

## 基于洱海水生态特征的流域最大日负荷总量控制\*

王显丽<sup>1</sup>, 姜国强<sup>2\*\*</sup>, 周 雯<sup>2</sup>, 王君丽<sup>3</sup>

(1: 新疆农业大学水利与土木工程学院, 乌鲁木齐 830052)

(2: 环境保护部华南环境科学研究所, 广州 510655)

(3: 广东水利电力职业技术学院, 广州 510635)

**摘要:** 基于洱海水生态历史数据及现状资料, 采用概率密度分布曲线法及水生生物基准相结合的方式计算洱海总氮(TN)、总磷(TP)、高锰酸盐指数(COD<sub>Mn</sub>)和氨氮(NH<sub>3</sub>-N)的控制目标, 目标值分别为0.36、0.026、4和0.28 mg/L。再根据该水质目标, 得到洱海的最大日负荷(TMDL)总量。TMDL总量采用线性规划法计算, 其中污染物响应系数矩阵通过MIKE 21二维水质模型计算所得。安全容余(MOS)则通过一阶误差分析法确定。经过一系列的计算, 最终确定洱海的TMDL总量控制计划。计算结果表明, 洱海TN、TP、COD<sub>Mn</sub>和NH<sub>3</sub>-N的TMDL总量分别为2005.989、149.671、19258.844和1348.119 kg/d, 其MOS所占比例分别为6.152%、5.570%、4.380%和5.021%, 表明洱海农业面源污染为该流域主要的污染形式, 其允许最大排放量约占全部允许排放量的90%左右。

**关键词:** 水生态; 水质目标; 最大日负荷总量; 农业面源; 洱海

## TMDL of Lake Erhai based on water ecological features

WANG Xianli<sup>1</sup>, JIANG Guoqiang<sup>2\*\*</sup>, ZHOU Wen<sup>2</sup> & WANG Junli<sup>3</sup>

(1: College of Water Conservancy and Civil Engineering, Xinjiang Agricultural University, Urumqi 830052, P.R.China)

(2: South China Institute of Environmental Sciences, Ministry of Environmental Protection, Guangzhou 510655, P.R.China)

(3: Guangdong Technical College of Water Resources and Electric Engineering, Guangzhou 510635, P.R.China)

**Abstract:** Using probability density distribution curve method and aquatic biological criteria, we calculated the water quality target of total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), COD<sub>Mn</sub> and ammonia nitrogen (NH<sub>3</sub>-N) in Erhai Basin based on its history and current ecological data. The water quality targets of TN, TP, COD<sub>Mn</sub> and ammonia nitrogen are 0.36, 0.026, 4 and 0.28 mg/L, respectively. According to the water quality target, we got the total maximum daily loads (TMDL) of Lake Erhai. The TMDL were calculated by the linear programming method and the pollutant response coefficient matrix is obtained by MIKE 21 which is the two-dimensional water quality model. MOS (margin of safety) is determined by a first-order error analysis method. After a series of calculations, we got the TMDL plan of Erhai Basin. The results showed that the TMDL of TN, TP, COD<sub>Mn</sub> and NH<sub>3</sub>-N in Erhai Basin were 2005.989, 149.671, 19258.844 and 1348.119 kg/d, the proportion of MOS were 6.152%, 5.570%, 4.380% and 5.021%, respectively. The results also showed that agricultural non-point source pollution was the main pollution in the basin and its percent of maximum allowable emissions accounted about 90%.

**Keywords:** Water ecology; water quality target; total maximum daily loads; agricultural non-point source; Lake Erhai

洱海为云南省第二大高原淡水湖泊<sup>[1]</sup>, 是沿湖人民生活、灌溉、工业用水的主要水源。1970s 时, 洱海生态环境良好, 生物资源丰富, 水草丰美, 但近年来随着人类对该流域的不断开发, 洱海逐渐出现生态失衡、水质变差、富营养化加剧等现象。因此, 急需制定扩展到流域尺度并基于洱海水生态特征的最大日负荷 (total maximum daily loads, TMDL) 总量控制计划, 实行 TMDL 总量控制计划可很好地避免以浓度控制为手段而使

\* 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2013ZX07105-005)资助。2015-05-18 收稿; 2015-06-29 收修改稿。王显丽(1988~), 女, 博士; E-mail: WangXianLi227@aliyun.com.

\*\* 通信作者; E-mail: JiangGuoqiang@scies.org.

得污染源通过稀释排放达标的缺点,真正起到控制水环境污染负荷的作用,从而形成对洱海流域系统、科学的保护,这对实现该流域可持续发展具有重要的现实意义。

近年来,TMDL 管理计划越来越成为人们关注的焦点。最早是美国在 1972 年颁布《清洁水法》时提出的。TMDL 是指在满足水质标准的条件下,水体能够容纳某种污染物的最大日负荷量<sup>[2]</sup>。TMDL 计划的目标之一就是可将分配的污染负荷分配到各个污染源,包括点源和非点源,同时考虑安全临界值和季节性的变化。污染负荷分配依据公式为: $TMDL = WLA + LA + MOS + P$ ,式中, $WLA$  为点源污染负荷允许排放量, $LA$  为非点源污染负荷允许排放量; $MOS$  为安全容余; $P$  为内源污染负荷量。

国外学者已对 TMDL 总量控制计划形成了较为成熟的技术方法。Havens 等<sup>[3]</sup>通过生态动力学模型,分析浅水湖泊磷的 TMDL 总量;Lemly 等<sup>[4]</sup>对硒的 TMDL 估量进行计算,弥补 USEPA 对硒的控制技术的空白;Brian<sup>[5]</sup>应用 TMDL 计划研究最小限度排放汞量,并最终确定点源排放量的最大负荷值;Havens 等<sup>[6]</sup>为防治水体水华,对美国佛罗里达州 Okeechobee 湖的总磷制定了 TMDL 计划;Kang 等<sup>[7]</sup>将 SWAT 模型与 TMDL 理念相结合制定了最大日负荷系统(TOLOS),并成功运用到稻田流域上;Seo 等<sup>[8]</sup>基于模型结构及模型参数的不确定性,得到 Nakdong 河安全容余值。随着研究的多样化,TMDL 计划也越来越完整。

