

DOI:10. 3880/j. issn. 1004 - 6933. 2018. 06. 15

基于 WASP 模型的农田退水对查干湖水质影响的评价

孙立鑫, 林山杉

(东北师范大学环境学院, 吉林 长春 130024)

摘要:每年 5—9 月都有大量农田灌溉水泄入查干湖,为评价农田退水对查干湖水质造成的影响,以查干湖水质监测数据为基础,选用 WASP 模型的 EUTRO 模块,对农田退水退入查干湖后的水质情况进行分析。结果表明:农田退水期间,受霍林河来水影响的区域水质劣于查干湖水质平均水平,前郭灌区农田退水直接扰动区及新庙泡水质劣于主湖区、马营泡水质,说明农田退水已经对查干湖水质产生负面影响;预计 2017—2019 年,查干湖 TN、TP、NH₃-N、DO 质量浓度分别符合 V 类、Ⅳ类、Ⅱ类和Ⅰ类水质标准。

关键词:农田退水;水质评价;WASP 模型;查干湖

中图分类号:X824 文献标志码:A 文章编号:1004-6933(2018)06-0088-07

Evaluation on impact of farmland withdrawal water on water quality of Chagan Lake based on WASP model

SUN Lixin, LIN Shanshan

(College of Environmental Science, Northeast Normal University, Changchun 130024, China)

Abstract: From May to September each year, a large amount of farmland irrigation water is discharged into Chagan Lake. In order to evaluate the impact of farmland withdrawal water on the water quality of Chagan Lake, based on the water quality monitoring data of Chagan Lake, the EUTRO module of WASP model is selected to analyze the water quality of Chagan Lake from farmland irrigation water. The results showed that during the period of water withdrawing from the farmland, the water quality of the region affected by the water of Huolin River is worse than the average level of Chagan Lake water quality, and the water quality of the direct farmland withdrawal water affected area of Qianguo irrigation area and Xinmiaopao is worse than that of the main lake region and Mayingpao, showing that farmland withdrawal water has negative effect on the water quality of Chagan Lake. The author of this paper thinks that TN of Chagan Lake is in the V-level water quality standard, while TP in Ⅳ-level, NH₃-N in Ⅱ-level, and DO in I-level from 2017 to 2019.

Key words: farmland withdrawal water; water quality evaluation; WASP model; Chagan Lake

松原灌区东临第二松花江,南到套浩太及大布苏一线,西处霍林河下游,北与查干湖接壤;由前郭、乾安和大安龙海 3 个灌区组成,承担着吉林省增产 50 亿 kg 粮食的重任。据已有资料及相关规划表明:已经投入运行的前郭灌区通过排水渠泄入查干湖的农田灌溉水量为 1.3 亿 m³/a;规划中的乾安灌区泄

入查干湖的农田灌溉水量为 2 152 万 m³/a,大安龙海灌区泄入查干湖的农田灌溉水量为 6 898 万 m³/a。三大灌区全部投入运营后,年均退水量占查干湖总蓄水量(5.66 亿 m³)的 38.98%,因此,分析农田退水对查干湖水质的影响十分必要。

针对查干湖水质问题,段洪涛等^[1]通过分析查

基金项目:国家自然科学基金(41772236)

作者简介:孙立鑫(1994—),男,硕士研究生,主要研究方向为水环境管理与评价。E-mail:sunlx050@nenu.edu.cn

通信作者:林山杉,教授。E-mail:linss071@nenu.edu.cn

干湖水体的透明度、总磷(TP)及叶绿素与其高光谱反射特征之间的响应关系,认为查干湖水体已处于富营养化状态。曾楠^[2]利用遥感技术,基于GIS分析得出查干湖已处于富营养化的结论。单利平等^[3]采用模糊综合评判法对查干湖水质进行了评价,认为查干湖水质4月、7月受污染严重,可能是由于4月融雪径流、7月农业面源污染造成的。李然等^[4-5]采用卡尔森指数法和模糊综合评价法分析了1985—2011年的水质资料,认为2006—2011年查干湖水质由Ⅲ类演变为Ⅳ类,农田退水缓解了主湖区的碱化且暂未加剧其水体富营养化。现阶段对查干湖水质的研究均为基于水质指标的分析,尚未建立起查干湖的水质模拟模型。因此,亟须建立查干湖水质模拟与预测模型,以便对查干湖水质情况进行合理、有效的评价及预测。

WASP(water quality analysis simulation program)是美国环保局(USEPA)推荐的一个水生态系统水质模拟软件,它可以在水体遭受人类活动影响及自然灾害造成的各种污染时,对水体作出的响应进行可视化分析及水质预测,并以此为依据,作出污染管理决策^[6-9]。WASP相对于SWAT、HSPF、AnnAGNPS等流域管理模型^[10-11],它提供了多种污染物及其组成成分在受纳水体中迁移转化的求解方法;而相对于CE-QUAL-W2、QUAL2K、EFDC等其他水质模型^[12],它具有操作简单、可配置性强、复杂程度适中等优点。

