E方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学
ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

城市污水再生处理中微量有机污染物控制的关键难题与解决思路

王文龙，吴乾元，杜烨，黄南，陆韻，魏东斌，胡洪营

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2021年6月
第42卷 第6期
Vol.42 No.6

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第42卷 第6期
2021年6月15日

目　　次

生态环境知识网
Eco-Environmental Knowledge Web

环 境 科 学
Environmental Science

第42卷 第6期 2021年6月
Vol.42, No.6 Jun., 2021

大型浅水湖泊水质模型边界负荷敏感性分析

王亚宁[1,2], 李一平[1,2*], 程月[1,2], 唐春燕[1,2], 陈刚[3]
(1. 河海大学环境学院, 南京 210098; 2. 河海大学浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室, 南京 210098; 3. 河海大学水文水资源与水利工程科学国家重点实验室, 南京 210098)

摘要: 为探究太湖水质对外源负荷削减的时空响应分异性,阐明不同入湖水量和污染来源条件下对应的外源削减侧重点,基于 EFDC 模型构建太湖水质模型,将太湖入湖边界划分为 7 组,以 COD 和氨氮为输出目标,采用局部敏感性分析方法进行太湖水质边界敏感性分析. 结果表明,各湖区的 COD 和氨氮改善响应特点为自削减边界向外围递减,边界敏感性指数均为西北湖区最高. 枯水期削减条件下 COD 浓度改善率比丰水期低 28.40%~34.71%,边界敏感性排序为西北湖区边界 > 竺山湖边界 > 贡湖边界 > 梅梁湾边界 > 西南湖区边界 > 东部湖区边界 > 东太湖边界; 枯水期削减条件下氨氮浓度改善率比丰水期高 41.59%~42.34%,边界敏感性排序为西北湖区边界 > 梅梁湾边界 > 竺山湖边界 > 贡湖边界 > 西南湖区边界 > 东太湖边界 > 东部湖区边界. 因此,在进行大型湖泊外源污染防控决策时,需要根据不同水质考核指标综合考虑削减的时期和入湖河流位置.

关键词: 太湖; EFDC 模型; 水质边界条件; 外源负荷; 局部敏感性分析
中图分类号: X524 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2021)06-2778-09 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.202010049

Sensitivity Analysis of Boundary Load Reduction in a Large Shallow Lake Water Quality Model

WANY Ya-ning[1,2], LI Yi-ping[1,2*], CHENG Yue[1,2], TANG Chun-yan[1,2], CHEN Gang[3]
(1. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China; 2. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resource Development on Shallow Lakes, Ministry of Education, Hohai University, Nanjing 210098, China; 3. State Key Laboratory of Hydrology-Water Resources and Hydraulic Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: To explore the spatial and temporal response of water quality to external load reduction in Lake Taihu, Jiangsu Province, China, and clarify the exogenous load reduction under different water inflow and pollution conditions, a water quality model was constructed and the inflow boundaries were divided into seven groups based on the EFDC model. Taking COD and ammonia nitrogen as output targets, the sensitivities of Taihu Lake water quality boundaries were analyzed using a local sensitivity analysis. The results showed that COD and ammonia nitrogen concentrations of each lake area were more sensitive to the boundary load of the lake area than the rest of the lake area, and the sensitivity index was the highest in the Northwest Lake area. Furthermore, the improvement rates of mean COD concentrations in the whole lake decreased by 28.40%-34.71% in the dry season relative to the wet season, and the ranked sensitivity order of the boundaries was as follows: Northwest Lake boundary > Zhushan Lake boundary > Gonghu Lake boundary > Meiliang Bay boundary > Southwest Lake area boundary > Eastern Lake area boundary > East Lake Taihu boundary. The average improvement rates of ammonia nitrogen concentrations in the whole lake were 41.59%-42.34% higher in the dry season relative to the wet season, and the ranked boundary sensitivity order was as follows: Northwest Lake boundary > Meiliang Bay boundary > Zhushan Lake boundary > Gonghu Lake boundary > Southwest Lake boundary > East Lake Taihu boundary > Eastern Lake area boundary. This difference was affected by algal growth and metabolism, and artificial water diversion and drainage. Therefore, it is necessary to consider the reduction period and inflow location according to different water-quality indicators when planning external prevention and control measures in large lakes.

Key words: Lake Taihu; EFDC model; water quality boundary conditions; external pollution load; local sensitivity analysis

太湖流域地处经济高度发展区域,其地表水环境质量深受人类活动影响. 由于太湖外源污染负荷主要通过入湖河流输入[1],因此提升太湖整体水质的关键是控源截污[2]. 近 30 年来太湖水质呈现出先恶化再好转的特点[3],表明近年来实施的污染源管控措施有一定成效,但是河流实际输入的污染负荷仍然高于太湖的临界污染负荷[4],入湖河流污染负荷的控制对改善太湖水质仍然起着至关重要的作用.

太湖流域面积广阔,平原河网水系交错复杂且边界地处不同行政省区,污染来源存在较大差异[5],导致不同水文时期和地理位置的入湖河流对湖区水质的影响权重各不相同[6,7],控源截污措施

收稿日期: 2020-10-10; **修订日期**: 2020-11-28
基金项目: 国家重点研发计划项目(2017YFC0405203, 2016YFC0401703); 中央高校建设世界一流大学(学科)和特色发展引导专项; 中央高校基本科研业务费专项(2018B48214, 2017B20514, 2018B48214); 国家自然科学基金项目(51779072, 51579071); 国家自然科学基金重点项目(52039003)
作者简介: 王亚宁(1998~),女,硕士研究生,主要研究方向为水环境模拟与预测,E-mail: wyncandice@163.com
* 通信作者,E-mail: liyiping@hhu.edu.cn

在不同湖区实施效果难以平衡. 已有研究表明 2014 ~2016 年入湖水量偏大导致的外源负荷增加是太湖近年来负荷削减速度变缓的重要原因之一[8,9]，并且夏季强降雨对农业面源污染河段和城镇污染河段的影响有显著不同[10]. 秦文浩等[11]研究了太湖竺山湖污染负荷控制，胡开明等[12]和边博等[13]研究了太湖重污染区外源削减目标，相关研究通常聚焦在太湖局部边界河流对于局部湖区的负荷削减方案，但是不同时期和不同边界河湖水质改善响应特点的不同使得方案实施效率存在显著差异，湖泊水质对各边界负荷削减的响应敏感性比较有待进一步研究.

本研究基于 EFDC（environmental fluid dynamic code）模型建立太湖水质模型，以太湖 8 个湖区为研究对象，将众多入湖河道依据所在湖区划分为 7 组作为边界，选取代表有机污染的 COD 和代表营养盐污染的氨氮作为水质指标，探究不同湖区和全湖水质浓度对边界负荷削减的响应关系，采用局部敏感性分析方法定量衡量各边界的敏感性，以期为湖泊外源防控提供有效的治理依据.

