

城镇水系统研究与应用

赵柯, 康瑞鹏, 王琪, 等. 基于 MIKE11 模型的南方典型雨源型河流水质模拟[J]. 净水技术, 2024, 43(12): 148-159.

ZHAO K, KANG R P, WANG Q, et al. Water quality simulation for southern typical rain-source rivers based on MIKE11 model[J]. Water Purification Technology, 2024, 43(12): 148-159.

基于 MIKE11 模型的南方典型雨源型河流水质模拟

赵柯^{1,2}, 康瑞鹏^{1,2}, 王琪², 冯亮², 董文艺², 孙飞云^{2,*}

(1. 中国市政工程西南设计研究总院有限公司, 四川成都 610213; 2. 哈尔滨工业大学<深圳>土木与环境工程学院, 广东深圳 518055)

摘要 雨源型河流水环境容量小、生态系统脆弱, 易受到人类的活动和降雨的强烈干扰, 可能导致流域水资源短缺和水体污染严重等环境问题。目前, 尚缺乏涵盖雨源型河流污染物识别和水质模拟的系统性研究。文章以南方某雨源型河流(PS河)为研究对象, 建立 MIKE11 水动力学(HD)、对流扩散模块(AD)模型, 并与 MIKE11 水生态(ECOLab)模块模型进行耦合, 对水化学参数、污染物时空变化进行分析, 识别出主要污染物, 明确污染物时空变化规律。结果表明, 影响该雨源型河流的主要污染物为 TN、TP 及氨氮。其中, 氨氮和 TP 雨季浓度高于旱季, COD_{Cr} 和 TN 旱季浓度较高, 下游段水质受降雨径流影响较大。全流域水量和水质模型的相对误差均值分别为 14.5% 和 12.5%, 纳什系数均值分别为 0.73 和 0.78, 说明模型模拟精度较好。ECOLab 模块中 BOD₅ 模拟的相对误差和不确定性最高, DO 模拟的相对误差和不确定性最低。研究有助于实现雨源型河流的高精度模拟。

关键词 雨源型河流 MIKE11 模型 污染物识别 水生态模块 模型模拟

中图分类号: X52 **文献标识码**: A **文章编号**: 1009-0177(2024)12-0148-12

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2024.12.017

Water Quality Simulation for Southern Typical Rain-Source Rivers Based on MIKE11 Model

ZHAO Ke^{1,2}, KANG Ruipeng^{1,2}, WANG Qi², FENG Liang², DONG Wenyi², SUN Feiyun^{2,*}

(1. Southwest Municipal Engineering Design and Research Institute of China, Chengdu 610213, China;

2. School of Civil and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Shenzhen 518055, China)

Abstract Rain-source rivers have small water environment capacity, fragile ecosystems, and are susceptible to strong disturbance by human activities and rainfall, which may lead to environmental problems such as water shortage and serious water pollution in the basin. At present, there is a lack of systematic studies covering the pollutant identification and water quality simulation of rain-source rivers. In this paper, the MIKE11 hydrodynamics (HD) module and convective diffusion (AD) module were established based on a rain-source river (PS River) in southern China, and coupled with the MIKE11 water ecology (ECOLab) module. The main pollutants of the river were identified based on hydrochemical parameters and their temporal and spatial variations were analyzed to clarify the regular pattern. The results showed that the main pollutants affecting the rain-source river were TN, TP and ammonia nitrogen. The concentrations of ammonia nitrogen and TP in the rainy season were higher than those in the dry season, and the concentration of COD_{Cr} and TN in the dry season were higher. Besides, the water quality in the downstream section was greatly affected by rainfall runoff. The relative errors of the water quantity and water quality models in the whole basin were 14.5% and 12.5%, respectively, and the Nash coefficients were 0.73 and 0.78, respectively, indicating that the simulation accuracy of the model is good. The relative error and

[收稿日期] 2024-02-03

[基金项目] 国家自然科学基金项目(52070053, 42277376); 深圳市科技创新委员会项目(KCXFZ202002011006362)

[作者简介] 赵柯, 硕士, 高级工程师, 研究方向为给排水水厂、管网系统的咨询、设计。

[通信作者] 孙飞云(1982—), 男, 博士, 教授, 研究方向为膜分离技术及其过程开发、污水处理和资源化、饮用水深度处理、城市雨水利用技术等, E-mail: sun_fy@hit.edu.cn。

uncertainty of the BOD₅ simulation were the highest, and the relative error and uncertainty of the DO simulation were the lowest. This study is helpful to realize the high-precision simulation of rain-source rivers.