本文根据查干湖的水文特性、污染源的调查资料以及水质实测资料,利用WASP7.3建立查干湖水质模型,就农田退水对查干湖水质的影响进行评价与预测,并提出相应的防治措施。

1 查干湖概况及水质检测

1.1 查干湖概况

查干湖位于吉林省西部地区,霍林河末端与嫩江的交汇处,坐标为东经124°04′~124°27′、北纬45°10′~45°21′。查干湖东临嫩江及第二松花江,南为前郭灌区(第二松花江河谷冲积平原)及第二松花江与霍林河的平原分水岭,西为霍林河河谷平原,北为大安台地及嫩江古河道。查干湖主湖区水域面积约256.5 km²,与之相连的新庙泡、新甸泡及马营泡面积分别为35.2 km²、23.0 km²和12.2 km²,合计约327 km²。湖区平均水深2.5 m,最深达6 m;南北长37 km,东西宽17 km,湖岸线蜿蜒曲折,总长达128 km^[13]。

松原灌区每年4月中下旬开始播种,直至9月下旬开始农田收割^[14],这段时间农田灌溉水由两种

方式退入查干湖:①由引松渠道退入新庙泡,然后经川头闸最终退入查干湖;②由主湖区东南部退入查干湖主湖区。引松渠道完工于1984年,至今已有34 a,第二松花江的水源补给和农田灌溉水均通过引松渠道进入查干湖。查干湖水体受内源性、外源性污染共同影响,且近年来,以外源性污染为主。

1.2 采样点的布设及检测方法

于2015年7—10月及2016年5月共进行了5次实地采样。采样点位置如图1所示。新庙泡设置高家、十三家户采样点监测引松渠道来水水质;新庙泡入查干湖渠道设置引松一桥、引松二桥采样点监测入湖水质;马营泡设置4号、13号采样点监测马营泡出水水质;设置9号、10号、12号采样点监测丰水期霍林河河道来水水质;查干湖主湖区共设置8个采样点(1号、2号、3号、5号、6号、7号、8号、11号)监测主湖区水质。每次均乘船至采样点,使用采样器在水面下0.5 m处采集水样,将水样做好标记后运回实验室检测。

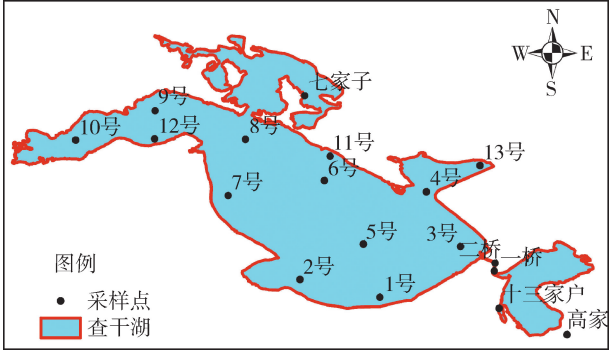


图1 采样点位置

pH值由pHS-3C型pH计(上海雷磁)现场测定,DO值由JPB-607A溶解氧测定仪(上海仪电科学仪器股份有限公司)现场测定。采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定总氮(TN)含量,采用钼酸铵分光光度法测定TP含量,采用纳氏试剂比色法测定氨氮(NH₃-N)含量,采用重铬酸钾法测定化学需氧量(COD)含量,采用稀释与接种法测定五日生化需氧量(BOD)含量。TN、TP、NH₃-N、COD及BOD的测定均在实验室内完成。

2 模型的建立

2.1 WASP模型简介

WASP模型有水动力学程序(DYNHYD)和水质程序(WASP)两个独立的计算程序,两者可独立使用,也可联合使用^[15]。水质程序自带TOXI(有毒化学物)和EUTRO(富营养化)两大模块。TOXI模块可以用来模拟有毒物的迁移转化,如有机化学物、泥沙和金属;EUTRO模块则可以用来模拟传统污染物

的迁移转化规律,包括碳、氮、磷的多种形态指标,固体颗粒、溶解氧、水生附着生物、浮游植物、盐分及沉积物等 15 种水质评价指标在水体中的迁移转化情况^[16-17]。水质程序的质量守恒方程坐标系如图 2 所示。

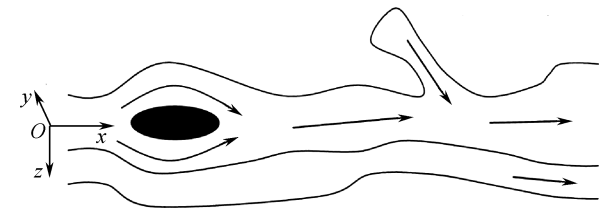


图 2 质量守恒方程坐标系

选任一无限小的水体为研究对象,其任一水质指标的质量平衡方程式为

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} = \frac{\partial (v_x \rho)}{\partial x} - \frac{\partial (v_y \rho)}{\partial y} - \frac{\partial (v_z \rho)}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial \rho}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(E_y \frac{\partial \rho}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(E_z \frac{\partial \rho}{\partial z} \right) + S_L + S_B + S_K \quad (1)$$