1　研究区域

太湖（30°55′~31°32′N，119°52′~120°36′E）是我国第三大浅水湖泊（图 1），属湿润的北亚热带气候区，具有冬季寒冷干燥而夏季高温多雨的季风特征，降雨年内年际变化较大，最大与最小年降水量的比值为 2.4 倍，而年径流量年际变化更大，最大与最小年径流量的比值为 15.7 倍. 太湖流域河网相互交汇连成一体的河湖水系，水域总面积2 338 km^2，共有 230 条出入湖河流，西部山区河流来水汇入太湖调蓄后，从东部流出. 太湖流域经济基础雄厚，是我国沿海主要对外开放地区，也是我国人口最集中的地区之一，然而经济发展带来的环境污染问题日益显著，太湖作为太湖流域面积最大的湖泊，接受来自苏州、无锡和常州等多座城市的工业、农业和生活污染，入湖河流的污染负荷对太湖水质状况有重要影响.

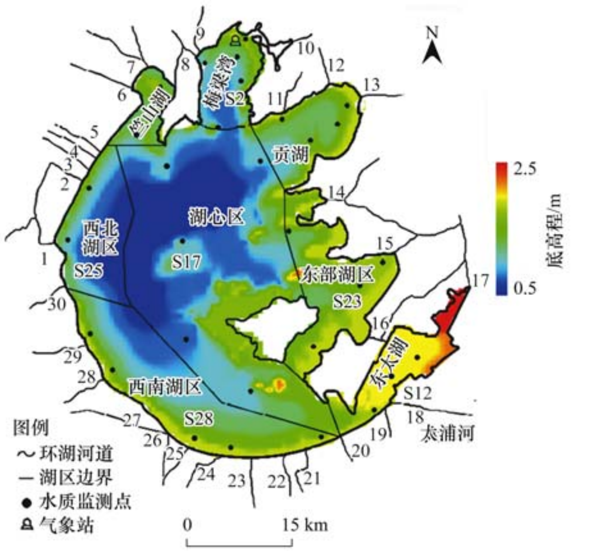


图 1　太湖入湖河道概化及监测点位示意

Fig. 1　Summary of the Lake Taihu channel and monitoring points

2　材料与方法

2.1　模型构建

本研究耦合了 EFDC 模型的水动力和水质模块进行模型构建，采用笛卡尔直角坐标将整个太湖湖区划分为4 464个网格，每个网格单元尺寸为 750 m ×750 m，概化绕湖边界河流为 30 条，划分湖区为 8 个[14]，并选择竺山湖、梅梁湾、贡湖、西北湖区、西南湖区、东部湖区和东太湖这 7 个边界湖区作为主要研究区域. 边界条件包括太湖出入湖流量、水质、气象和温度数据，其中气象和温度数据来自中国科学院太湖湖泊生态系统研究站的气象监测站，流量和水质数据均来自监测站点（图 1）. 太湖富营养化问题显著，而 COD 和氨氮与叶绿素 a 的相关性较大[15]，因此选取 COD 和氨氮作为水质指标，监测频率为每月一次，水质数据采用 2004 年湖区 30 个采样点每月一次的表层水样的实测值，模型计算的初始日期为 2004 年 1 月 1 日，模拟周期为 365 d，时间步长选取 0.1 s. 水动力参数已经得到验证，其中底部糙率设为 0.02[16,17]，水质参数 COD 和氨氮的验证数据为 2005 年实测数据，COD 模拟的相对误差为 17.00% ~ 35.11%，氨氮模拟的相对误差为 28.50%~52.41%（表 1），整体误差在可接受范围内，模型具有良好的适用性.

2.2　水质模型原理

EFDC 模型中的水质模块是根据物质的迁移转化规律，用质量平衡方程来表示水质状态变量的变化，在本模型中，COD 的相关物质转化方程如下[18]：

$$\frac{\partial \mathrm{COD}}{\partial t} = -\left(\frac{\mathrm{DO}}{\mathrm{KH}_{\mathrm{COD}} + \mathrm{DO}}\right) K_{\mathrm{COD}} \times \mathrm{COD} + \frac{\mathrm{BF}_{\mathrm{COD}}}{\Delta Z} + \frac{W_{\mathrm{COD}}}{V} \tag{1}$$

式中，$\mathrm{KH}_{\mathrm{COD}}$为 COD 氧化过程中需要消耗的水体中溶解氧的半饱和常数（g·m^{-3}）；K_{COD}为化学需氧量的氧化过程中的速率（d^{-1}）；$\mathrm{BF}_{\mathrm{COD}}$为沉积物中的化学需氧量[g·(m^2·d)$^{-1}$]；$W_{\mathrm{COD}}$是化学需氧量的外部负荷[g·(m^2·d)$^{-1}$].

指数函数用于描述温度对化学需氧量氧化速率的影响：

$$K_{COD} = K_{CD}\exp[KT_{COD}(T - TR_{COD})] \quad (2)$$

式中，K_{CD} 为在 TR_{COD} 时化学需氧量的氧化速率（d^{-1}）；KT_{COD} 为温度因素在化学需氧量的氧化过程中造成的变化量（$℃^{-1}$）；TR_{COD} 为氧化时提供的用于对照参考的标准温度（℃）.

模型中氨氮的源汇包括藻类的新陈代谢和底层沉积物水交换，描述这些过程的动力学方程为：

$$\frac{\partial NH_4^+}{\partial t} = \sum_{X=c,d,g,m}(FNI_X \cdot BM_X + FNIP_X \cdot PR_X - PN_X \cdot P_X)ANC_X \cdot B_X + K_{DON} \cdot DON - K_{Nit} \times NH_4^+ + \frac{BF_{NH_4^+}}{\Delta Z} + \frac{W_{NH_4^+}}{V} \quad (3)$$

式中，FNI_X 为藻类 X 代谢过程中产出的无机氮占总氮的比值；BM_X 为藻类 X 的基础代谢率（d^{-1}）；$FNIP_X$ 是被藻类捕食的氮和产生无机氮的比值；PR_X 为藻类 X 的捕食率（d^{-1}）；PN_X 为藻类 X 吸收氨氮的优先程度；P_X 为藻类 X 的生长速率（d^{-1}）；B_X 为藻类 X 的用 C 来计的物质量（$g \cdot m^{-3}$）；K_{Nit} 为硝化速率（d^{-1}）；$BF_{NH_4^+}$ 为氨的沉积物-水交换通量[$g \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$]；$W_{NH_4^+}$ 为氨的外部负荷（$g \cdot d^{-1}$）. 相关参数设置见表 2.