Keywords rain-source river MIKE11 model pollutant identification ECOLab model simulation

我国南方较多城市的河流属于雨源型河流,该类河流水质水量具有鲜明的季节性波动特征,旱季河流基流水量较小,雨季河道流量水位激增。水环境容量偏小、生态脆弱、易受到人类活动和降雨的强烈干扰,容易造成流域水资源短缺和水体污染问题^[1-2]。因此,综合整治雨源型河流,开展雨源型河流水质评估分析等工作具有重要意义。影响雨源型河流水质水量的因素包括雨污管网、降雨径流、点源排放及面源污染等,现有的雨源型河流水质水量分析方法仅关注流域中部分点位的达标情况,无法对各类影响因素进行整体性分析,难以明确全流域水质水量变化规律^[3-4]。因此,为进一步揭示雨源型河流全流域水质水量波动规律,需要构建适用于雨源型河流的水质水量模型。

MIKE 系列模型是普遍使用的水质模型,具有模型精度高、通用性强等特点。Ao 等^[5]基于 MIKE 软件建立城市再生水水质分析模型,研究再生水补水对城市水质和水体透明度的总体影响,为解决缺水地区因再生水量低造成的水质差问题提供优化途径,证明了利用再生水补充城市内河道的可行性。MIKE11 模型在内陆河流域以及灌溉湿地系统等方面应用广泛,该模型功能强大且操作简单,在分析河流域水质情况、污染物迁移转化及浓度含量预测等方面具有较好的精确度。此外,相对于雨源型河流的长度来说,其水深及河宽可忽略不计,符合一维水质水力模型。而 MIKE11 模型能够用于一维非恒定流水量、水质及生态模拟过程,具有不确定性分析和自动率定等功能,便于模型的构建与率定。因此,基于 MIKE11 模型特点及雨源型河流情况,研究以南方某典型雨源型河流为研究对象,首先采用水质参数分析法识别河流水体主要污染物,建立水质水量模型,全面分析该雨源型河流整体水动力和水质分布情况,为后续雨源型河流水质提升方案体系的构建提供模拟和验证平台。

1 材料与方 法

1.1 研究区域及采样方案

1.1.1 研究区域

南方某雨源型河流(PS 河)位于南方某城区,

属东江流域,流域面积为 133 km²,河流总长为 24.7 km。PS 河流域内共有一级支流 11 条,二级支流 3 条^[6]。根据深圳气象台资料统计分析,PS 河流域多年平均降雨量为 2 073.5 mm,雨量主要集中在 4 月—9 月,约占全年雨量的 85%,多年平均蒸发量为 1 345.7 mm,年径流量为 1.5 万~2.3 万 m³,河道水量来源中降雨径流量占比为 47%,天然基流量占比为 12%,PS 河位于雨源型产流区,属于典型的雨源型河流。

1.1.2 流域水样采集

(1)水样采集装置

研究选用规格为 2 L 的有机玻璃采样器,采样绳为长度 6~10 m 的塑料绳,整体装置适用于除细菌指标与油类以外的水质样品采集过程。

(2)采样方案

设置背景断面、对照断面、控制断面和削减断面来评价完整江河水系的水质情况^[7],研究区域水质采样点位如图 1 所示。其中 B 表示背景断面,D 表示对照断面,K 代表控制断面,X 代表削减断面。根据河流采样频次要求,PS 河水质监测采样频率设定为每月一次,共计 12 次。期间若发生重现期为 0.5 年及以上的暴雨,可在暴雨后进行采样。