式中: ρ 为水质指标质量浓度,mg/L 或 g/m³; t 为时间步长,s; v_x 、 v_y 、 v_z 为 x 、 y 、 z 向水体流速,m/s; E_x 、 E_y 、 E_z 为 x 、 y 、 z 向水体弥散系数,m²/s; S_L 为点源及非点源负荷率,g/(m³·d); S_B 为边界负荷率,包括上、下游及底部,g/(m³·d); S_K 为总动力转换系数,g/(m³·d)。

假设查干湖的 y 、 z 向具有各向同性,且是均匀的,整合 y 和 z 得到一维的水质指标质量平衡方程^[18-19]:

$$\frac{\partial (A\rho)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} - (v_x A\rho) + E_x A \frac{\partial \rho}{\partial x} + A(S_L + S_B) + S_K \quad (2)$$

式中 A 为模拟水体的横截面积,m²。

2.2 查干湖的网格概化及边界条件

为模拟查干湖水质变化规律,依据农田灌溉水退水路径及平均划分单元体面积的原则,将霍林河河道来水扰动区域及新甸泡合并为一个单元体,编号为 S1;由西至东将查干湖主湖区划分为 4 个单元体,分别为 S2、S3、S4 和 S5;新庙泡单独编号为 S6,马营泡单独编号为 S7。

WASP 对边界的定义是模型网格与外界进行水体物质交换的单元体,而边界条件主要是为了表现流入或流出单元体的流量,及外界与单元体之间产生的交换。其中,S1 西部与霍林河河道相接,选作输入边界;S6 新庙泡的东南部与引松渠道相接,而引松渠道为农田退水主要干渠,产生物质交换,选作输入边界;S5 东南部同样存在农田退水渠道,选作输入边界。查干湖湖水主要由马营泡→库里泡→嫩江完成出水水力交换,S7 马营泡作为查干湖唯一出水区域,因此,将 S7 东北部选作输出边界。查干湖概化结果见图 3。

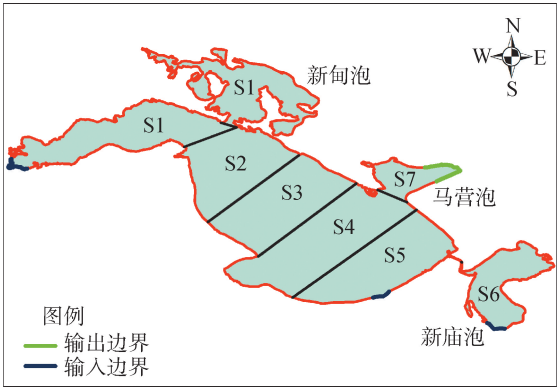


图 3 查干湖概化示意图

2.3 模型基本信息输入

a. 初始条件及单元体基本数据。模型网格概化单元体总数为 7,选用 EUTRO 水质模块进行模拟,根据需要确定模型始末时间,选择静态河湖底床模式,模型差分计算方程采用 EULER 差分方程,水动力学模块选择一维网格运动波理论模块。时间步长设定为 0.1。单元体数据含有 4 个选项,其中 segments 基本信息选项主要用于输入模型计算初始时刻单元体数据,这些数据大部分来源于网格概化;arameters 选项部分选用实测参数,其余选用模型默认值;初始浓度输入实测数据;污染物溶解比例采用模型默认值 1。单元体基本信息如表 1 所示。

b. 污染负荷与边界条件。各单元体污染负荷采用吉林省环境科学研究院 2015 年 11 月公布的《查干湖生态安全调查评估报告》中的监测数据。边界条件数目为 4 个(如 2.2 节所述),各水质指标

表 1 WASP 模型单元体基本信息

单元体	体积/万 m ³	速度乘数	速度指数	深度乘数	深度指数	长度/m	宽度/m	最小深度/m	坡度	糙率
S1	16 877.171	0.015	0	2.0	0	10 548.232	8 000.000	0	0.001 72	0.03
S2	10 909.050	0.022	0	2.6	0	9 197.021	4 562.117	0	0.004 21	0.03
S3	13 292.965	0.025	0	3.0	0	9 980.201	4 756.906	0	0.001 73	0.03
S4	18 262.329	0.030	0	2.8	0	12 287.492	4 954.179	0	0.001 57	0.03
S5	11 458.324	0.025	0	2.4	0	12 287.492	3 885.497	0	0.002 37	0.03
S6	4 803.805	0.034	0	2.0	0	5 166.049	5 166.000	0	0.004 35	0.03
S7	4 354.388	0.048	0	3.3	0	5 497.900	2 400.000	0	0.002 06	0.03