2.3 分析方法

2.3.1 水质边界条件确定

目前已有关于太湖污染物总量控制以及削减方案的研究结论显示 COD 和氨氮的入湖削减目标和实施情况有一定差异，如“十二五”期间，COD 和氨氮的入河总量削减率分别为 20% 和 65%[19]. Xu 等[20]根据 2009 ~ 2015 年西北部太湖氨氮的浓度数据模拟得出西北湖区、竺山湖、梅梁湾和贡湖区氨氮入河负荷分别降低 8.99%、11.41%、51.38% 和 62.87% 时，入湖河流氨氮负荷总量将比 2015 年下降 20.96%. Yan 等[21]指出太湖的入湖 COD 和氨氮的污染负荷要求分别降低 77% 和 51% 可以达到湖体对应污染物浓度降低 20% 的水质目标，污染负荷分别降低 16% 和 24% 以达到地表水环境质量标准 GB 3838-2002 中Ⅲ类水标准. 综合各类已有关于太湖污染负荷削减的研究，本文 COD 污染负荷削减率梯度选取 10%、15%、20%、25% 和 30%，氨氮污染负荷削减率选取梯度 20%、25%、30%、35% 和40%，依次对太湖各区的水质改善情况进行计算.

2.3.2 敏感性分析方法

本研究采用一次一个变量法进行敏感性分析，其基本原理是当其他边界条件保持不变时，根据一个输入边界条件的变化来评估输出变化[22]. 一次一

表 1 水质参数 COD 和氨氮验证结果

Table 1 Calibration results of COD and ammonia nitrogen

点位	所在湖区	COD/$mg \cdot L^{-1}$			氨氮/$mg \cdot L^{-1}$		
		实测均值	模型均值	相对误差/%	实测均值	模型均值	相对误差/%
S2	梅梁湾	18.35	13.75	30.15	1.05	0.32	32.73
S6	竺山湖	25.52	20.72	23.39	2.99	0.46	49.90
S11	贡湖	13.68	13.07	27.41	0.15	0.10	51.83
S12	东太湖	12.77	14.82	20.51	0.17	0.06	52.41
S17	湖心区	13.29	12.55	27.66	0.23	0.13	28.50
S23	东部湖区	13.34	13.01	17.00	0.16	0.07	33.81
S25	西北湖区	15.78	13.48	31.20	0.42	0.22	29.25
S28	西南湖区	15.18	13.33	35.11	0.28	0.08	30.29

表 2 有关 COD 和氨氮的参数列

Table 2 Parameters related to chemical oxygen demand and ammonia nitrogen

序号	指标	符号	参数意义	参数取值	单位
1	COD	KH_{COD}	化学需氧量氧化所需溶解氧的半饱和常数	1.5	$g \cdot m^{-3}$
2		K_{CD}	在 TR_{COD} 时的化学需氧量的氧化速率	20.0	d^{-1}
3		TR_{COD}	化学需氧量的氧化速率	20.0	d^{-1}
4		KT_{COD}	温度对化学需氧量氧化的影响	0.041	$℃^{-1}$
5		AOCR	呼吸作用中的溶解氧碳比	2.67	—
6		AONT	硝酸铵单位质量消耗的溶解氧质量	4.33	—
7		KR	复氧系数	3.933	d^{-1}
8		KTr	调节溶解氧复氧速率的温度常数	1.024	—
9	氨氮	$FNIP_X$	捕食的氮和产生无机氮的比值	0.1	—
10		FNI_X	藻类 X 代谢的氮和产生的无机氮的比值	0.1	—
11		K_{Nit}	硝化速率	0.01	d^{-1}

个变量法适合边界条件相对独立且模型输出结果对目标边界条件基本呈线性响应的情况[23]. 基本原理公式如下[24]：

$$\text{Sensitivity} = \frac{\theta_i \times E[\,|y_j - y_0|\,]}{\delta\theta_i \times E[y_0]} \tag{4}$$

式中，θ_i 是受扰动的输入边界条件；y_j 是边界条件扰动后的输出变量；y_0 是由参考（校准）边界条件获得的输出；$\delta\theta_i$ 是第 i 个边界条件的变化；$E[\,|y_j - y_0|\,]$是输出结果变化的标准偏差；$E[y_0]$是参考边界条件获得的输出平均值.

3 结果与讨论

3.1 全湖水质对边界负荷削减时间响应分析

太湖年降水量分配不均，参考已有研究将 4 ~ 9 月划分为丰水期，1 ~ 3 月和 10 ~ 12 月划分为枯水期[25]，分别探究全年削减、仅丰水期削减和仅枯水期削减这 3 种不同削减方案下水质边界变化对全湖水质改善的影响.

3.1.1 以全年为削减时段

夏季降水量增加和面源污染扩散的协同作用致使春冬季 COD 和氨氮浓度偏高（图 2），与已有对太湖 COD 和氨氮随时间变化的浓度分布研究结论相一致[26]. 水质浓度整体改善效果随削减比例增加而提高，COD 浓度由 10.06 ~ 17.15 mg·L^{-1}（10%）降低至 9.39 ~ 16.98 mg·L^{-1}（30%），氨氮浓度由 0.07 ~ 0.35 mg·L^{-1}（20%）降低至 0.06 ~ 0.35 mg·L^{-1}（40%）.

3.1.2 以丰水期和枯水期为削减时段

计算不同削减方案下全湖年平均水质的改善率，随着削减比例不断增加，枯水期COD浓度改善率比丰水期低 34.71%、28.40% 和 28.48%，而枯水期氨氮浓度改善率比丰水期高 41.59%、41.94% 和 42.34%. 主要原因是入湖水量和污染物质浓度的影响权重不同. 丰水期入湖河流流速较大，单位时间内随河流进入太湖的 COD 量增多，外源污染负荷更容易对太湖水质产生影响. 与入湖浓度季节性差异不显著[27]的 COD 不同的是，春季氮磷肥料的广泛施加使得入湖的河流营养盐浓度处在全年较高水平[28]，相比较于反硝化脱氮作用强烈的夏季丰水期[29]，在枯水期进行氨氮负荷削减对湖泊水质有更好改善效果.

