

· 调查与评价 ·

星海湖水环境容量研究

雷兴碧¹, 吴岳玲¹, 邱小琮^{2*}, 李世龙¹, 郭琦¹

(1. 宁夏大学土木与水利工程学院, 宁夏 银川 750021;

2. 宁夏大学生命科学学院, 宁夏 银川 750021)

摘要: 基于2015—2017年星海湖高锰酸盐指数(I_{Mn})、化学需氧量(COD)、五日生化需氧量(BOD_5)、氨氮(NH_3-N)、总氮(TN)、总磷(TP)监测数据,以水质状态不再恶化、达到Ⅳ类水质、达到Ⅲ类水质、达到Ⅱ类水质为目标,采用完全混合模型评估星海湖水环境容量。结果表明:星海湖 I_{Mn} 水环境容量保持稳定,4种控制目标下3年水环境容量均值分别为882.90 t/a、2 366.76 t/a、-195.29 t/a、-1 476.31 t/a;COD环境容量逐年减少; BOD_5 环境容量存在一定波动,2016年环境容量明显增加; NH_3-N 负荷接近Ⅱ类水质目标下环境容量;TP、TN的环境容量稀缺,急需对入湖TP、TN作削减。

关键词: 水环境容量;评估;星海湖

中图分类号: X524; X26

文献标志码: B

文章编号: 1006-2009(2020)03-0034-05

Water Environmental Capacity Assessment of Xinghai Lake

LEI Xing-bi¹, WU Yue-ling¹, QIU Xiao-cong^{2*}, LI Shi-long¹, GUO Qi¹

(1. School of Civil and Hydraulic Engineering, Ningxia University, Yinchuan, Ningxia 750021, China;

2. School of Life Science, Ningxia University, Yinchuan, Ningxia 750021, China)

Abstract: The water environmental capacity of Xinghai Lake was assessed by full mixed model based on the monitoring data of permanganate Index (I_{Mn}), chemical oxygen demand (COD), five-day biochemical oxygen demand (BOD_5), ammonia nitrogen (NH_3-N), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP) from 2015 to 2017, for preventing water quality from deteriorating, and reaching water quality standard IV, III or II grade. The results showed that the water environmental capacity for I_{Mn} was stable, the mean environment capacities under 4 control targets in the three years were 882.90 t/a, 2 366.76 t/a, -195.29 t/a and -1 476.31 t/a, respectively. The environmental capacity for COD decreased year by year. The environment capacity for BOD_5 fluctuated, and increased significantly in 2016. The load of NH_3-N in water was close to the environmental capacity under water quality standard II grade target. The environmental capacity for TP and TN were insufficient, revealing the urgency of TP, TN reduction.

Key words: Water environmental capacity; Assessment; Xinghai Lake

水环境容量是指某一水环境单元在特定的环境目标下所能容纳特定污染物的最大负荷总量^[1],其反映水资源可利用空间及水质状况。当前,水资源已成为我国部分地区可持续发展的重要制约因素^[2],伴随着我国水质目标管理从污染物浓度控制向容量总量控制的转变,对水环境容量现状进行评价,并根据评价结果对区域可持续发展提供依据正成为热点科研问题^[3]。刘金金等^[4]采用完全混合模型对滴水湖营养盐负载状态开展评估,

发现该人工湖污染负载处于合理范围内;王雁等^[5]采用一维稳态水质模型评估潼湖流域水环境容量,结果显示该流域水体污染物已超载,应同时对点源、面源污染进行控制;石雯倩等^[6]采用狄龙

收稿日期:2019-03-15;修订日期:2020-03-26

基金项目:宁夏高等学校一流学科建设(水利工程)基金资助项目(NXYLXK2017A03)