取值选用 2009 年、2010 年及 2015 年监测断面实测数据。

2.4 模型参数率定

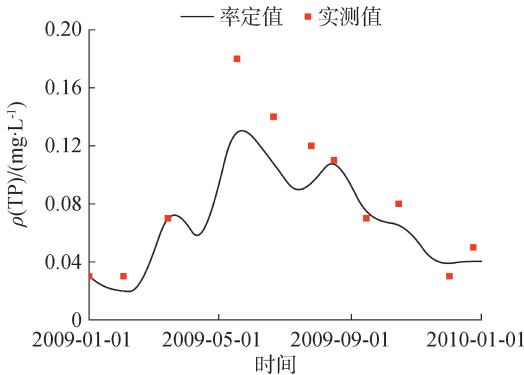
对于模型参数的确定,敏感性高的参数通过模型率定和验证确定,其他参数采用模型自带的默认值。模型参数率定采用试错法,即在一定的参数取值范围内不断调整参数,使模拟值逐渐接近实测值。率定完成后,以另一组实测数据对模型进行验证。

各单元体每个水质指标实测值与模拟值的相对误差计算公式如下:

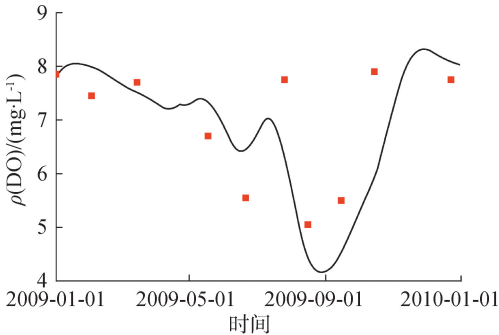
ε = (ρ_实测 - ρ_模拟) / ρ_实测 (3)

式中:ε 为相对误差;ρ_实测 为水质指标实测质量浓度;ρ_模拟 为水质指标模拟质量浓度。

利用查干湖 2009 年 1—12 月实测流速、水温、污染物质量浓度和消光系数等主要水动力学及水质指标资料初步建立模型,进行参数率定。图 4 为 S5 中 TP 和 DO 质量浓度率定值与实测值对比。



(a) TP



(b) DO

图 4 S5 中 TP 和 DO 率定值与实测值对比

由图 4 可以看出:S5 各水质指标质量浓度的相对误差最小值为 0.17%,最大值为 15.59%,平均值为 7.00%,可见模拟值与实测值拟合效果很好,且模拟值与实测值的变化规律趋于一致,说明所选参数合理。率定后的查干湖水水质模型参数见表 2(表中未列出的参数均采用模型默认值)。

2.5 模型验证

采用查干湖 2010 年 1—12 月实测水量、水质等

表 2 查干湖水水质模型参数率定结果

参数名称	模型取值	查干湖取值
氧-碳比率	2.67	2.67
浮游植物氮-碳比率	0~0.43	0.01
20℃ DO 还原速率	0~5.6 d	0.18 d
20℃ DO 还原速率的温度校正系数	0~1.07	1.05
DO 还原速率氧气限制的半饱和系数	0~0.5 mg/L	0.5 mg/L
20℃ 硝化速率	0~10 d	0.07 d
20℃ 硝化速率的温度校正系数	0~1.07	1.07
硝化速率氧气限制的半饱和系数	0~0.5 mg/L	0.5 mg/L
20℃ 反硝化速率	0~0.09 d	0.35 d
20℃ 反硝化速率的温度校正系数	0~1.04	1.04
反硝化速率氧气限制的半饱和系数	0~0.1 mg/L	0.1 mg/L
浮游植物生长速率	0~3.0 d	0.3 d
20℃ 浮游植物呼吸速率	0~0.5 d	0.125 d
20℃ 浮游植物呼吸速率的温度系数	0~1.045	1.045
20℃ 复氧速率	0~10 d	0.004 d
20℃ 复氧速率的温度校正系数	0~1.028	1.028
饱和溶解氧	4.8 mg/L	4.8 mg/L
CBOD 的溶解比例	0.5	0.5
浮游植物的磷-碳比率	0~0.24	0.08

资料对模型进行验证。各水质指标实测值与模拟值的相对误差也采用式(3)计算。图 5 为 S6 各水质指标质量浓度验证值与实测值对比图,表 3 为 S5、S6 各水质指标质量浓度相对误差值。

表 3 查干湖 S5、S6 各水质指标质量浓度相对误差 %

单元体	TN	TP	NH ₃ -N	DO	BOD	COD
S5	10.10	16.86	10.13	7.00	14.97	7.53
S6	15.56	14.79	11.65	9.61	16.95	9.85

总体上,模型模拟值与实测值基本符合。个别值出现误差较大是因为丰水期降水量升高、农田退水期污染负荷增大导致,模型设定时对这些因素及其他一些因素考虑欠缺都会导致模拟值和实测值之间的偏差。由于模型初始浓度设置为 2010 年 1 月 1 日的数据,因此各水质指标 2010 年 1 月 1 日误差值为 0;可以发现各水质指标 6 月、7 月及 8 月的拟合效果较差,相对误差较大,这是由于此时正值暑期,降水量增高使水体各污染指标波动较大,加上暑期新庙泡(S6)游客量增大,导致模拟曲线与实测值的拟合效果较差。