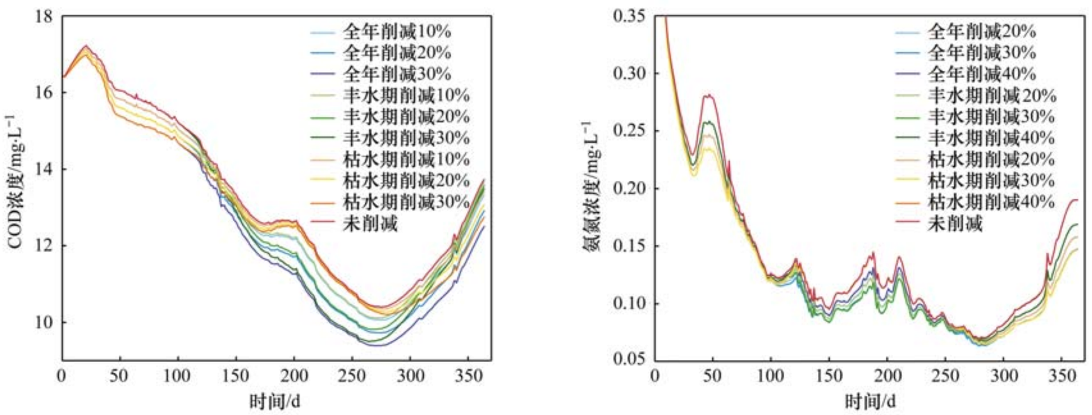


图 2 COD 和氨氮在不同削减情况下全湖平均浓度随时间变化

Fig. 2 Variation of the average concentrations of COD and ammonia nitrogen with time under different reduction conditions

在丰水期对入湖河流 COD 负荷削减 30% 时，COD 全湖年均浓度为（12.85 ± 2.50）mg·L^{-1}，在枯水期削减为（12.96 ± 2.06）mg·L^{-1}，在丰水期对氨氮削减 40% 时，氨氮全湖年均浓度为（0.14 ± 8.73E − 02）mg·L^{-1}，在枯水期削减为（0.08 ± 8.06E − 02）mg·L^{-1}，且标准差在丰水期随着削减百分比的增加而增加，在枯水期随着削减百分比的增加而减少（图 3）. 由此可见，在丰水期削减使得 COD 和氨氮的时间变化更加明显，而在枯水期削减使得变化范围减少，浓度分布更为平均.

3.2 各湖区水质对边界负荷削减空间响应分析

3.2.1 以 COD 为水质目标

由 3.1.2 节的结论可知，COD 在丰水期的削减效果优于枯水期，因此选取模型输出第 200d（丰水期）的结果探究边界削减对太湖水质的响应关系. 现状条件下太湖各湖区的 COD 浓度在竺山湖（14.38 mg·L^{-1}）和贡湖（21.45 mg·L^{-1}）浓度较高而在东部湖区（12.03 mg·L^{-1}）浓度较低，与殷燕[30]等关于已有的太湖 COD 浓度的空间分布研究结果相符合.

对竺山湖、贡湖、梅梁湾和西北湖区的 COD 边界进行削减时，太湖水质改善更为显著（图 4）. 其中，对竺山湖的边界 COD 浓度削减 30% 时，本湖区 COD 浓度改善率（26.24%）高于相邻的梅梁湾（1.51%）和西北湖区（1.30%），对于较远湖区的改

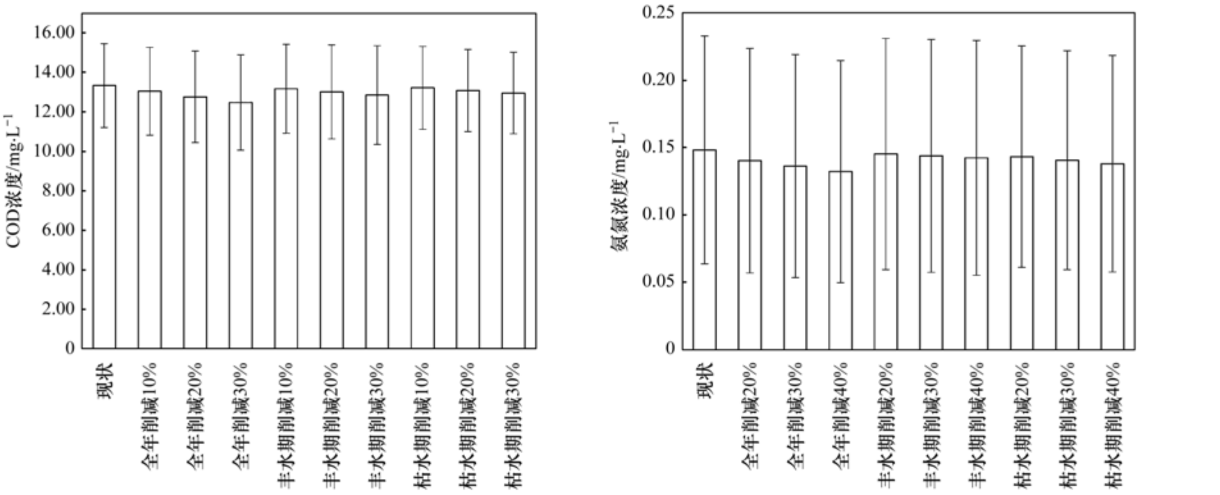


图 3　COD 和氨氮在不同削减情况下全湖年平均浓度

Fig. 3　Annual average concentrations of COD and ammonia nitrogen under different reduction conditions

善能力一般(0.12%),各湖区水质改善效应存在显著差异; 削减 20% 时本湖区水质提升 17.67%,相比较于削减 30% 的情况,各湖区水质改善率均有下降. COD 的削减特点表现为削减湖区边界污染物对本湖区水质改善效果最好,且削减量越高,水质改善效果越明显.

3.2.2　以氨氮为水质目标

由 3.1.2 节结论得知氨氮在枯水期的削减效果优于丰水期,因此选取运算模型后第 350 d(枯水期)的结果探究边界削减对太湖水质的响应关系. 现状条件下比较各湖区浓度平均值,竺山湖(0.65 mg·L^{-1})、梅梁湾(0.39 mg·L^{-1})和西北湖区(0.30 mg·L^{-1})的氨氮浓度较高,东太湖(0.06 mg·L^{-1})氨氮浓度较低,与已有对太湖污染物空间分布的研究结果相符合[31].

各湖区氨氮改善率对竺山湖边界负荷削减的响应特点为:对本湖区改善率(18.23%~36.73%)高于对其余湖区(0.18%~4.84%),并且改善率由随边界削减率的降低而降低,全湖水质改善率由 13.26%(40%,边界消减率,下同)降低至 6.47%(20%). 氨氮改善率较高的湖区为竺山湖和西北湖区(图 4),一方面是因为外源污染主要通过西北部河流进入太湖[32],另一方面因为竺山湖环流大部分集中在半封闭的湖湾区,有效波高值较低,区内流速相较于其余湖区更小[33],污染物浓度对外源负荷的响应更加直接.