作者简介:雷兴碧(1995—),男,贵州遵义人,在读研究生,研究方向为水资源与水环境调控。

*通信作者:邱小琮 E-mail: qxc7175@126.com

模型对汤浦水库总磷环境容量作评估,认为可通过充分利用该水库水体自净能力来降低水污染控制和处理的成本。

原环保部《水质较好湖泊生态环境保护总体规划(2013—2020)》发布后,依据水环境容量进行污染物排放总量控制已成为湖库水质目标管理的重要技术手段^[7]。然而,目前关于宁夏水系的水环境容量研究仍较少,水环境研究集中于水体水质评价及富营养化程度分析。张健等^[8]对星海湖水水质富营养化程度开展趋势预测,结果显示该湖水水质将由轻度富营养化向中度富营养化恶化;杨海江等^[9]基于贝叶斯的星海湖湿地水质评价结果显示,该湖水水质污染严重,预测还会持续加重。星海湖水环境形势严峻,为了掌握其水体污染物负载现状、负载趋势及环境容量情况,今采用完全混合模型对其开展水环境容量研究,以期对星海湖的水环境保护和综合开发利用及管理提供依据。

1 材料与方 法

1.1 研究区概况

星海湖位于宁夏回族自治区石嘴山市境内,属于黄河水系,湖泊面积 24 km²,平均水深 1.8 m。作为我国首批湿地保护项目之一,其在承担防洪调洪、蓄水补水两项基本功能的同时,集生态改善、水产养殖、湿地保护、旅游休闲等功能于一体^[10]。

1.2 采样点布设和采样时间

星海湖形态在平面上呈现长窄分布,周边污染源分布较均匀,同时其水深变化幅度较小。根据上述特性,综合考虑星海湖水力特征和利用现状,共布设 4 个采样点(S1—S4),见图 1。按照《水质采样技术指导》(HJ 494—2009)于 2015—2017 年冬(1月)、春(4月)、夏(7月)和秋(10月),每月采集水样 1 次,带回实验室分析。

1.3 水质指标选择

根据杨海江等^[9]研究,星海湖水水质主要受总氮(TN)、总磷(TP)和高锰酸盐指数(I_{Mn})的影响,这 3 个指标是治理该湖水质的主要控制因子;同时结合现有水环境研究过程中水质指标的选取情况^[11-12],选取 TN、TP、氨氮(NH₃-N)为星海湖营养性污染物代表性指标,五日生化需氧量(BOD₅)、化学需氧量(COD)、I_{Mn}为有机污染物代表性水质指标。水质指标的测定依据《水和废水监测分析方法》(第四版)进行。

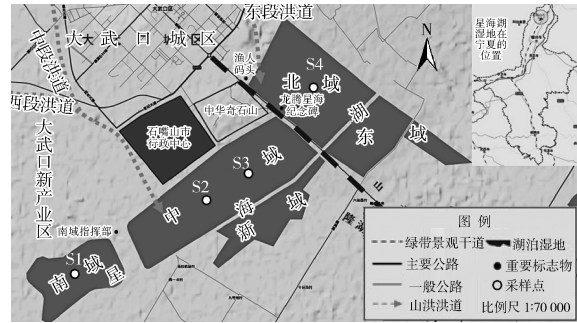


图 1 星海湖采样点分布

Fig. 1 Sampling sites in Xinghai Lake

1.4 研究方法

1.4.1 水质模型选择

水文要素及污染物产排模式时刻发生着变化,决定了星海湖实际水环境容量是一个动态变化的量,然而我国现行的水环境状况评价常以年为时间跨度,对水环境容量的研究以非稳态模型进行,研究难度大且实际应用意义很低。由于星海湖具有流速慢、水域广的特点,污染物进入湖体后可以充分混合,其在断面横向和垂向的浓度梯度可以忽略,故选用完全混合模型理论为基础对星海湖环境容量作评估。其中,以 I_{Mn}、COD、BOD₅ 为指标的水环境容量评估采用有机污染物容量模型;TN、NH₃-N 和 TP 容量评估以营养物质水环境容量模型进行^[13]。

1.4.2 有机污染物容量模型及其参数

有机污染允许排放量采用沃伦威德尔^[14]模型,计算公式如下。

$$W = \frac{1}{\Delta t} (C_s - C_0) V + KC_s V + C_s q \quad (1)$$

式中:W 为水体有机污染物的最高允许排放量, g/d; Δt 为湖泊维持其设计水量的天数, d; C_s 为水质指标的控制质量浓度, mg/L; C₀ 为实测浓度, mg/L; V 为湖泊的设计水量, m³; K 为湖泊中有机物的综合衰减系数, d⁻¹; q 为安全库容期间湖泊平均每天的流出水量, m³/d。