图 1 PS 河采样点分布

Fig. 1 Distribution of Sampling Points along PS River

(3)样品的保存与管理

对需要过滤处理的水样,采样后立即过滤以除去其中的悬浮物、沉淀物、藻类及其他微生物;采样时使样品充满容器至溢流,同时控制溶液 pH。测定

金属离子的水样用硝酸(HNO₃)酸化至 pH 值为 1~2, 测定 COD_{Cr}、氨氮时用硫酸(H₂SO₄)调节 pH 值≤2。

1.2 MIKE11 模型基本原理

MIKE11 模型可用于多种水环境的一维水质水量分析过程,包括单一河流、复杂河网及灌溉系统等。通过模拟河流的水质、水位流量及泥沙传输等情况,MIKE11 模型可为流域水环境管理、敏感点分析及防洪提供指导,主要包含以下基本模块。

1.2.1 水动力学(HD)模块

HD 模块采用有限差分格式对圣维南方程组进行数值求解,模拟水文特征值(水位和流量),按顺序间隔布置水位点和流量点,并采用 Abbot 六点隐式差分格式求解中心点的水位和流量^[8]。HD 模块是 MIKE11 模型的基础模块,可在其基础上耦合其他模块进行计算模拟。圣维南方程组中的水流连续方程和动量方程如式(1)~式(2)。

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} = q \quad (1)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{Q^2}{A} \right) + gA \frac{\partial h}{\partial x} + g \frac{|Q|Q}{C^2AR} = 0 \quad (2)$$

其中: x ——计算点空间坐标;

t ——计算点时间坐标;

A ——断面横截面积, m²;

Q ——流量, m³/s;

q ——侧向入水流量, m²/s;

C ——谢才系数, m^{1/2}/s;

R ——水力半径, m;

g ——重力加速度, m/s²。

1.2.2 降雨径流(NAM)模块

NAM 模块可用于计算集水区域因降雨所产生的径流量,并将其计算结果作为旁侧入流数据输入至 MIKE11 的 HD 模块中。NAM 模块通过核算代表降雨径流过程的多个相互关联的水量数据进行模拟计算,其中每个水量数据代表集水区域的不同物理要素。NAM 模块以降水、潜在蒸发量和温度为驱动力,模拟积雪融化、土地截留、实际蒸散量、地表径流、地下水补给和基流等过程。NAM 模块参数可根据集水区域的自然地理特征、气候和土壤特征等进行推测,但为了准确设定模型参数,该模型可根据实测径流数据对参数进行自动率定与校准。

1.2.3 对流扩散(AD)模块

AD 模型能够模拟水中可溶性物质和悬浮物的输送过程^[9],一维河流水质的基本方程和对流扩散系数的经验公式分别如式(3)~式(4)。

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) - KC \quad (3)$$

$$E_x = aV^b \quad (4)$$

其中: C ——模拟物质的质量浓度, mg/L;

u ——河流平均流速, m/s;

E_x ——扩散系数;

V ——该处水体实际流量, m³/s;

K ——模拟物质的一级衰减系数, d⁻¹;

x ——计算点空间坐标;

a, b ——用户设定的系数。

1.2.4 水生态模块

MIKE11 中的生态(ECOLab)模块可与 HD 模块、AD 模块进行耦合,模拟水体中各类水质反应过程^[10],如 BOD₅-DO 浓度变化、污染物转换降解及重金属污染模拟等。ECOLab 模块可根据用户设定模拟 BOD₅-DO 过程中各类污染物变化过程,并且体系中也可模拟氮、磷及大肠杆菌等污染物的反应过程。该模块还可将 BOD₅ 各形态相互转化过程、含氮污染物各形态转化及含磷污染物各形态转化等纳入计算体系中(图 2)。上述过程涉及到的方程如式(5)~式(7)^[11]。

$$P_c = \frac{dc}{dt} = \sum_{i=1}^n P_i \quad (5)$$

$$X_d = -K \cdot C_{\text{COD}} \cdot \vartheta^{(T-20)} \cdot \frac{C_{\text{DO}}}{C_{\text{DO}} + H_S - C_{\text{COD}}} \quad (6)$$

$$\frac{dC_{\text{NH}_3}}{dt} = Y_{\text{COD}} - N - P_U - B_U \quad (7)$$

其中: P_c ——ECOLab 水质模型当中的过程表达式;

$C_{\text{COD}}, C_{\text{DO}}, C_{\text{NH}_3}$ ——COD_{Cr}、DO、NH₃ 的质量浓度, mg/L;

n ——状态标量所涉及的过程数;