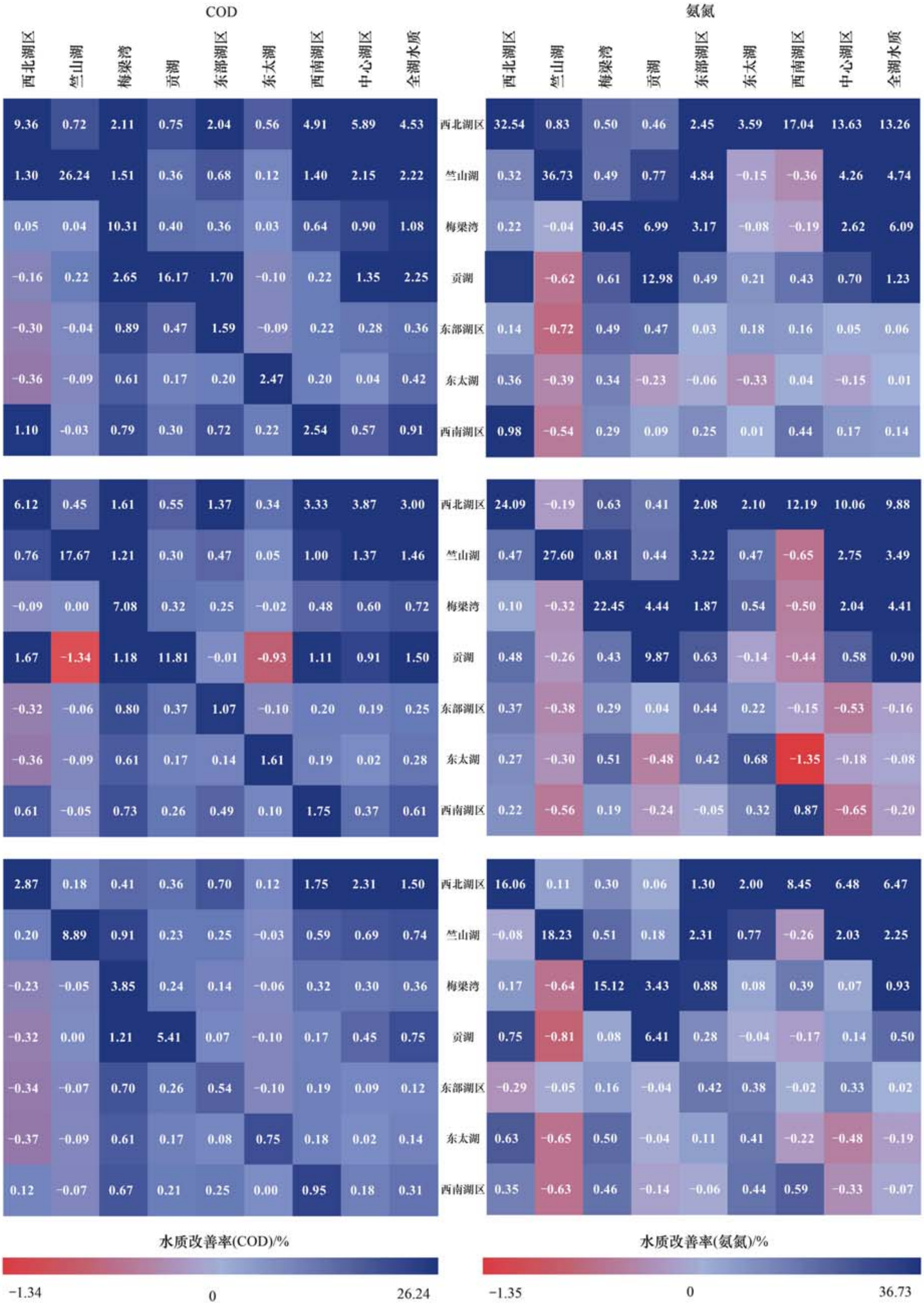
3.2.3　边界削减及水质改善特征分析

从图 4 还可以看出,削减东太湖和东部湖区时对其余湖区的氨氮改善效果比本区更好,进一步对全湖水质浓度和削减率进行回归分析,结果表明全湖 COD 浓度均值和削减率为显著线性相关(R^2 > 0.97),氨氮浓度均值和削减率除东部湖区(R^2 = 0.56)、西南湖区(R^2 = 0.09)和东太湖(R^2 = 0.01)外为显著线性相关(R^2 > 0.92)(图 5),都说明了削减氨氮时对于部分湖区的水质改善不稳定. 东太湖边界大多为出湖河流,西南湖区边界河流的流向往复不定,对这两个各湖区进行污染物削减不容易影响到湖体水质,且东太湖和东部湖区均属于草型湖区,相较于太湖北部的藻型湖区有茂密的水生植被,湖底由于植物白天的光合作用和夜晚呼吸作用形成好氧和厌氧的交替环境,氨氮经过硝化作用和反硝化作用最终转化成氮气从水体脱除,湖区的氮循环作用强烈[34],因此削减边界氨氮浓度对水质的影响较小.

3.2.4　边界敏感性分析

分别以 COD 和氨氮为水质指标时边界的敏感性排序不尽相同(图 6),西北湖区边界的敏感性均位于首位. 其余边界对 COD 的敏感性排序为竺山湖(12.05%) > 贡湖(11.56%) > 梅梁湾(5.45%) > 西南湖区(4.35%) > 东部湖区(1.62%) > 东太湖(1.36%),对氨氮的敏感性排序为梅梁湾(18.43%) > 竺山湖(15.76%) > 贡湖(6.74%) > 西南湖区(1.50%) > 东太湖(1.22%) > 东部湖区(0.89%).

长江中下游区域湖泊的污染来源和水动力条件与云南高原深水湖泊不同,云南高原湖泊进出湖河流数量有限,外源污染来源较为单一[35],相比之下,太湖出入湖河流数量众多,其外源污染因周边城市的经济发展状况不同而组分构成复杂,并且由于湖泊水浅和岸线曲长,污染物进入湖体后的迁移过程受风浪扰动存在显著空间差异[28]:西北湖区和竺山湖的入湖河流污染较为严重; 贡湖的污染负荷受“引江济太”工程调水期来水水量以及非调水期西



从上到下依次为太湖各边界 COD 削减 30%、20% 和 10%，氨氮削减 40%、30% 和 20% 时对各湖区和全湖的水质改善率，横轴表示作为水质改善结果的湖区，纵轴表示作为边界条件削减的湖区

图 4　污染物削减下各湖区水质改善情况

Fig. 4　Water quality improvement in each lake area under pollutant reduction

北部湖湾区对污染物质过滤作用的影响[28]；梅梁湾的入湖污染主要为从武进港输入的城镇工业、农业和生活污染；西南湖区南部河网流速较缓，受到太湖顶托作用会出现水流倒灌现象，河流流向往复