我国的 TMDL 研究较晚,起步于 21 世纪初期,目前尚处于初步探讨研究阶段。邢乃春等<sup>[9]</sup>对 TMDL 计划的背景、发展进程及组成框架进行论述;谢刚等<sup>[10]</sup>将 TMDL 防治思路与小流域污染治理方案结合在一起,通过比较二者之间的区别,吸收 TMDL 计划中较为有益的思路与措施,制定除了符合“南水北调”东线山东段的污染总量及分配方案;王彩艳等<sup>[11]</sup>应用 TMDL 管理技术,对武汉市东湖水体的总氮、总磷及 COD 污染物负荷进行分配,建议点源重点应放在沿岸污染工业治理上,面源则应注意沿岸的土地利用类型;程艳等<sup>[12]</sup>研究负荷历时曲线(LDC)在流域水质分析中的应用;牛丽冬等<sup>[13]</sup>建议将 WARMF 水环境管理模型与 TMDL 计划相结合来实现流域的污染物总量控制。

综上所述,目前鲜有将湖泊水生态特征与 TMDL 总量控制相结合的研究。本文将洱海为例,根据其水生态特征,确定主要污染物水质目标,结合洱海二维水质模型,制定适宜的 TMDL 总量控制计划。

## 1 洱海水生态特征分析

### 1.1 洱海流域概况

洱海流域(25°36′~26°36′N,99°50′~100°26′E)位于云南省大理白族自治州境内,地处金沙江、元江和澜沧江三大水系分水岭地带,流域面积 2565 km<sup>2</sup>。该湖正常水位为 1974 m(海防高程),湖水补给系数为 10.6,平均水深 10.5 m,最大水深 20.9 m,湖体容积 2.88×10<sup>9</sup> m<sup>3</sup>。洱海水系较为复杂,北部为弥苴河、罗时江及永安江,西部为苍山十八溪,南部为波罗江,东部为凤尾箐(图 1)。多年平均入湖水量为 8.25×10<sup>8</sup> m<sup>3</sup>,多年平均出湖水量为 8.63×10<sup>8</sup> m<sup>3</sup>。

### 1.2 水质因子与藻类生态关系

洱海目前有浮游植物种类 147 种,蓝藻门密度最大<sup>[14]</sup>。1960s 洱海浮游植物的主要优势种为单角盘星藻(*Pediastrum simplex*)、球空星藻(*Coelastrum cambicum*)、飞燕角甲藻(*Ceratium handellii*)、暗丝藻(*Pseudomonas aenigmaticum*)、湖生鞘丝藻(*Lyngbya limnetica*)、小环藻(*Cyclotella* sp.)及水华束丝藻(*Aphanizomenon flos-aquae*),1980s 及 1990s 主要优势种为小环藻及水华束丝藻,而 2000 年后主要优势种为小环藻、水华束丝藻、螺旋鱼腥藻(*Anabaena spiroides*)及水华微囊藻(*Microcystis flos-aquae*)<sup>[15]</sup>。由优势种的变化情况来看,洱海的浮游植物群落构成已向易暴发水华的群落构成转变,这些浮游植物具有对湖泊中碳、硅、磷元素不敏感的特征,说明目前洱海水体中含有较高浓度的碳、硅、磷元素。

因藻类水华暴发是目前洱海最为严重的水生态问题,所以对环境因子与藻类的生态关系进行分析,以期为之后的水质因子控制措施提供决策依据。浮游植物群落与环境变量的生态关系的分析使用冗余分析法(RDA)<sup>[16-17]</sup>。RDA 分析是通过典型变量与原始变量之间的相关关系对原始变量所引起的变异进行解释与分析。以典型变量为自变量,原始变量为因变量,从而建立线性回归模型,则该模型的相关关系的平方值为典型变量与因变量的确定系数。其描述了由于典型变量和因变量的线性关系引起的因变量变异在因变量总变异量中所占的比例。在线性排序图内,物种箭头之间的夹角表示物种之间的相关关系。夹角越小,则表示

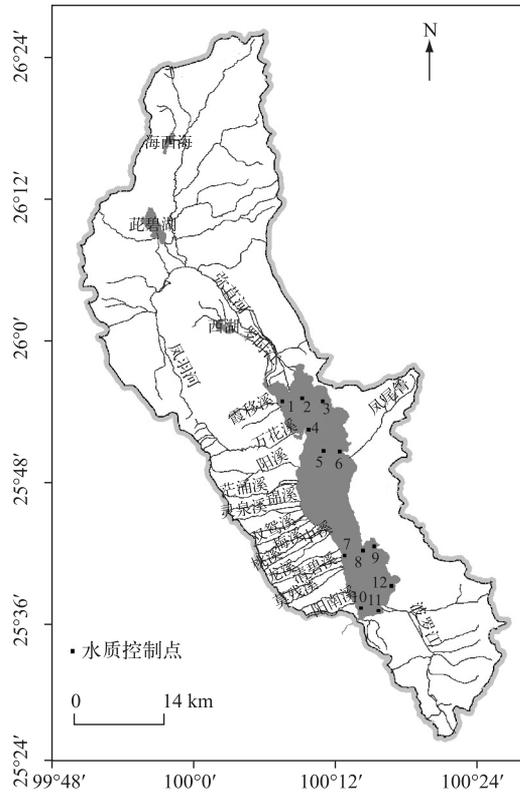


图1 洱海流域水系

Fig.1 Water system of Lake Erhai

两物种间相关关系越高. 如果箭头为锐角,则表示正相关;如果为钝角,则表示负相关;如果夹角几乎为直角,则表示相关关系很小. 用同样的规则,可解读线性排序图内数量型的环境因子关系与物种.