Δt 按一般情况下的 30 d 计算; C₀ 取年平均值; K 值采用类比法确定,综合考虑类似研究^[15-16]后按保守的 0.004 d⁻¹ 估计;星海湖多年平均水面面积为 24.00 km²,平均水深 1.80 m,按此计算, V 为 4.32 × 10⁷ m³; q 取年平均值 1.42 × 10⁵ m³/d。

1.4.3 营养物质水环境容量模型及其参数

根据现有此类研究经验,选取狄龙模型、国际经济合作开发组织模型和合田健模型为基础,取三

者平均值作为水环境容量的评价结果^[15], 具体计算模型如下。

$$M = (\sum_{i=1}^3 M_i) / 3 \quad (2)$$

$$\begin{cases} M_1 = \frac{A \times C_s \times h \times Q_{出}}{V \times (1 - R)} \\ M_2 = A \times q_s \times C_s \times \left[1 + 2.27 \times \left(-\frac{V}{Q_{出}} \right)^{0.586} \right] \\ M_3 = Q_{出} \times C_s + 10A \times C_s \end{cases} \quad (3)$$

式中: M_i 为水体氮或磷的纳污能力, g/a; A 为水面面积, m^2 ; C_s 为水质指标的年平均控制浓度, mg/L; h 为计算时期水域的平均水深, m; $Q_{出}$ 为稳态时湖库的年出水量, m^3/a ; V 为设计水文条件下的湖容积, m^3 ; R 为氮、磷在湖中的滞留系数, 无量纲;

q_s 为湖泊单位面积水量负荷, 等于 $Q_{入}/A$, m^3/a 。

根据星海湖实际情况, A 为 24.00 km^2 ; h 为 1.80 m ; V 为 $4.32 \times 10^7 \text{ m}^3$; $Q_{出}$ 为 $5.184 \times 10^7 \text{ m}^3/a$; $R = 1 - W_{出}/W_{入}$, 其中 $W_{出}$ 与 $W_{入}$ 分别为氮磷的年出、入湖量, 在无法得知年进、出湖的氮、磷量时, 可按 $R = 0.426 \exp(-0.271 Q_{出}/A) + 0.573 \times \exp(-0.00949 Q_{出}/A)$ 计算, 故文中 R 为 0.46 。

1.4.4 水质目标的设定

星海湖具备生态改善、水产养殖、旅游休闲等多种水资源功能, 为了全面评估星海湖在多种水功能定位下的环境容量大小, 共设置 4 种情景: 情景一, 保持现状水质不再恶化, 即水质控制目标等于现状水质; 情景二, 达到 II 类水质; 情景三, 达到饮用水源地最低水质目标要求, 即达到 III 类水质; 情景四, 达到 IV 类水质。不同情景下控制浓度 C_s 见表 1。

表 1 模型参数 C_s 赋值
Table 1 Model parameter C_s assignment

模型	水质指标	情景一			情景二	情景三	情景四
		2015 年	2016 年	2017 年			
沃伦威德尔模型	I_{Mn}	7.79	7.68	7.58	4	6	10
	COD	16.19	18.03	19.51	15	20	30
	BOD_5	2.42	1.79	2.45	3	4	6
营养物质容量模型	NH_3-N	0.68	0.45	0.43	0.5	1.0	1.5
	TP	0.15	0.21	0.20	0.025	0.05	0.1
	TN	1.57	2.02	1.40	0.5	1.0	1.5

2 结果与讨论

2.1 有机污染物水环境容量

表 2 为星海湖有机污染物水环境容量。由表 2 可知, 同一年度不同情景下 COD 水环境容量从大到小依次为情景四 > 情景三 > 情景一 > 情景二, 调查期间情景一—情景四 COD 水环境容量平均值分别为 $2\ 058.08 \text{ t/a}$ 、 194.18 t/a 、 $3\ 396.74 \text{ t/a}$ 、 $9\ 801.86 \text{ t/a}$; BOD_5 水环境容量波动明显, 调查期间情景一控制目标下 BOD_5 水环境容量波动范围为 $127.01 \text{ t/a} \sim 276.94 \text{ t/a}$, 情景二下为 $155.52 \text{ t/a} \sim 980.71 \text{ t/a}$, 情景三下为 $207.36 \text{ t/a} \sim 1\ 621.22 \text{ t/a}$, 情景四下为 $311.04 \text{ t/a} \sim 2\ 902.25 \text{ t/a}$, 不同情景下水环境容量波动范围从大到小依次为情景四 > 情景三 > 情景二 > 情景一; I_{Mn} 在多个控制目标下均发生超载状况, 其中情景三下最大水环境容量为 -140.98 t/a , 情景二下最大水环境容量为 $-1\ 422.00 \text{ t/a}$, 情景一及情景四控制目标下还存在部分水环境容量, I_{Mn} 在相同控制目标下不同年度的