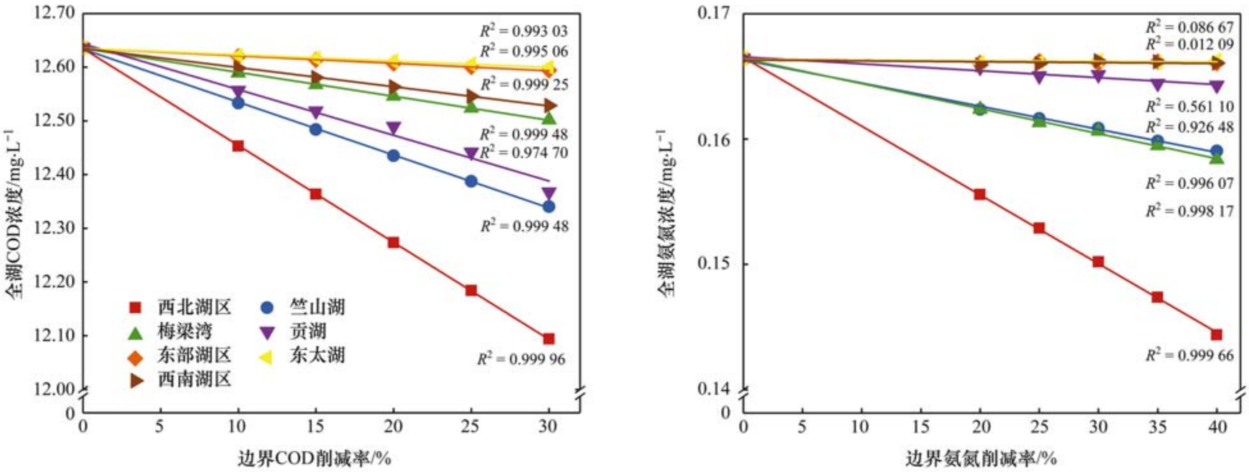


图 5 太湖各边界 COD 和氨氮削减对太湖水质的影响

Fig. 5 Effect of COD and ammonia nitrogen reduction on water quality in the Taihu Lake

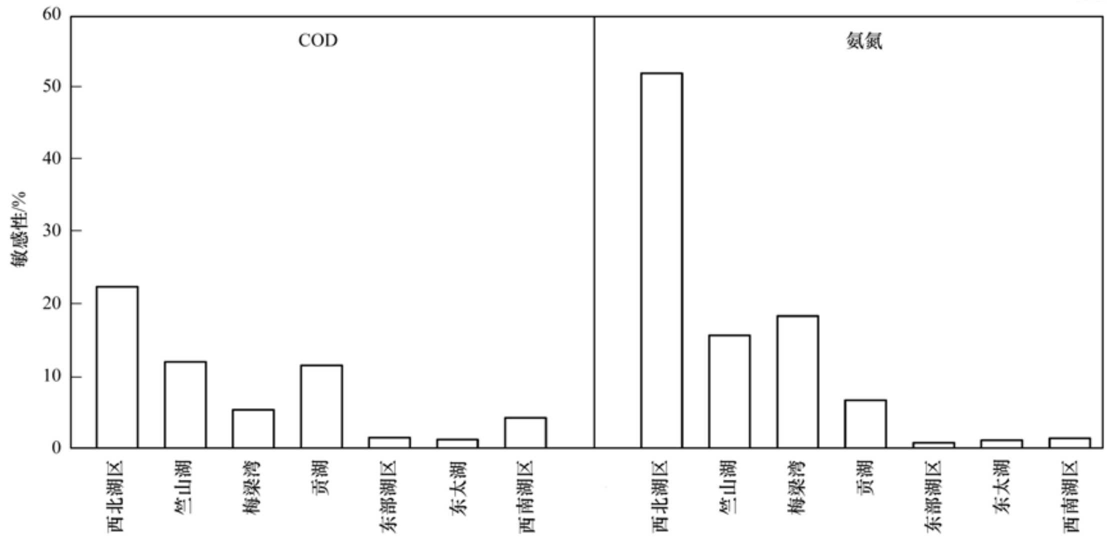


图 6 分别以 COD 和氨氮为水质指标时太湖各边界的敏感性

Fig. 6 Sensitivity of different boundaries in the Lake Taihu with COD and ammonia nitrogen as water quality indexes

不定且与湖泊物质交换频繁[36],污染负荷较西北部湖区偏低;东部湖区和东太湖边界水量和污染负荷均较少.各湖区的敏感性顺序受入湖水量和污染负荷的影响但和水量负荷顺序不完全一致(表 3),差异主要体现在梅梁湾和西南湖区.

对不同水质目标而言,边界对 COD 和氨氮的敏感性排序差异在于贡湖和梅梁湾的顺序.已有研究表明“引江济太”调水前后太湖氨氮浓度整体上变化不明显,而 COD 浓度变化明显[37],贡湖作为调水工程的主要入湖湖区,受来水影响较大.因此以 COD 为水质指标时贡湖的敏感性排序更高.后者是由于太湖是浅水湖泊且梅梁湾具有口袋形的地貌特征,藻类易受夏季东南风的作用在梅梁湾和西北湖区北部堆积,氨氮等营养盐受浮游植物对氮素的同化吸收等代谢过程影响[38],因此以氨氮为水质目标时梅梁湾的敏感性排序更高.

表 3 各湖区敏感性、入湖水量和入湖负荷比较

Table 3 Comparison of sensitivity, water quantity, and pollution load in each lake area

入湖湖区	入湖水量 $\times 10^8$/m^3	COD		氨氮	
		入湖负荷 $\times 10^3$/t	敏感性/%	入湖负荷 $\times 10^3$/t	敏感性/%
西北湖区	25.63	58.37	22.45	5.79	51.96
竺山湖	8.78	23.60	12.05	2.40	15.76
梅梁湾	6.79	15.44	5.45	2.64	18.43
贡湖	7.70	18.93	11.56	1.66	6.74
东部湖区	1.49	3.78	1.62	0.61	0.89
东太湖	1.53	2.45	1.36	0.33	1.22
西南湖区	8.17	12.05	4.35	0.29	1.50

4 结论

（1）太湖水质对边界负荷削减的响应存在显著的时空差异性，全年削减对全湖水质的影响程度最大，各湖区的水质改善响应呈现自削减边界向外围递减的特点. 在入湖水量较大的丰水期进行负荷削减，全湖 COD 浓度的降低更明显；在入湖浓度较大的枯水期进行负荷削减对全湖氨氮浓度的降低更为重要.

（2）敏感性分析结果表明，西北湖区边界为最敏感边界. 竺山湖、贡湖和梅梁湾边界属于较敏感边界，其中 COD 浓度对竺山湖边界更敏感，氨氮浓度对梅梁湾边界更敏感.

（3）外源负荷对大型浅水湖泊，尤其是环湖河网复杂连通的湖泊有着不可忽视的影响，进行外源削减时，要根据入湖水量、污染物浓度以及不同湖区水质对边界的响应特点制定合理的削减方案.

参考文献：

[1] Jiang X Y, Zhang L, Gao G, *et al*. High rates of ammonium recycling in northwestern Lake Taihu and adjacent rivers: an important pathway of nutrient supply in a water column[J]. Environmental Pollution, 2019, **252**: 1325-1334.