采用洱海藻类丰度及水质监测结果进行分析, RDA 排序结果(图2)表明:(1)物种间关系:蓝藻与硅藻之间呈显著正相关( $P < 0.01$ ),硅藻与绿藻之间存在一定的负相关性( $P < 0.05$ ),而蓝藻与绿藻之间无显著相关性.(2)环境因子对浮游植物生长环境影响程度:对浮游植物群落影响最大的为总氮(TN)、总磷(TP)浓度,其次为氨氮( $\text{NH}_3\text{-N}$ )浓度,影响较弱的为高锰酸盐指数( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ ). (3)环境因子与物种间的生态关系:硅藻丰度与 TN 浓度呈显著正相关( $P < 0.01$ ),蓝藻丰度与 TP 浓度、 $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 呈显著正相关( $P < 0.01$ ), $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度与绿藻丰度呈显著正相关( $P < 0.01$ ),与 TN 浓度呈显著负相关( $P < 0.01$ ). 综上所述,控制环境因子可间接影响浮游植物生长,尤其是对 TN、TP 浓度进行控制,可有效削减蓝藻的繁殖量. 因此,需制定有效的主要污染物防治计划,从而降低湖泊发生水华的风险.

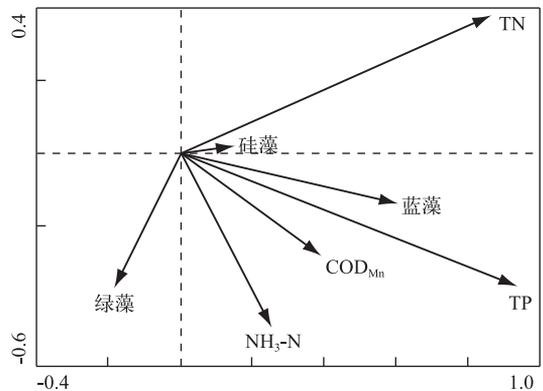


图2 RDA 排序图

Fig.2 Ordination diagram of RDA

## 2 洱海主要污染物浓度控制标准的制定

### 2.1 TN、TP 浓度控制标准的制定

表 1 洱海流域 TN 和 TP 浓度的水质目标值

Tab.1 Water quality targets of TN and TP concentrations in Erhai Basin

水质目标	TN/(mg/L)	TP/(mg/L)
历史良好状态 75%分位值	0.36	0.030
历史较差状态 25%分位值	0.35	0.021
控制标准(平均值)	0.36	0.026

采用美国环境保护局(USEPA)推荐的概率密度分布曲线法<sup>[18]</sup>确定洱海的 TN 和 TP 浓度. 将洱海水质良好的时间阶段(1987—1999年)与水质较差的时间阶段(2000—2012年)进行比较,使用概率密度分布曲线法计算出良好水质频率分布图的 75%分位与较差水质频率分布图的 25%分位所对应的数值,两者的平均值作为候选标准值. 洱海 TN、TP 浓度频率分布法统计分析见图 3 及表 1. 通过计算,制定 TN 和 TP 浓度的控制标准值分别为 0.36 和 0.026 mg/L.

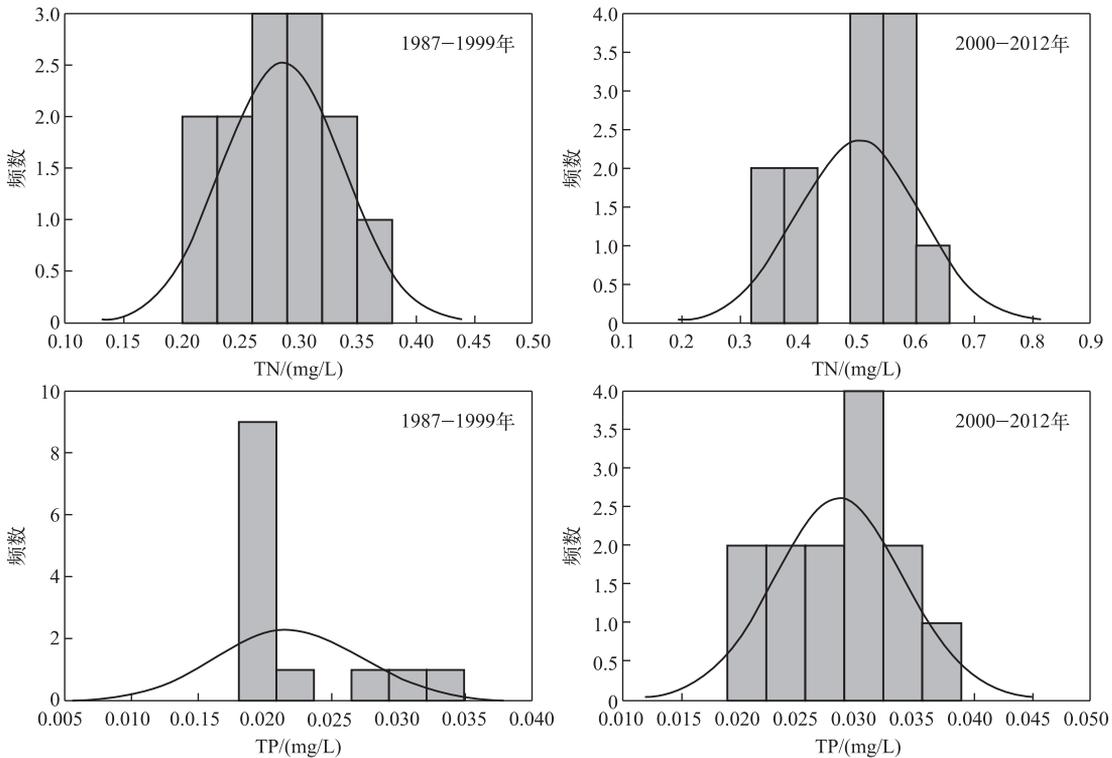


图 3 TN、TP 浓度的频率分布

Fig.3 Cumulative frequency distribution of TN and TP concentrations

### 2.2 氨氮浓度控制标准的制定

采用水生生物基准计算方法,依据美国水生生物基准技术指南<sup>[23]</sup>对洱海流域水生生物毒性数据进行筛选,保留洱海特有物种及外来种引进数据,具体数据见表 2 和表 3,数据来源于文献[19-21]及美国氨氮浓度基准文件<sup>[22]</sup>.