由表 3 可知,各水质指标质量浓度验证值与实测值相对误差均小于 20%。依据 GB/T 22482—2008《水文情报预报规范》,水质模拟的许可误差为实测值的 30%,因此率定完成的 WASP 模型可以作为查干湖区域水质模拟的有效工具。

3 模拟结果与分析

选取查干湖 2015 年 7—10 月实测水质水文等资料进行水质模拟,NH₃-N、DO 质量浓度模拟结果见表 4。

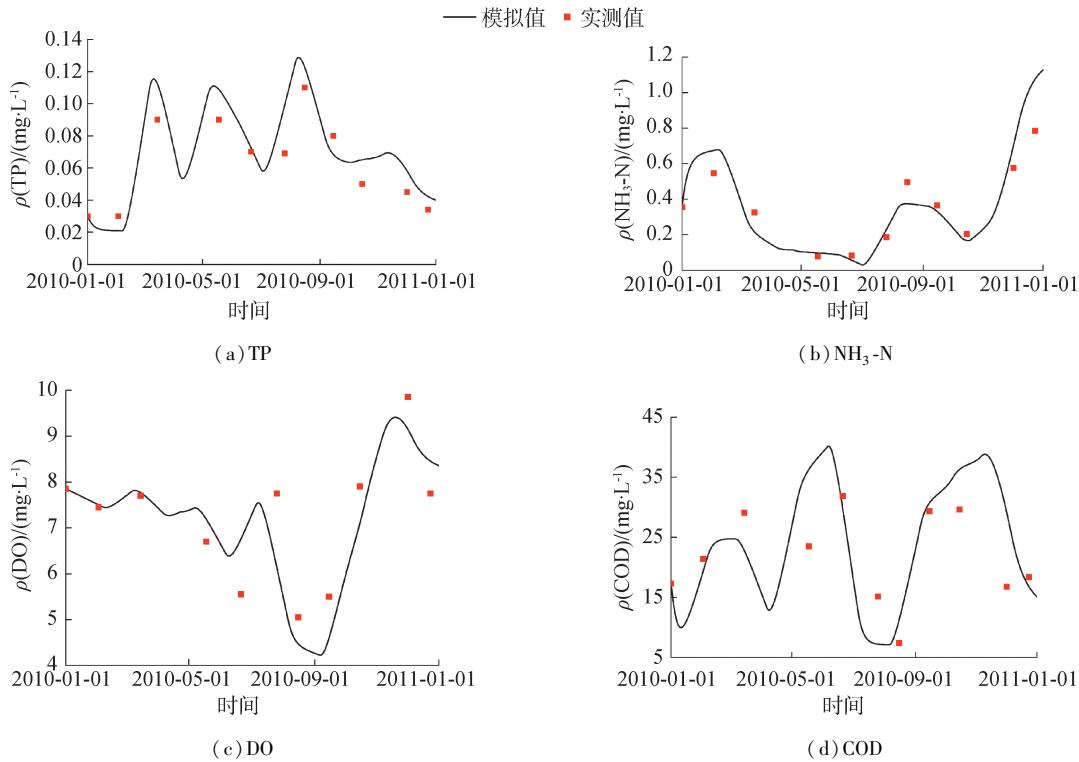


图5 验证期 S6 各水质指标质量浓度模拟值与实测值对比

表4 NH₃-N、DO 质量浓度模拟结果

单元体	NH ₃ -N					DO				
	7 月	8 月	9 月	10 月	平均值	7 月	8 月	9 月	10 月	平均值
S1	0.15	0.28	0.38	0.34	0.28	4.88	4.21	3.43	4.31	4.21
S2	0.06	0.07	0.15	0.42	0.18	5.57	5.66	4.94	4.64	5.20
S3	0.05	0.03	0.09	0.44	0.15	6.04	6.39	6.34	5.58	6.09
S4	0.08	0.17	0.11	0.19	0.14	7.12	5.49	4.83	6.03	5.87
S5	0.21	0.33	0.16	0.24	0.23	6.30	4.43	4.53	5.94	5.30
S6	0.23	0.37	0.33	0.17	0.28	6.13	4.47	4.61	7.10	5.58
S7	0.06	0.14	0.10	0.18	0.12	7.20	5.66	4.79	5.92	5.89