[2] 查慧铭，朱梦圆，朱广伟，等. 太湖出入湖河道与湖体水质季节差异分析[J]. 环境科学，2018，**39**(3)：1102-1112.
Zha H M, Zhu M Y, Zhu G W, *et al*. Seasonal difference in water quality between lake and inflow/outflow rivers of Lake Taihu, China[J]. Environmental Science, 2018, **39**(3): 1102-1112.

[3] 戴秀丽，钱佩琪，叶凉，等. 太湖水体氮、磷浓度演变趋势(1985-2015 年)[J]. 湖泊科学，2016，**28**(5)：935-943.
Dai X L, Qian P Q, Ye L, *et al*. Changes in nitrogen and phosphorus concentrations in Lake Taihu, 1985- 2015[J]. Journal of Lake Sciences, 2016, **28**(5): 935-943.

[4] Wang M R, Strokal M, Burek P, *et al*. Excess nutrient loads to Lake Taihu: opportunities for nutrient reduction[J]. Science of the Total Environment, 2019, **664**: 865-873.

[5] 易娟，徐枫，高怡，等. 2007 年以来环太湖 22 条主要河流水质变化及其对太湖的影响[J]. 湖泊科学，2016，**28**(6)：1167-1174.
Yi J, Xu F, Gao Y, *et al*. Variations of water quality of the major 22 inflow rivers since 2007 and impacts on Lake Taihu[J]. Journal of Lake Sciences, 2016, **28**(6): 1167-1174.

[6] 燕姝雯，余辉，张璐璐，等. 2009 年环太湖入出湖河流水量及污染负荷通量[J]. 湖泊科学，2011，**23**(6)：855-862.
Yan S W, Yu H, Zhang L L, *et al*. Water quantity and pollutant fluxes of inflow and outflow rivers of Lake Taihu, 2009[J]. Journal of Lake Sciences, 2011, **23**(6): 855-862.

[7] 陆隽，孔繁璠，张鸽，等. 2009—2018 年江苏省太湖西岸主要入湖河道水质变化趋势[J]. 江苏水利，2020，(3)：5-9.
Lu J, Kong F F, Zhang G, *et al*. Water quality tendency of main inflow rivers entering the west bank of Taihu Lake in Jiangsu province from 2009 to 2018[J]. Jiangsu Water Resources, 2020, (3): 5-9.

[8] 季海萍，吴浩云，吴娟. 1986-2017 年太湖出、入湖水量变化分析[J]. 湖泊科学，2019，**31**(6)：1525-1533.
Ji H P, Wu H Y, Wu J, *et al*. Variation of inflow and outflow of Lake Taihu in 1986-2017[J]. Journal of Lake Sciences, 2019, **31**(6): 1525-1533.

[9] 朱广伟，秦伯强，张运林，等. 2005-2017 年北部太湖水体叶绿素 a 和营养盐变化及影响因素[J]. 湖泊科学，2018，**30**(2)：279-295.
Zhu G W, Qin B Q, Zhang Y L, *et al*. Variation and driving factors of nutrients and chlorophyll-a concentrations in northern region of Lake Taihu, China, 2005-2017[J]. Journal of Lake Sciences, 2018, **30**(2): 279-295.

[10] 连心桥，朱广伟，杨文斌，等. 强降雨对平原河网区入湖河道氮、磷影响[J]. 环境科学，2020，**41**(11)：4970-4980.
Lian X Q, Zhu G W, Yang W B, *et al*. Effect of heavy rainfall on nitrogen and phosphorus concentrations in rivers at river-net plain[J]. Environmental Science, 2020, **41**(11): 4970-4980.

[11] 秦文浩，夏琨，叶晓东，等. 竺山湾流域河湖系统污染物总量控制研究[J]. 长江流域资源与环境，2016，**25**(5)：822-829.
Qin W H, Xia K, Ye X D, *et al*. Study on total amount control in a river-lake system of Zhushan bay watershed[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2016, **25**(5): 822-829.

[12] 胡开明，范恩卓. 西太湖区域水环境容量分配及水质可控目标研究[J]. 长江流域资源与环境，2015，**24**(8)：1373-1380.
Hu K M, Fan E Z. Study on allocation of water environmental capacities and water quality controllable target in western Taihu Basin[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2015, **24**(8): 1373-1380.

[13] 边博，夏明芳，王志良，等. 太湖流域重污染区主要水污染物总量控制[J]. 湖泊科学，2012，**24**(3)：327-333.
Bian B, Xia M F, Wang Z L, *et al*. Total amount control of main water pollutants in seriously polluted area of Taihu Basin[J]. Journal of Lake Sciences, 2012, **24**(3): 327-333.

[14] Tang C Y, Li Y P, Acharya K. Modeling the effects of external nutrient reductions on algal blooms in hyper-eutrophic Lake Taihu, China[J]. Ecological Engineering, 2016, **94**: 164-173.

[15] 张巍，王学军，江耀慈，等. 太湖水质指标相关性与富营养化特征分析[J]. 环境污染与防治，2002，**24**(1)：50-53.
Zhang W, Wang X J, Jiang Y C, *et al*. Study on characteristics and correlation among parameters of eutrophication in Taihu Lake[J]. Environmental Pollution & Control, 2002, **24**(1): 50-53.

[16] 施媛媛，李一平，程月，等. 大型浅水湖泊磷模型参数不确定性及敏感性分析[J]. 环境科学，2019，**40**(10)：4478-4486.
Shi Y Y, Li Y P, Cheng Y, *et al*. Uncertainty and sensitivity analysis of phosphorus model parameters in large shallow lakes[J]. Environmental Science, 2019, **40**(10): 4478-4486.

[17] 李一平，唐春燕，余钟波，等. 大型浅水湖泊水动力模型不确定性和敏感性分析[J]. 水科学进展，2012，**23**(2)：271-277.
Li Y P, Tang C Y, Yu Z B, *et al*. Uncertainty and sensitivity analysis of large shallow lake hydrodynamic models[J]. Advances in Water Science, 2012, **23**(2): 271-277.

[18] Wu G Z, Xu Z X. Prediction of algal blooming using EFDC model: case study in the Daoxiang Lake[J]. Ecological Modelling, 2011, **222**(6): 1245-1252.

[19] 谢蓉蓉，逄勇，徐心彤，等. 江苏省太湖流域污染物排放变化规律及总量削减率的确定[J]. 水资源保护，2015，**31**(6)：165-169.
Xie R R, Pang Y, Xu X T, *et al*. Research on pollutant discharge tendency in Taihu Lake Basin of Jiangsu Province and

determine of cutting total volume quota[J]. Water Resources Protection, 2015, **31**(6): 165-169.

[20] Xu C, Yang G S, Wan R R, *et al*. Spatiotemporal dynamics of ammonia nitrogen and its response to inflow river based on random forest model in northwest Taihu Lake, China[J]. Applied Ecology and Environmental Research, 2019, **17**(3): 5781-5796.

