改进的输出系数法在流域非点源污染负荷估算中的应用. 水力学报,2004,7:40-45.
- [23] 郝芳华. 非点源污染负荷分布式模拟研究——以黄河下游洛河流域为例[学位论文]. 北京:北京师范大学,57-101.
- [24] 史志华,蔡崇法,丁树文等. 基于 GIS 的汉江中下游农业面源氮磷负荷研究. 环境科学学报,2002,22(4):474-477.
- [25] 张兴昌,刘国彬,付会芳. 不同植被覆盖度对流域氮素径流流失的影响. 环境科学,2000,21(6):16-19.
- [26] 吴 威,吴 松,陈 爽. 基于 SD 模型分析的环鄱阳湖地区发展模式探讨. 湖泊科学,2012,24(2):252-258.
- [27] 谷国锋. 区域经济系统研究中的动力学方法与模型. 东北师大学报:自然科学版,2003,35(4):88-93.
- [28] Vollenweider R, Kerekes J. Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control. Paris: OECD, 1982.
- [29] 高学庆,任久长,宗志祥等. 铜绿微囊藻营养动力学研究. 北京大学学报:自然科学版,1994,30(4):461-469.
- [30] Klausmeyer CA, Litchman E, Daufresne T *et al.* Optimal nitrogen-to-phosphorus stoichiometry of phytoplankton. *Nature*, 2004,(429):171-174.
- [31] 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.