表4表明:时间上,NH₃-N 质量浓度呈现丰水期(7、8月)小于平水期(9、10月)的趋势,这是由于在7、8月恰逢雨季,水体中3种污染指标经过大量降水的稀释,导致水体污染程度降低,这与云南杞麓湖 TP 及 NH₃-N 质量浓度变化规律相似^[20],说明水体自净能力较强,且丰水期浮游生物生长旺盛,对营养盐消耗增大。DO 质量浓度呈现丰水期小于平水期的趋势,这是由于夏季水温较高,水中溶氧量降低,加上夏季水体中鱼类活动量增大,导致了丰水期水体中 DO 质量浓度低于平水期水体 DO 质量浓度。空间上,水体中 DO 质量浓度受温度影响较大,夏季水温较高,水体中溶氧量降低,且鱼类生长旺盛,导致水中 DO 质量浓度降低;而新庙泡沿岸建造了酒店、宾馆等旅游业配套设施,因此新庙泡水体受社会因素影响较大,DO 质量浓度变化没有明显规律。主湖区中部水流速度缓慢,有利于污染物累积,导致水质明显劣于湖区西部;而马营泡水质最差,是由于作为查干湖水体

主要排泄区,污染物经过水体的对流弥散不断聚集,导致各项污染指标值均高于其他区域。引松渠道所处新庙泡沿岸为居民聚居地,水质受社会因素影响较大,因此没有明显变化规律。

由表4可知,S3中污染物质量浓度变化幅度小于S1及S2,这是由于S1及S2中污染物经过湖水的对流弥散进入到S3以后,污染物质量浓度明显降低。S1的NH₃-N、DO平均质量浓度分别为0.28mg/L和4.21mg/L,均差于查干湖主湖区NH₃-N(0.20mg/L)、DO(5.61mg/L)的平均质量浓度,说明农田退水已导致受扰动区域的水质变差。新庙泡S6直接受引松渠道来水及农田退水影响,水质劣于S4、S5及S7。农田退水及污染物的累积导致S5的水质劣于S4与S7。

4 水质预测分析

以2017—2019年为查干湖水水质预测时间段。模型模拟初始值采用2017年1月实测数据(表5,

表 5 模型预测基础数据

单元体	水温/ ℃	流量/ ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	污染负荷/($\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$)			水质指标质量浓度/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)					
			TN	TP	COD	TN	TP	$\text{NH}_3\text{-N}$	DO	BOD	COD
S1	4	0.99	111.16	4.55	3 370.91	0.98	0.05	0.48	4.71	1.81	24.01
S2	5					1.03	0.05	0.72	4.8	1.50	22.76
S3	4					1.03	0.09	0.18	4.93	4.20	22.67
S4	4					1.14	0.06	0.20	4.95	4.15	24.50
S5	5	2.92	234.09	5.94	1 266.19	1.41	0.07	0.18	4.10	3.60	25.00
S6	4	4.00	142.37	42.81	5 701.49	0.98	0.05	0.57	3.62	1.78	15.61
S7	4	5.96				1.15	0.06	0.30	5.00	4.20	28.00

污染负荷仅输入有边界条件的单元体),图 6 和图 7 分别为 S5 和 S6 的 BOD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN、TP 及 DO 质量浓度预测曲线。

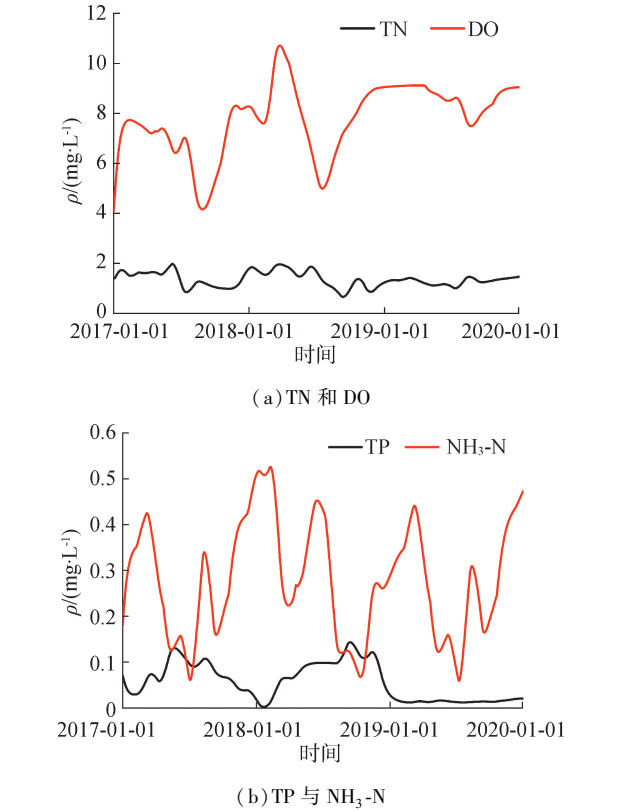


图 6 预测期 S5 各水质指标质量浓度变化

依据 GB3838—2002《地表水环境质量标准》,2017—2019 年查干湖主湖区 TN 质量浓度变化区间为 0~6 mg/L,平均值为 1.84 mg/L,为 V 类水质标准;TP 质量浓度变化区间为 0~0.3 mg/L,平均值为 0.08 mg/L,为 IV 类水质标准; $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度变化区间为 0~2.2 mg/L,平均值为 0.38 mg/L,为 II 类水质标准;DO 质量浓度变化区间为 4.2~11.5 mg/L,平均值为 7.69 mg/L,为 I 类水质标准,这是由于水体中 DO 质量浓度受温度及采样季节等因素影响,导致 DO 预测结果偏小。