[21] Yan R H, Gao Y N, Li L L, *et al*. Estimation of water environmental capacity and pollution load reduction for urban lakeside of Lake Taihu, eastern China[J]. Ecological Engineering, 2019, **139**, doi: 10.1016/j.ecoleng.2019.105587.

[22] 陈卫平, 涂宏志, 彭驰, 等. 环境模型中敏感性分析方法评述[J]. 环境科学, 2017, **38**(11): 4889-4896.
Chen W P, Tu H Z, Peng C, *et al*. Comment on sensitivity analysis methods for environmental models[J]. Environmental Science, 2017, **38**(11): 4889-4896.

[23] Saltelli A, Ratto M, Tarantola S, *et al*. Sensitivity analysis practices: Strategies for model-based inference[J]. Reliability Engineering & System Safety, 2006, **91**(10-11): 1109-1125.

[24] Cho E, Arhonditsis G B, Khim J, *et al*. Modeling metal-sediment interaction processes: parameter sensitivity assessment and uncertainty analysis[J]. Environmental Modelling & Software, 2016, **80**: 159-174.

[25] 高斌, 许有鹏, 王强, 等. 太湖平原地区不同土地利用类型对水质的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017, **36**(6): 1186-1191.
Gao B, Xu Y P, Wang Q, *et al*. Effects of land use changes on water quality of the plain area in Taihu Basin[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2017, **36**(6): 1186-1191.

[26] 许梅, 任瑞丽, 刘茂松. 太湖入湖河流水质指标的年变化规律[J]. 南京林业大学学报(自然科学版), 2007, **31**(6): 121-124.
Xu M, Ren R L, Liu M S. Annual changes of water quality in an upstream river of Taihu Lake[J]. Journal of Nanjing Forestry University (Natural Sciences Edition), 2007, **31**(6): 121-124.

[27] 王倩, 吴亚东, 丁庆玲, 等. 西太湖入湖河流水系污染时空分异特征及解析[J]. 中国环境科学, 2017, **37**(7): 2699-2707.
Wang Q, Wu Y D, Ding Q L, *et al*. Temporospatial variations and influential factors of water quality in the flowing river systems of western Taihu Lake Basin[J]. China Environmental Science, 2017, **37**(7): 2699-2707.

[28] 朱广伟. 太湖水质的时空分异特征及其与水华的关系[J]. 长江流域资源与环境, 2009, **18**(5): 439-445.
Zhu G W. Spatio-temporal distribution pattern of water quality in Lake Taihu and its relation with cyanobacterial blooms[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2009, **18**(5): 439-445.

[29] 赵林林, 朱广伟, 顾钊, 等. 太湖水体氮、磷赋存量的逐月变化规律研究[J]. 水文, 2013, **33**(5): 28-33, 45.
Zhao L L, Zhu G W, Gu Z, *et al*. Monthly variation of nitrogen and phosphorus volume in Taihu Lake, China[J]. Journal of China Hydrology, 2013, **33**(5): 28-33, 45.

[30] 殷燕, 张运林, 时志强, 等. 太湖化学耗氧量和生化需氧量的时空分布特征[J]. 环境科学学报, 2010, **30**(12): 2544-2552.
Yin Y, Zhang Y L, Shi Z Q, *et al*. Temporal-spatial variations of chemical oxygen demand and biochemical oxygen demand in Lake Taihu[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2010, **30**(12): 2544-2552.

[31] 盛翼, 张虎军, 王洁尘. 2016年太湖水质状况的综合评价与分析[J]. 干旱环境监测, 2019, **33**(2): 49-54.
Sheng Y, Zhang H J, Wang J C, *et al*. Comprehensive evaluation and analysis of water quality of Tai Lake in 2016[J]. Arid Environmental Monitoring, 2019, **33**(2): 49-54.

[32] 吕学研, 张咏, 徐亮, 等. 典型入太湖河流夏-秋季氮素污染变化特征[J]. 水利水运工程学报, 2016, (5): 9-15.
Lyu X Y, Zhang Y, Xu L, *et al*. Nitrogen pollutants variation of typical rivers entering into Taihu Lake in summer-autumn period[J]. Hydro-Science and Engineering, 2016, (5): 9-15.

[33] 王震, 吴挺峰, 邹华, 等. 太湖不同湖区风浪的季节变化特征[J]. 湖泊科学, 2016, **28**(1): 217-224.
Wang Z, Wu T F, Zou H, *et al*. Changes in seasonal characteristics of wind and wave in different regions of Lake Taihu[J]. Journal of Lake Sciences, 2016, **28**(1): 217-224.

[34] 张蓉, 杨龙元, 谷孝鸿, 等. 东太湖典型湖区水环境特征时空变化分析[J]. 水利学报, 2007, (S1): 597-605.
Zhang R, Yang L Y, Gu X H, *et al*. Study on the water environmental characters for spatial and temporal variation in the typical districts of Lake East Tai[J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2007, (S1): 597-605.

[35] 黎睿, 王圣瑞, 肖尚斌, 等. 长江中下游与云南高原湖泊沉积物磷形态及内源磷负荷[J]. 中国环境科学, 2015, **35**(6): 1831-1839.
Li R, Wang S R, Xiao S B, *et al*. Sediments phosphorus forms and loading in the lakes of the mid-lower reaches of the Yangtze River and Yunnan Plateau, China[J]. China Environmental Science, 2015, **35**(6): 1831-1839.

[36] 史铁锤, 王飞儿, 方晓波. 基于WASP的湖州市环太湖河网区水质管理模式[J]. 环境科学学报, 2010, **30**(3): 631-640.
Shi T C, Wang F E, Fang X B. Regional management strategy integrated with WASP model on water quality for river-network plain located in Huzhou District, Taihu Lake Basin[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2010, **30**(3): 631-640.

[37] 杨倩倩, 吴时强, 戴江玉, 等. 夏季短期调水对太湖贡湖湾湖区水质及藻类的影响[J]. 湖泊科学, 2018, **30**(1): 34-43.
Yang Q Q, Wu S Q, Dai J Y, *et al*. Effects of short-term water diversion in summer on water quality and algae in Gonghu Bay, Lake Taihu[J]. Journal of Lake Sciences, 2018, **30**(1): 34-43.

[38] 余茂蕾, 洪国喜, 朱广伟, 等. 风场对太湖梅梁湾水华及营养盐空间分布的影响[J]. 环境科学, 2019, **40**(8): 3519-3529.
Yu M L, Hong G X, Zhu G W, *et al*. Wind field influences on the spatial distribution of cyanobacterial blooms and nutrients in Meiliang bay of Lake Taihu, China[J]. Environmental Science, 2019, **40**(8): 3519-3529.

HUANJING KEXUE

Environmental Science (monthly)

Vol. 42 No. 6

Jun. 15, 2021

CONTENTS