使用 USEPA 推荐的美国物种敏感度排序(SSR)方法<sup>[23]</sup>,得到基准最大浓度(CMC)和基准连续浓度(CCC). 具体计算步骤为:

1) 将所获得的毒性数据按从小到大的顺序进行排列,计算序列百分数  $P=R/(N+1)$ , 式中,  $R$  为某一物种的排序值,  $N$  为总获取物种个数.

表 2 氨氮浓度对洱海流域水生生物的  $GMAV^*$ Tab.2 Ranked  $GMAVs$  of aquatic life of Erhai Basin for ammonia nitrogen concentration

排序	物种	$SMAV/(mg/L)$	$GMAV/(mg/L)$	$P$
13	黄鳝( <i>Monopterus albus</i> )	3478.00	809.60	0.93
12	摇蚊幼虫( <i>Chironomus tentans</i> )	84.05	84.05	0.86
11	正颤蚓( <i>Tubifex tubifex</i> )	33.30	33.30	0.79
10	霍普水丝蚓( <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> )	26.17	26.17	0.71
9	圆形盘肠蚤( <i>Chydorus sphaericus</i> )	25.01	25.01	0.64
8	鲤鱼( <i>Cyprinus carpio</i> )	24.74	24.74	0.57
7	大型溞( <i>Daphnia magna</i> )	24.25	24.25	0.50
6	模糊网纹溞( <i>Ceriodaphnia dubia</i> )	20.64	22.13	0.43
5	老年低额溞( <i>Simocephalus vetulus straus</i> )	21.98	21.98	0.36
4	青鱼( <i>Mylopharyngodon piceus</i> )	21.79	21.79	0.29
3	草鱼( <i>Ctenopharyngodon idyllus</i> )	15.75	15.75	0.21
2	鲢鱼( <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> )	9.15	9.15	0.14
1	河蚬( <i>Corbicula fluminea</i> )	6.02	6.02	0.07

\*  $SMAV$  为物种平均急性值,  $GMAV$  为属平均急性值.

表 3 氨氮浓度对洱海流域水生生物的  $GMCV^*$ Tab.3 Ranked  $GMCVs$  of aquatic life of Erhai Basin for ammonia nitrogen concentration

排序	物种	$SMCV/(mg/L)$	$GMCV/(mg/L)$	$P$
3	模糊网纹溞	12.82	12.82	0.75
2	大型溞	12.38	12.38	0.50
1	鲤鱼	6.815	6.815	0.25

\*  $SMCV$  为物种平均慢性值,  $GMCV$  为属平均慢性值.

2) 计算最终急性值  $FAV$ . 如果所获得物种样本值少于 59 种, 则选择最靠近百分数 5% 处的 4 个物种的统计数据, 故选取青鱼、草鱼、鲢鱼、河蚬的相关数据. 计算公式为:

$$S^2 = \frac{\sum(\ln GMAV)^2 - (\sum \ln GMAV)^2 / 4}{\sum P - (\sum \sqrt{P})^2 / 4} \quad (1)$$

$$L = \frac{\sum(\ln GMAV) - S \cdot \sum \sqrt{P}}{4} \quad (2)$$

$$A = S \sqrt{0.05} + L \quad (3)$$

$$FAV = e^A \quad (4)$$

式中,  $S$ 、 $L$ 、 $A$  为计算中的符号, 没有特殊含义.

3) 计算  $CMC$ , 公式为:  $CMC = FAV/2$ .

4) 计算  $CCC$ . 针对洱海水生物种, 搜集到的慢性数据较少(表 3), 因此  $CCC$  主要利用我国的基准最大浓度( $CMC_s$ )和基准连续浓度( $CCC_s$ )进行计算<sup>[24]</sup>. 计算公式为:  $CCC = (CCC_s / CMC_s) \cdot CMC$ , 式中,  $CMC_s$  和  $CCC_s$  分别为 2.80 和 0.25 mg/L.

通过上述计算步骤, 得到洱海流域在标准水质条件(pH 值=8.0, T=25℃)下,  $CMC$  和  $CCC$  分别为 2.32 和 0.28 mg/L. 出于对于洱海的水生态安全考虑, 选取  $CCC$  值(即 0.28 mg/L)为洱海  $NH_3-N$  浓度控制标准.

### 2.3 $COD_{Mn}$ 控制标准的制定

洱海  $COD_{Mn}$  控制标准采用水生生物基准与生态服务功能要求相结合的方法进行制定. 中国淡水渔业研究中心选择中国最具代表性的鱼类和水生动物进行毒性试验, 其结果显示, 最敏感的是中华绒螯蟹(*Eriocheir sinensis*),  $COD_{Mn}$  的安全浓度为 16.8 mg/L<sup>[25]</sup>. 所以只要控制于该值之下, 大多数鱼类和其他水生

生物是比较安全的. 但此值高于地表水水质标准的V类标准, 过于宽松, 因此根据水生态服务功能要求进行制定. 目前的水生态服务功能要求是能为当地人民提供生产、生活用水, 为鱼、虾等水产品提供产卵场, 且为珍稀水生生物提供栖息地, 符合要求的是国家《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002) II类水域功能和标准分类, 因此制定  $COD_{Mn}$  的控制标准为 4 mg/L.

### 3 洱海 TMDL 计划的确定

#### 3.1 水环境容量的计算

采用线性规划法<sup>[26]</sup>对洱海流域的水环境容量进行计算. 具体步骤为: 先基于 MIKE 21 模型建立各入湖河口的单位源强与洱海水水质控制点之间的动态响应关系; 再设定满足水质目标的各河流污染物的最大允许排放量为目标函数, 约束方程为各水质控制点均满足水质目标, 为防止计算结果可能会出现某些河口的入湖污染物量为 0, 设定各入湖河口的污染物浓度不应低于所有入湖河流污染物浓度的  $\lambda$  倍. 具体表达式为:

$$\text{目标函数 } \max Z = \sum_{j=1}^m A_j \cdot C_j \quad (5)$$

$$\text{约束方程 } \begin{cases} \sum_{j=1}^m X_{ij} \cdot C_j \leq C_{0i} & (i = 1, 2, \dots, n) \\ 0 \leq C_j \leq C_{wj} & (j = 1, 2, \dots, m) \\ C_j \geq \lambda \sum_{i=1}^n C_j \end{cases} \quad (6)$$

式中,  $i$  为水质控制点序号;  $j$  为入湖排污口序号;  $A_j$  为各个入湖河流流量;  $C_j$  为各个入湖河口污染物浓度值;  $X_{ij}$  为响应系数矩阵;  $C_{0i}$  为主要污染物浓度控制标准;  $C_{wj}$  为入湖河口污染物浓度上限值;  $\lambda$  为入湖河口污染物浓度值不得低于所有入湖河口污染物浓度值和的倍数, 该值根据各入湖河流流量占总入流量的比例确定.