水力交换条件较差的 S1 的 TN 平均质量浓度为 2.27 mg/L,高于查干湖主湖区 TN 平均质量浓度 1.84 mg/L,而 S4、S5、S6 的 TN 平均质量浓度分别为 1.36 mg/L、1.43 mg/L 和 1.54 mg/L, S6 即新庙泡区

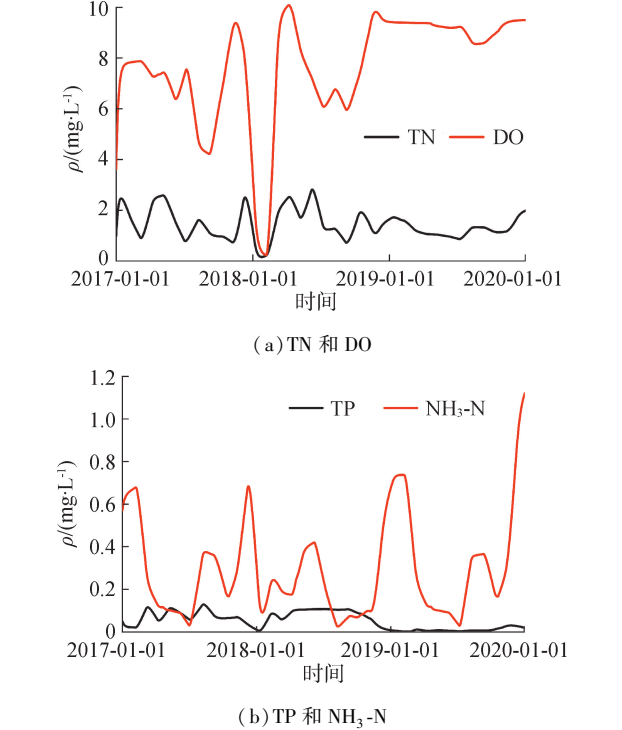


图 7 预测期 S6 各水质指标质量浓度变化

域高于 S4 和 S5,且其他水质指标的变化规律与 TN 相似。可见,在 2017—2019 年,农田退水仍会对查干湖水质造成负面影响,导致水质变差。

5 结 论

a. 建立了查干湖水质评价模型,各水质指标实测值与计算值相对误差区间为 7%~16.95%,其中,S6 的 BOD 实测值与验证值相对误差最大,为 16.95% (<20%)。因此,参数率定完成后的 WASP 7.3 模型可以作为查干湖区域水质模拟的有效工具。

b. 2015 年 7—10 月查干湖主湖区 $\text{NH}_3\text{-N}$ 平均质量浓度为 0.20 mg/L, S1 为 0.28 mg/L,霍林河河段来水水质情况明显劣于其他区域;S4、S5、S6 及 S7 的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 平均质量浓度分别为 0.14 mg/L、0.23 mg/L、0.28 mg/L 及 0.12 mg/L,新庙泡 S6 及农田退水直接扰动区域 S5 水质情况已经劣于其他区域。

c. 预测在 2017—2019 年,查干湖 TN、TP、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、DO 质量浓度分别符合 V 类、IV 类、II 类和 I 类水

质标准;S1 的 TN 平均质量浓度为 2.27 mg/L,高于查干湖主湖区的平均质量浓度 1.84 mg/L;S4、S5、S6 的 TN 平均质量浓度分别为 1.36 mg/L、1.43 mg/L 和 1.54 mg/L,农田退水直接扰动区域 S5、S6 水质较差。

参考文献:

[1] 段洪涛,于磊,张柏,等.查干湖富营养化状况高光谱遥感评价研究[J].环境科学学报,2006,26(7):1219-1226. (DUAN Hongtao, YU Lei, ZHANG Bo, et al. Hyperspectral data applied in monitoring and evaluating the water trophic state of Lake Chagan[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2006, 26(7): 1219-1226. (in Chinese))

[2] 曾楠.基于 GIS 的查干湖水水质遥感监测系统研究[D].长春:东北师范大学,2009.