表 2 星海湖有机污染物水环境容量 t/a
Table 2 Water environmental capacity of Xinghai Lake for organic pollutant t/a

指标	年度	情景一	情景二	情景三	情景四
COD	2015 年	1 860.43	1 098.22	4 300.78	10 705.90
	2016 年	2 071.87	131.11	3 333.67	9 738.79
	2017 年	2 241.93	-646.78	2 555.78	8 960.90
	平均	2 058.08	194.18	3 396.74	9 801.86
BOD_5	2015 年	276.94	654.84	1 295.35	2 576.38
	2016 年	205.69	980.71	1 621.22	2 902.25
	2017 年	127.01	155.52	207.36	311.04
	平均	203.21	597.02	1 041.31	1 929.89
I_{Mn}	2015 年	895.16	-1 532.38	-251.35	2 310.70
	2016 年	882.52	-1 474.56	-193.54	2 368.51
	2017 年	871.03	-1 422.00	-140.98	2 421.07
	平均	882.90	-1 476.31	-195.29	2 366.76

水环境容量变化幅度较小。

2.2 营养物质水环境容量状况

表 3 为星海湖营养物质水环境容量。营养物质水环境容量模型计算结果与水质指标的目标控制浓度有关, 与水体污染物现状浓度无关。由表 3 可知, 情景二、三、四条件下, TN 和 NH_3-N 控制目

标相同,故其水环境容量也相等,分别为 90.91 t/a、181.81 t/a、272.72 t/a;TP 在情景二、三、四条件下环境容量分别为 4.55 t/a、9.09 t/a、18.18 t/a。水质目标为Ⅱ类、Ⅲ类和Ⅳ类时,污染指标对应的标准限值固定,使得同一污染指标在情景二、三、四条件下不同年度间水环境容量不会发生变化。以保持现状为控制目标的营养物质水环境容量可反映湖体污染负载现状,故可通过比较情景一与其他控制目标下的水环境容量大小来确定湖泊对营养性污染物的负载状况。2015—2017年星海湖 TN 3年平均负载为 302.41 t/a,污染负载大于其在Ⅳ类水质控制目标下水环境容量 29.69 t/a;NH₃-N 3年平均负载 94.54 t/a,污染负载可满足Ⅲ类水质控制目标要求;TP 3年平均负载为 33.76 t/a,污染负载超过Ⅳ类水质控制目标下水环境容量 15.58 t/a。

表3 星海湖营养物质水环境容量 t/a
Table 3 Water environmental capacity of Xinghai Lake for nutrient t/a

情景	年份	TN	NH ₃ -N	TP
情景一	2015年	285.44	123.63	27.09
	2016年	367.26	81.82	38.73
	2017年	254.54	78.18	35.45
	平均	302.41	94.54	33.76
情景二	2015—2017年	90.91	90.91	4.55
情景三	2015—2017年	181.81	181.81	9.09
情景四	2015—2017年	272.72	272.72	18.18

2.3 讨论

水质控制目标与水环境因子共同决定了湖泊水体的污染负载状态。星海湖对不同污染物的水环境容量差异大,湖泊水质以单因子评价劣于Ⅳ类,水质控制因子为 TN、TP,同时《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)对有机污染指标的允许浓度上限明显大于营养性污染指标允许浓度上限。因此,水环境因子特征和污染物排放限值差异共同使得星海湖对 BOD₅、I_{Mn} 及 COD 的水环境容量较大,而对 TN、NH₃-N 及 TP 的水环境容量偏小。