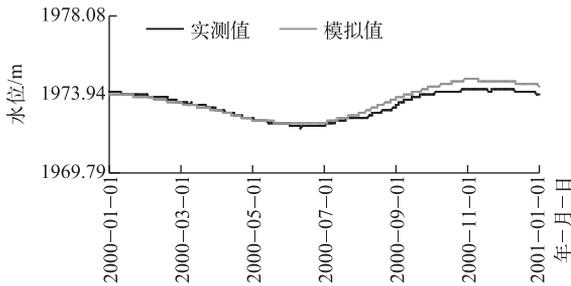


图 4 水位验证图

Fig.4 Simulated water level for verification of model

3.1.1 模型验证 (1)模型参数选取: 时间步长为 30 s, 计算起止时间为 2000 年 1 月 1 日—12 月 31 日, 周期为 1 年; 曼宁系数取 0.031, 为模型推荐值; 对洱海水质、水量进行资料分析得出洱海 TN、TP、 $COD_{Mn}$  和  $NH_3-N$  的衰减系数分别为 0.504、0.300、0.012 和 0.104  $d^{-1}$ ; 洱海横向扩散系数设置为 0.01, 为模型推荐值. (2)模型结果验证: 湖泊的运行水位是影响湖泊水环境容量的重要影响因素, 因此需要对水位进行详细验证. 验证数据采用大理州洱海管理局提供的大理洱海 2000 年水位及水质监测数据, 图 4 为模拟的逐日水位值与相应实测逐日水位值之

间的比较, 结果显示两者吻合度很高, 所建的水动力模型可以准确反映洱海水位的季节性变化, 最大相对误差为 0.028%. 模拟期间洱海最低运行水位为 1972.41 m, 最高水位为 1974.67 m.

图 5 为控制点 5 的水质验证结果, 经验证模拟结果较为合理. 模拟结果显示, 洱海 2000 年全湖 TN、TP、 $COD_{Mn}$  和  $NH_3-N$  浓度年平均值分别为 0.32、0.027、2.46 和 0.08 mg/L, 与监测值相比最大相对误差分别为 11.9%、9.7%、4.1% 和 18.72%, 在误差要求范围 (<20%) 内.

3.1.2 水环境容量测算 由所建立的模型分别计算出各入湖排污口 TP、TN、 $COD_{Mn}$  及  $NH_3-N$  的单位负荷排放量与控制点的  $22 \times 12$  响应系数矩阵, 由于数据较为庞大, 不再列出. 通过公式 (5) 和 (6) 计算得出洱海流域的主要污染物 TN、TP、 $COD_{Mn}$  和  $NH_3-N$  的 TMDL 总量分别为 2005.989、149.671、19258.844 和 1348.119 kg/d, 其中背景浓度采用模型模拟的各控制点的当前浓度值. 具体计算结果见表 5, 各控制点位置见图 1.

#### 3.2 安全容余的确定

因在选择和测量水质指标、污染源估算及水质模型模拟等方面存在众多的不确定性, 为保证 TMDL 计

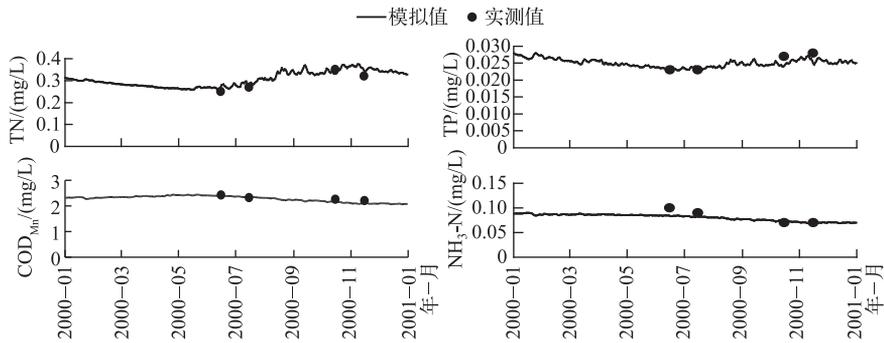


图 5 水质验证图

Fig.5 Simulated water quality for verification of model

划的安全实施,引入安全容余 (margin of safety, *MOS*) 的概念. 常用的参数不确定性分析方法为一阶误差分析 (FOEA) 法. 本研究将采用严格明确法进行 *MOS* 计算,不确定性分析采用 FOEA 法. FOEA 法利用 Taylor 一阶展开式计算<sup>[27]</sup>,其公式为:

$$C = G(X_c) + \sum_{i=1}^p (X_i - X_{ic}) (\partial G / \partial X_i) X_c \quad (7)$$

式中, *C* 为连续模拟的输出值, *G* 为模型计算结果, *X<sub>i</sub>* 为模型参数标准值, *X<sub>ic</sub>* 为模型变化参数值, *p* 为参数个数, *X<sub>c</sub>* 为展开式向量值.