[3] 单利平,田卫.模糊综合评判方法在查干湖水水质评价中的应用[J].湿地科学,2015,13(1):124-128. (SHAN Liping, TIAN Wei. Application of fuzzy comprehensive evaluation method to water quality evaluation of Chaganhu Lake [J]. Wetland Science, 2015, 13(1): 124-128. (in Chinese))

[4] 李然然,章光新,魏晓鸿,等.查干湖湿地水环境演变特征分析[J].地理科学,2014(6):762-768. (LI Ranran, ZHANG Guangxin, WEI Xiaohong, et al. The evolutional characteristics of water environment of Chagan Lake Wetland[J]. Scientia Geographica Sinica, 2014(6): 762-768. (in Chinese))

[5] 李然然,章光新,张蕾.查干湖湿地浮游植物与环境因子关系的多元分析[J].生态学报,2014(10):2663-2673. (LI Ranran, ZHANG Guangxin, ZHANG Lei, et al. Multivariate analysis of the relations between phytoplankton assemblages and environmental factors in Chagan Lake Wetland [J]. Acta Ecologica Sinica, 2014(10): 2663-2673. (in Chinese))

[6] FRANCESCHINI S, TSAI C W. Assessment of uncertainty sources in water quality modeling in the Niagara River[J]. Advances in Water Resources, 2010, 33(4): 493-503.

[7] LAI Y C, TU Y T, YANG C P, et al. Development of a water quality modeling system for river pollution index and suspended solid loading evaluation [J]. Journal of Hydrology, 2013, 478: 89-101.

[8] 吴丰昌,孟伟,宋永会,等.中国湖泊水环境基准的研究进展[J].环境科学学报,2008,28(12):2385-2393. (WU Fengchang, MENG Wei, SONG Yonghui. Research progress in lake water quality criteria in China [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008, 28(12): 2385-2393. (in Chinese))

[9] HICKENBOTTOM K L, CATH T Y. Sustainable operation of membrane distillation for enhancement of mineral recovery from hypersaline solutions [J]. Journal of Membrane Science, 2014, 454: 426-435.

[10] XIE H, CHEN L, SHEN Z. Assessment of agricultural best management practices using models: current issues and

future perspectives [J]. Water, 2015, 7(3): 1088-1108.

[11] KIDMOSE J, DAHL M, ENGESGAARD P, et al. Experimental and numerical study of the relation between flow paths and fate of a pesticide in a riparian wetland [J]. Journal of Hydrology, 2010, 386(1/2/3/4): 67-79.

[12] 朱瑶,梁志伟,李伟,等.流域水环境污染模型及其应用研究综述[J].应用生态学报,2013,24(10):3012-3018. (ZHU Yao, LIANG Zhiwei, LI Wei, et al. Watershed water environment pollution models and their applications: a review [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2013, 24(10): 3012-3018. (in Chinese))

[13] 董建伟,张晓辉.查干湖水水质与富营养化的特征和趋势[J].吉林水利,2007(10):3-7. (DONG Jianwei, ZHANG Xiaohui. The features and development trend of the water quality and eutrophication of Cagan Lake [J]. Jilin Water Resources, 2007(10): 3-7. (in Chinese))

[14] 陈荷生,华瑶青.太湖流域非点源污染控制和治理的思考[J].水资源保护,2004,20(1):33-36. (HEN Hesheng, HUA Yaoqing. Non-point pollution control and remediation in Taihu Lake Basin [J]. Water Resources Protection, 2004, 20(1): 33-36. (in Chinese))

[15] 杨家宽,肖波,刘年丰,等. WASP6 水质模型应用于汉江襄樊段水质模拟研究[J].水资源保护,2005,21(4):8-10. (YANG Jiakuan, XIAO Bo, LIU Nianfeng, et al. Simulation on the water quality for Xiangfan Reach of Hanjiang River using WASP6 [J]. Water Resources Protection, 2005, 21(4): 8-10. (in Chinese))

[16] ZUO Q, CHEN H, DOU M, et al. Experimental analysis of the impact of sluice regulation on water quality in the highly polluted Huai River Basin, China [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2015, 187(7): 450.

[17] 朱瑶.苕溪流域非点源污染 SWAT 与 WASP 耦合模拟及水环境容量核算研究[D].杭州:浙江大学,2014.

[18] 姜雪,卢文喜,张蕾,等.基于 WASP 模型的东辽河水水质模拟研究[J].中国农村水利水电,2011(12):26-30. (JIANG Xue, LU Wenxi, ZHANG Lei, et al. Research on the water quality simulation of the Dongliao River based on WASP [J]. China Rural Water and Hydropower, 2011(12): 26-30. (in Chinese))

[19] 王旭东,刘素玲,张树深,等.白洋淀水域 WASP 富营养化模型改进研究[J].环境科学与技术,2009,32(10):19-24. (WANG Xudong, LIU Suling, ZHANG Shushen, et al. Improvement of WASP eutrophication model in Baiyangdian Water Area [J]. Environmental Science & Technology, 2009, 32(10): 19-24. (in Chinese))

[20] 秦洁,吴献花,高卫国,等.杞麓湖叶绿素 a 与水质因子时空分布特征及相关性研究[J].安徽农业科学,2012,40(1):345-348. (QIN Jie, WU Xianhua, GAO Weiguo, et al. Study on temporal and spatial distribution characteristics of Chl-a and water quality factors in Qilu Lake and their correlations [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2012, 40(1): 345-348. (in Chinese))

(收稿日期:2017-11-26 编辑:熊水斌)