入湖污染源特征和污染物组成差异直接影响湖泊水环境因子状态及变化趋势。生活污水排放、水产养殖污染及渠系补水为星海湖 3 大污染来源^[17]。水产养殖产生的污染主要来源于渔业养殖中的尿素投放和渔业养殖排放,产生的污染量主要受养殖规划影响,年度变化小;生活污水具有较高

浓度的可降解有机污染物,可引起有机污染指标较大波动;星海湖补水水源为黄河石嘴山段入境断面水,黄河水质控制严格且灌溉渠中无排污口,故由补水引起的星海湖水质变化程度较小。星海湖不同有机污染指标对应水环境容量年度之间波动趋势不同,造成这种趋势差异的原因可能是 2015—2017 年该湖有机污染物排放总量增加,可污染物组成中入湖含氮有机污染物增加幅度小于有机污染物排放总量增加幅度;以 BOD₅ 为指标的有机污染物水环境容量发生突降的原因可能是星海湖 2017 年入湖有机污染物中可被微生物降解部分的含量大幅增加,结合星海湖水质指标变化状况,引起 BOD₅ 变化的污染来源应具备总量较小,污染物组成中脂肪、碳水化合物、蛋白质及氨基酸形式组成的污染物含量大的特征,故引起 BOD₅ 水环境容量异常波动的来源可能为生活类污水排放;同时星海湖氮磷含量长期处于较高状态会刺激藻类及水草生长,不仅会推动以 BOD₅ 为指标的有机污染物含量上涨,而且会使湖泊生态遭受一定破坏,有可能对湖体微生物的构成及数量等产生异常影响,进一步导致水环境容量发生异常变化。

水体污染负载状态是否合理取决于水质管理目标。星海湖水体 NH₃-N 负荷接近Ⅱ类水质目标下环境容量,NH₃-N 负载状态可满足其生态改善、水产养殖、旅游休闲等水资源功能对应的要求。星海湖 TN 环境容量紧缺,可能需要对其进行削减,参考湖体整体功能定位,水体水质应控制在Ⅳ类及以上为宜,故 2015 年对应的理论 TN 削减量应不少于 12.72 t/a;2016 年对应的理论 TN 削减量应不少于 94.54 t/a。TP 浓度大导致星海湖对 TP 容量不足,致使水体对 TP 处于超载状态。

3 结论

(1)星海湖湖体对不同指标的水环境容量大小及变化趋势存在差异,水环境因子特征和污染物排放限值差异共同使得水体对有机污染物环境容量大,对营养性污染物环境容量小。入湖污染源特征和不同年度污染物组成成分的差异共同使得 I_{Mn} 水环境容量保持稳定,COD 水环境容量逐年减少,BOD₅ 水环境容量存在一定波动。

(2)星海湖不同污染物水环境负载状态不同,应根据具体指标采取对应措施:对入湖营养性物质进行削减,多年平均 TN 削减量应不少于 29.69 t/a,

对TP多年平均削减量应不少于15.58 t/a,具体削减量应根据水质控制目标确定;对入湖有机污染物应进行适当控制,避免湖体对 I_{Mn} 、COD及 BOD_5 的环境容量变化趋势往不利方向发展。

[参考文献]

- [1] 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[J].水科学进展,2014,25(3):451-463.
- [2] 李继影,牛志春,陈桥,等.江苏省太湖流域水生态健康评估的初步实践及展望[J].环境监测管理与技术,2018,30(5):1-3,7.
- [3] ZHOU X Y, LEI K, MENG W, et al. Industrial structural upgrading and spatial optimization based on water environment carrying capacity [J]. Journal of Cleaner Production, 2017 (165): 1462-1472.
- [4] 刘金金,孙振中,张玉平,等.上海滴水湖水环境容量的估算[J].海洋湖沼通报,2015(4):143-148.
- [5] 王雁,高俊峰,刘正文,等.潼湖流域污染负荷与水环境容量[J].湿地科学,2016,14(3):354-360.
- [6] 石雯倩,吕军,施练东.汤浦水库总磷环境容量的计算及不确定性分析[J].安全与环境学报,2015,15(6):321-324.
- [7] 张萌,祝国荣,周愨,等.仙女湖富营养化特征与水环境容量核算[J].长江流域资源与环境,2015,24(8):1395-1404.