在展开点取模型参数的平均值且参数之间相互独立,则公式(7)可写成:

$$\text{var}(G) = \sum_{i=1}^p \text{var}(X_i) \cdot (\Delta G / \Delta X_i)^2 \quad (8)$$

$$\text{var}(G) / G^2 = \sum_{i=1}^p \text{var}(X_i) \cdot [(\Delta G / \Delta X_i)^2 / G^2] \quad (9)$$

$$[SD(G)]^2 = \sum_{i=1}^p [CV(X_i)]^2 \cdot (S_i)^2 \quad (10)$$

式中, *var*(*G*) 为 *G* 的方差值, *CV*(*X<sub>i</sub>*) 为模型参数的变异系数, *S<sub>i</sub>* 为标准化敏感系数,  $\Delta X_i$  为参数的变化量. 变异系数可通过计算获得,也可通过查阅相关文献获得推荐值. 本研究中采用文献[27-28]中的推荐值,具体查阅结果见表 4. 标准化敏感系数值则通过扰动分析法<sup>[29]</sup>,即在参数附近给定一个变化值,从而算出参数改变后容量的变化值. 公式为:

$$S_i = \frac{\Delta G / G}{2\Delta X_i / X_i} = \frac{[G(X_i + \Delta X) - G(X_i - \Delta X)] / G(X_i)}{2\Delta X_i / X_i} \quad (11)$$

本研究参数变化率取参数的 10% 进行计算. 通过计算所得的 *SD*(*G*) 即为 *MOS* 占 *TMDL* 的比例.

根据 MIKE 21 二维水质模型特点,选取水平扩散系数 (*E<sub>x</sub>*)、降解系数 (*K*)、河流入流量 (*Q*)、曼宁系数 (*n*) 及水深 (*h*) 作为计算参数,按照上述方法进行计算,结果见表 4 和表 5. 由计算结果可知最为敏感的参数是 *h*,其次是 *Q*.

### 3.3 内源污染负荷及 TMDL 计算结果

根据中国环境科学研究院提供的《湖泊水生态、内负荷变化研究与防退化技术及工程示范》报告显示,2010 年洱海 TN 内源释放量为 442 t,TP 内源释放量为 12.4 t. 其中,洱海表层 10 cm 沉积物 TN 的释放潜能

表 4 模型参数标准化敏感系数及变异系数

Tab.4 Normalized sensitive coefficients and variation coefficients of mathematic model parameters

参数	污染物	标准化敏感系数	变异系数
<i>E<sub>x</sub></i>	TN	0.074	15%
	TP	0.023	
	COD <sub>Mn</sub>	0.012	
	NH <sub>3</sub> -N	0.018	
<i>K</i>	TN	0.023	15%
	TP	0.033	
	COD <sub>Mn</sub>	0.021	
	NH <sub>3</sub> -N	0.034	
<i>Q</i>	TN	0.289	10%
	TP	0.276	
	COD <sub>Mn</sub>	0.075	
	NH <sub>3</sub> -N	0.166	
<i>n</i>	TN	0.023	10%
	TP	0.004	
	COD <sub>Mn</sub>	0.006	
	NH <sub>3</sub> -N	0.017	
<i>h</i>	TN	0.530	10%
	TP	0.480	
	COD <sub>Mn</sub>	0.430	
	NH <sub>3</sub> -N	0.470	