P_i ——涉及的所有反应过程;

X_d ——COD_{Cr} 降解速率, mg/(L·s);

K ——COD_{Cr} 降解速率常数, s⁻¹;

ϑ ——硝化温度系数;

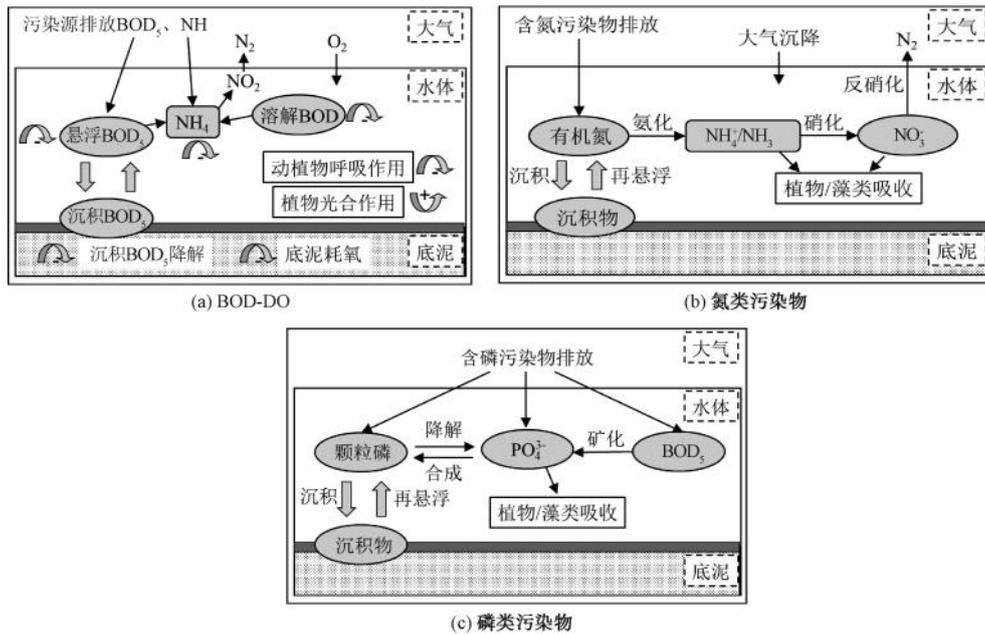


图 2 ECOLab 模块中各类污染物的变化

Fig. 2 Changes of Various Pollutants in ECOLab Module

- H_s —— COD_{Cr} 半饱和氧质量浓度, mg/L;
- t ——水温, $^{\circ}C$;
- Y_{COD} ——有机物生产氮氮量, mg;
- N ——硝化过程消耗量, mg;
- P_U ——植物吸收量, mg;
- B_U ——微生物吸收量, mg。

1.3 雨源型河流模型构建及参数率定

本研究根据国家开放平台深圳市 PS 河 2016 年—2019 年水质水量数据对 MIKE11 模型进行模拟计算和参数率定, 采用 2020 年—2021 年实测水质水量数据进行模型的准确度校验。

1.3.1 水动力模块构建及参数率定

(1) 河网构建

模型模拟 PS 河干流和 11 条支流全流域, 流域面积约为 133 km^2 , 河流总长为 24.7 km, 河网概化如图 3 所示 (绿色框色为支流起点位置)。河网现状根据深圳水务局及设计院相关文件确定。

(2) 断面文件生成

河流断面能够反映河床的变化情况, 包括渐宽段、渐缩段、高差较大处等特征断面; 断面文件包含断面形状、高程及河道宽度等信息, 根据 MIKE11 手册将 PS 河全流域进行断面文件转化, 累计生成 453 个断面, 各流段断面情况如表 1 所示。