- [8] 张健,陈珂.宁夏石嘴山市星海湖水水质富营养化程度分析及趋势预测[J].宁夏农林科技,2017,58(5):41-45.
- [9] 杨海江,钟艳霞,罗玲玲,等.基于贝叶斯的星海湖湿地水质评价及特征分析[J].节水灌溉,2018(4):92-95.
- [10] 运麒安,刘小鹏.基于工矿型城市湿地重建途径研究——以石嘴山市星海湖为例[J].宁夏工程技术,2008,7(1):21-27.
- [11] 王霞,吕宪国,闫伯茹,等.基于富营养化阈值的松花湖水环境容量分析[J].湖泊科学,2006,18(5):503-508.
- [12] 孙忠,沈俏会,董萍,等.近十年浙江省地表水环境质量变化趋势及影响因素研究[J].环境监测管理与技术,2018,30(4):23-26.
- [13] 黄立章,朱艳芳,张子林.南昌市艾溪湖COD、TN、TP水环境容量研究[J].江西水利科技,2016,42(1):32-35.
- [14] 李响,陆君,钱敏蕾,等.流域污染负荷解析与环境容量研究——以安徽太平湖流域为例[J].中国环境科学,2014,34(8):2063-2070.
- [15] 王寿兵,马小雪,张韦倩,等.上海淀山湖水环境容量评估[J].中国环境科学,2013,33(6):1137-1140.
- [16] 郑志伟,胡莲,邹曦,等.汉丰湖富营养化综合评价与水环境容量分析[J].水生态学杂志,2014,35(5):22-27.
- [17] 刘阳.星海湖现有水体污染源调查[J].宁夏农林科技,2012,53(10):133-134.

(上接第7页)

针对目前第三方验收监测机构质量意识不强、技术能力薄弱等问题,建议加强《验收指南》、各行业验收技术规范、各类监测规范等方面的技术培训。对重点行业(如煤化工、石化、垃圾焚烧、危险废物处置、金属冶炼等)和重点环节^[7](如验收监测内容、评价标准、质量保证措施、验收报告编写等)开展专项培训,全面提升第三方验收监测机构及从业人员的技术水平。

4.5 规范建设项目变动认定管理

为了避免建设项目变动认定随意性大,甚至出现逃避监管等问题,应重点从变动认定程序和变动认定技术文件两个方面规范建设项目变动。首先,应制定项目变动的认定程序和认定内容,明确变动的申报要求及受理渠道,指导建设项目变动认定。其次,梳理尚无重大变动清单的行业,综合考虑产业政策、污染排放等因素,对确有必要的行业尽快出台重大变动清单,同时制定总则性的重大变动认定文件,对无重大变动清单的行业规范管理。第三,应明确重大变动及非重大变动环评文件编制要求,使项目变动的文件编制有据可依,并加大对非重大变动的认定管理。通过明确项目变动认定程

序和认定要求,彻底解决目前存在的项目变动漏报、瞒报、“投报无门”等问题,对企业项目变动实施有效监管。

[参考文献]

- [1] 席俊清,韩向宇,敬红,等.论建设项目“三同时”验收监测的性质与作用[J].中国环境监测,2003,19(5):1-3.
- [2] 国务院.国务院关于修改《建设项目环境保护管理条例》的决定(国务院令 第682号)[EB/OL].(2017-07-16)[2019-03-14]. http://www.mee.gov.cn/gzfw/13107/zcfg/gwyf-bdghfwj/201806/t20180626_443763.shtml.
- [3] 陆烽.我国建设项目竣工环境保护验收监测存在的问题[J].中国资源综合利用,2008,26(12):31-32.
- [4] 张鹏,尤洋,邱立莉,等.建设项目竣工环境保护验收现状及建议[J].环境监控与预警,2017,9(5):62-64.
- [5] 闻欣,张迪生,王军霞,等.化学合成类制药工业污染排放自行监测方案设计要点[J].环境监测管理与技术,2018,30(5):44-47.
- [6] 杨文武,苏文鹏,吴晶,等.生活垃圾焚烧发电厂周边环境二噁英污染水平及人群暴露评估[J].环境监测管理与技术,2019,31(2):44-47.
- [7] 刘方,邱立莉.建设项目竣工验收监测难点问题解析[J].环境监测管理与技术,2011,23(1):64-66.

本栏目编辑 姚朝英