表5 洱海流域 TMDL 计算结果

Tab.5 TMDL calculation results of Erhai Basin

河流	污染物	TMDL/ (kg/d)	MOS/ TMDL/%	MOS/ (kg/d)	WLA/ (kg/d)	LA/ (kg/d)	河流	污染物	TMDL/ (kg/d)	MOS/ TMDL/%	MOS/ (kg/d)	WLA/ (kg/d)	LA/ (kg/d)
波罗江	TN	566.367	6.152	34.843	6.106	183.518	清碧溪	TN	0.634	6.152	0.039	0.007	0.205
	TP	42.258	5.570	2.354	1.237	29.076		TP	0.047	5.570	0.003	0.001	0.032
	COD <sub>Mn</sub>	5437.500	4.380	238.163	402.429	4796.909		COD <sub>Mn</sub>	6.087	4.380	0.267	0.450	5.370
	NH <sub>3</sub> -N	380.625	5.021	19.111	33.115	328.399		NH <sub>3</sub> -N	0.426	5.021	0.021	0.037	0.368
葶苈溪	TN	0.328	6.152	0.020	0.004	0.106	中溪	TN	0.485	6.152	0.030	0.005	0.157
	TP	0.024	5.570	0.001	0.001	0.017		TP	0.036	5.570	0.002	0.001	0.025
	COD <sub>Mn</sub>	3.152	4.380	0.138	0.233	2.781		COD <sub>Mn</sub>	4.658	4.380	0.204	0.345	4.109
	NH <sub>3</sub> -N	0.221	5.021	0.011	0.019	0.191		NH <sub>3</sub> -N	0.326	5.021	0.016	0.028	0.281
凤尾箐	TN	0.334	6.152	0.021	0.004	0.108	凤鹤溪	TN	2.566	6.152	0.158	0.028	0.831
	TP	0.025	5.570	0.001	0.001	0.017		TP	0.191	5.570	0.011	0.006	0.131
	COD <sub>Mn</sub>	3.210	4.380	0.141	0.238	2.832		COD <sub>Mn</sub>	24.640	4.380	1.079	1.824	21.737
	NH <sub>3</sub> -N	0.225	5.021	0.011	0.020	0.194		NH <sub>3</sub> -N	1.725	5.021	0.087	0.150	1.488
隐仙溪	TN	0.551	6.152	0.034	0.006	0.179	阳溪	TN	79.178	6.152	4.871	0.854	25.656
	TP	0.041	5.570	0.002	0.001	0.028		TP	5.908	5.570	0.329	1.814	54.521
	COD <sub>Mn</sub>	5.291	4.380	0.232	0.392	4.668		COD <sub>Mn</sub>	760.164	4.380	33.295	56.260	670.609
	NH <sub>3</sub> -N	0.370	5.021	0.019	0.032	0.319		NH <sub>3</sub> -N	53.211	5.021	2.672	4.629	45.910
白石溪	TN	2.688	6.152	0.165	0.029	0.871	龙溪	TN	3.823	6.152	0.235	0.041	1.239
	TP	0.201	5.570	0.011	0.006	0.138		TP	0.285	5.570	0.016	0.008	0.196
	COD <sub>Mn</sub>	25.808	4.380	1.130	1.910	22.768		COD <sub>Mn</sub>	36.701	4.380	1.608	2.716	32.377
	NH <sub>3</sub> -N	1.807	5.021	0.091	1.559	1.559		NH <sub>3</sub> -N	2.569	5.021	0.129	0.224	2.217
灵泉溪	TN	8.453	6.152	0.520	0.091	2.739	桃梅溪	TN	1.476	6.152	0.091	0.016	0.478
	TP	0.631	5.570	0.035	0.018	0.434		TP	0.110	5.570	0.006	0.003	0.076
	COD <sub>Mn</sub>	81.157	4.380	3.555	6.006	71.596		COD <sub>Mn</sub>	14.167	4.380	0.621	1.048	12.498
	NH <sub>3</sub> -N	5.681	5.021	0.285	0.494	4.902		NH <sub>3</sub> -N	0.992	5.021	0.050	0.086	0.856
双鸳溪	TN	1.342	6.152	0.083	0.014	0.435	锦溪	TN	2.553	6.152	0.157	0.028	0.827
	TP	0.100	5.570	0.006	0.003	0.069		TP	0.190	5.570	0.011	0.058	1.758
	COD <sub>Mn</sub>	12.888	4.380	0.564	0.954	11.370		COD <sub>Mn</sub>	24.506	4.380	1.073	1.814	21.619
	NH <sub>3</sub> -N	0.902	5.021	0.045	0.078	0.778		NH <sub>3</sub> -N	1.715	5.021	0.086	0.149	1.480
茫涌溪	TN	23.388	6.152	1.439	0.252	7.578	万花溪	TN	38.908	6.152	2.394	0.419	12.607
	TP	1.745	5.570	0.097	0.051	1.201		TP	2.903	5.570	0.162	0.891	26.791
	COD <sub>Mn</sub>	224.546	4.380	9.835	16.619	198.092		COD <sub>Mn</sub>	373.542	4.380	16.361	27.646	329.535
	NH <sub>3</sub> -N	15.718	5.021	0.789	1.367	13.561		NH <sub>3</sub> -N	26.148	5.021	1.313	2.275	22.560
霞移溪	TN	0.966	6.152	0.059	0.010	0.313	罗时江	TN	137.651	6.152	8.468	1.484	44.603
	TP	0.072	5.570	0.004	0.002	0.050		TP	10.270	5.570	0.572	0.301	7.066
	COD <sub>Mn</sub>	9.275	4.380	0.406	0.686	8.182		COD <sub>Mn</sub>	1321.547	4.380	57.884	97.808	1165.856
	NH <sub>3</sub> -N	0.649	5.021	0.033	0.056	0.560		NH <sub>3</sub> -N	92.508	5.021	4.645	8.048	79.815
阳南溪	TN	6.314	6.152	0.388	0.068	2.046	弥苴河	TN	1101.309	6.152	67.753	11.873	356.854
	TP	0.471	5.570	0.026	0.014	0.324		TP	82.171	5.570	4.577	2.405	56.538
	COD <sub>Mn</sub>	60.623	4.380	2.655	4.487	53.481		COD <sub>Mn</sub>	10573.310	4.380	463.111	782.529	9327.670
	NH <sub>3</sub> -N	4.244	5.021	0.213	0.369	3.662		NH <sub>3</sub> -N	740.132	5.021	37.162	64.392	638.578
莫残溪	TN	0.645	6.152	0.040	0.007	0.209	永安江	TN	26.027	6.152	1.601	0.281	8.433
	TP	0.048	5.570	0.003	0.001	0.033		TP	1.942	5.570	0.108	0.057	1.336
	COD <sub>Mn</sub>	6.193	4.380	0.271	0.458	5.463		COD <sub>Mn</sub>	249.881	4.380	10.945	18.494	220.443
	NH <sub>3</sub> -N	0.433	5.021	0.022	0.038	0.374		NH <sub>3</sub> -N	17.492	5.021	0.878	1.522	15.092
合计	TN	2005.989	6.152	123.408	21.626	649.995							
	TP	149.671	5.570	8.337	4.380	102.981							
	COD <sub>Mn</sub>	19258.844	4.380	843.537	1425.345	16989.962							
	NH <sub>3</sub> -N	1348.119	5.021	67.689	117.287	1163.143							

在 2088.93~3974.06 mg/kg 之间,平均值为 2963 mg/kg. 洱海沉积物 TP 释放潜在在 105.07~262.67 mg/kg 之间,平均值为 149.76 mg/kg. 因此洱海流域主要污染物的实际允许排放总量应减去内源负荷量及 MOS 量,则 TN、TP 和 COD<sub>Mn</sub> 和 NH<sub>3</sub>-N 的最大允许排放量分别为 671.621、107.361、18415.307 和 1280.430 kg/d.

根据《云南洱海流域水污染综合防治“十二五”规划》的统计资料可知,洱海目前非点源污染严重,其 TN、TP、COD<sub>Mn</sub> 和 NH<sub>3</sub>-N 负荷分别占总负荷量的 96.78%、95.92%、92.26% 及 90.84%. 根据此比例分配点源污染负荷允许排放量 WLA 及非点源污染负荷允许排放量 LA,结果见表 5.

#### 4 结论及展望

1)应用概率密度分布曲线法与水生生物基准概念,计算得出洱海 TN、TP、COD<sub>Mn</sub> 及 NH<sub>3</sub>-N 的控制目标,目标值分别为 0.36、0.026、4 及 0.28 mg/L. 与国家《地表水环境质量标准》相比,除 TP 浓度略低于 II 类水质标准,其余水质目标都高于 II 类水质标准. 因该水质目标是基于洱海水生态特点建立的,因此更有利于洱海水生态管理.

2)使用严格明确法制定了洱海的 TMDL 计划,即先得出 TMDL 与 MOS/TMDL,再推导出 MOS、WLA 及 LA. 其中“北三江”(罗时江、永安江、弥直河)允许的最大排放量最大,占全部排放量的 63%,这是“北三江”的流量较大所致. 除此之外还可看出,洱海流域的农业面源允许排放量也远大于点源的允许排放量,原因是洱海农业生产不规范,集约化程度高,化肥、农药使用量大导致,建议使用化学调控等科学管理措施降低农业生产对流域的污染.

3)采用 FOEA 法对 MOS 进行确定,很好地体现了 MOS 的含义,避免在水环境容量计算中不确定因素的影响.

4)根据《云南洱海流域水污染综合防治“十二五”规划》的统计资料可知,洱海目前 TN、TP、COD<sub>Mn</sub> 和 NH<sub>3</sub>-N 的污染负荷量分别为 7200.548、482.466、27533.151 和 1854.795 kg/d,而计算出的 TN、TP、COD<sub>Mn</sub> 和 NH<sub>3</sub>-N 的最大允许排放量分别为 671.621、107.361、18415.307 和 1280.430 kg/d. 因此 TN、TP、COD<sub>Mn</sub> 和 NH<sub>3</sub>-N 分别需要削减 91%、78%、33% 和 31%,而 TN 削减率较高,是因为其内源释放量较大导致.

5)洱海的 TMDL 计划还可继续细化,农业面源的最大允许排放量可分配至种植业及养殖业,点源的最大允许排放量可分配至直排生活源及直排工业源.

#### 5 参考文献

- [1] 陈卿,季守莲,刘正旺等. 洱海流域水中有机物含量的调查. 环境与健康杂志, 2009, 26(11): 964-964.
- [2] 王彩艳,彭虹,张万顺等. TMDL 技术在东湖中的应用. 武汉大学学报, 2009, 42(5): 665-668.
- [3] Havens KE, Schelske CL. The importance of considering biological processes when setting total maximum daily loads (TMDL) for phosphorus in shallow lakes and reservoirs. *Environmental Pollution*, 2001, 113(1): 1-9.
- [4] Lemly AD. A Procedure for setting environmentally safe Total Maximum Daily Loads (TMDLs) for selenium. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2002, 52(2): 123-127.
- [5] Brian CP. Mercury minimization measures to meet total maximum daily load requirements. *Federal Facilities Environmental Journal*, 2003, 14(1): 109-121.
- [6] Havens KE, Walker Jr WW. Development of a total phosphorus concentration goal in the TMDL process for Lake Okeechobee, Florida (USA). *Lake and Reservoir Management*, 2002, 18(3): 227-238.
- [7] Kang MS, Park SW, Lee JJ et al. Applying SWAT for TMDL programs to a small watershed containing rice paddy fields. *General Information*, 2006, 79(1): 72-92.
- [8] Seo D, Lee E, Reckhow CLK. Estimation of margin of safety for Korean TMDL development. *Desalination and Water Treatment*, 2009, 2(1): 19-23.
- [9] 邢乃春,陈捍华. TMDL 计划的背景、发展进程及组成框架. 水利科技与经济, 2005, 11(9): 534-537.
- [10] 谢刚,彭岩波,李必成等. TMDL 计划与小流域污染综合治理思路的研究——以南水北调东线山东段治污为例. 农机化研究, 2006, 5: 189-192.
- [11] 王彩艳,彭虹,张万顺等. TMDL 技术在东湖水污染控制中的应用. 武汉大学学报:工学版, 2009, 42(5):

- 665-668.
- [12] 程 艳, 李炳花, 此里能布等. 负荷历时曲线在流域水质特征分析中的应用. 水资源保护, 2009, **25**(2): 33-37, 41.
- [13] 牛冬丽, 王晓燕. 基于 TMDL 的 WARMF 模型在水污染控制管理中的应用. 水资源保护, 2012, **28**(2): 20-24.
- [14] 汪 贞. 湖湾亚系统的稳态转换——以洱海湖湾为例[学位论文]. 武汉: 中国科学院水生生物研究所, 2011.
- [15] 董 静, 李根保, 宋立荣. 抚仙湖、洱海、滇池浮游藻类功能群 1960s 以来演变特征. 湖泊科学, 2014, **26**(5): 735-742. DOI 10.18307/2014.0511.
- [16] 郑丙辉, 张佳磊, 王丽婧等. 大宁河水华敏感期浮游植物与环境因子关系. 环境科学, 2011, **32**(3): 641-648.
- [17] 周 然, 彭士涛, 覃雪波等. 渤海湾浮游植物与环境因子关系的多元分析. 环境科学, 2013, **34**(3): 864-871.
- [18] USEPA. Nutrient criteria technical guidance manual: lakes and reservoirs (EPA-822-B-00-001). Washington D. C.: United States Environment Protection Agency, 2000.
- [19] 李昭林, 黄 云, 田芊芊等. 氨氮对青鱼幼鱼的急性毒性研究. 科学养鱼, 2013, **5**: 52-53.
- [20] 梁 健, 金柏涛, 王红权等. 氨氮对鲢鱼的毒性研究. 湖南饲料, 2013, **6**: 33-34.
- [21] 梁 健, 王红权, 金柏涛等. 氨氮对草鱼幼鱼的急性毒性试验. 科学养鱼, 2013, **11**: 50-51.
- [22] USEPA. Draft 2009 update aquatic life ambient water quality criteria for ammonia-freshwater (EPA-822-D-09-001). Washington. D. C.: United States Environment Protection Agency, 2009.
- [23] USEPA. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses (PB 85-227049). Washington. D. C.: United States Environment Protection Agency, 1985.
- [24] 石小荣, 李 梅, 崔益斌等. 以太湖流域为例探讨我国淡水生物氨氮基准. 环境科学学报, 2012, **32**(6): 1406-1414.
- [25] 夏 青, 陈艳卿, 刘宪兵. 水质基准与水质标准. 北京: 中国标准出版社, 2004.
- [26] 董 飞, 刘晓波, 彭文启等. 地表水水环境容量计算方法回顾与展望. 水科学进展, 2014, **25**(3): 451-463.
- [27] 周 雯, 任秀文, 李适宇. TMDL 中 MOS 的定量估算方法及其应用. 新疆环境保护, 2011, **33**(2): 21-28.
- [28] Melching C, Yoon C. Key sources of uncertainty in QUAL2E model of Passaic River. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 1996, **122**(2): 105-117.
- [29] 何 羽, 邓春光, 敖 亮. 河流水环境容量安全边际研究. 环境科学与技术, 2012, **35**(9): 201-204.