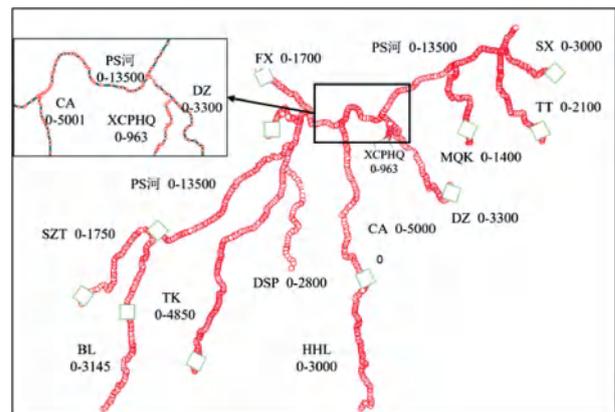


图 3 PS 河一维河网概化图

Fig. 3 One-Dimensional River Network Generalization along PS River

(3) 时间序列文件生成

时间序列文件包括水深、流量、污染物浓度、降雨量及降雨径流量等信息。MIKE11 模型的时间间隔根据原始数据确定, 输入数据总数和开始时间获得时间序列文件分布情况。

(4) 边界设置

边界设置同时考虑水动力模块及水质扩散模块的边界条件, 输入各支流基流量、基流水质、流域末端水位、全流域水量、汇入流域水量水质情况等数据。本次模拟根据 PS 河流域实际情况进行边界条

表 1 PS 河建模断面划分

Tab. 1 Cross Section Division of PS River Modeling

河流名称	断面数量
PS 河干流	122
BL	11
SZT	23
TK	14
FX	13
XH	48
CA	29
DZ	20
XCPHQ	18
SJPHQ	42
MQK	32
TT	20
SX	33
DSP	14
HHL	14

件设定,外部边界将流域所有净化站、污水厂、流域内湿地等水质水量数据均导入模型进行计算(图 4)。模型的边界条件数据来源于两方面。一方面是对历史数据的收集整理,如流域内所有净化站、人工湿地、污水处理厂每日排放水质水量数据,河口关键点位一周测数据,下游省控断面水位长时间序列的水质水量数据等。另一方面,数据来源于作者的实际采样过程,包含对全流域 20 个点位的年度水质水量数据和各降水分区的降雨量数据。



图 4 PS 河外部边界

Fig. 4 External Boundary along PS River

(5) 参数设置

水动力模块需对河道的初始水位和流量等初始条件及河道粗糙率(n)进行设定,初始条件应与河

道实际相似,将模型的 n (即曼宁系数)设定为 0.03。

1.3.2 降雨径流模块构建及参数率定

为提高模型模拟精度,在降雨径流模块中按照雨水集水分区和支流情况划分为多个区域进行模拟,分别计算各集水区域面积。在 MIKE11 河网文件中新建子流域,将各降雨径流区内沿河截污箱涵口简化为沿河点源作为模型输入,并对各子流域名称、面积、开始位置、结束位置等进行设定。降雨数据来源为深圳市政府数据开放平台官方网站上历史风力降雨量结果表,其中包含 8 个深圳自动监测站雨量站数据;蒸发数据来源为深圳市政府数据开放平台官方网站上的国家基本气象站历史数据,各集水区域降雨和蒸发数据根据距离选择最近的气象站数据进行模拟研究。依据 2016 年—2019 年深圳市气象局实测数据对模型进行率定,经模型率定后参数值设定情况如表 2 所示。

表 2 降雨径流模块参数设定

Tab. 2 Parameters Setting of Rainfall Runoff Module

参数	名称	取值	本研究取值
U_{max}	地表储水层最大含水量	10~25 mm	19 mm
L_{max}	土壤层/根区最大含水量	50~300 mm	269 mm
C_{QOF}	坡面流系数	0~1	0.47
C_{KIF}	壤中流排水常数	500~1 000 h	878 h
TOF	坡面流临界值	0~1	0.85
TIF	壤中流临界值	0~1	0.69
TG	地下水补给临界值	0~1	0.59
CK_{12}	坡面流和壤中流时间常量	3~48 h	32 h
CK_{BF}	基流时间常量	500~5 000 h	701 h

1.3.3 对流扩散模块构建及参数率定

在水动力模块生成的水力条件基础上,对河流中溶解性和悬浮性物质的一维对流扩散方程求解模拟。将模型模拟值与实际值进行对比,计算模型效果。经参数率定后,本研究模型具体参数设定如表 3 所示,该过程能够明确污染物时空变化规律并预测污染物浓度随时间的变化情况。

1.3.4 ECOLab 模块构建及参数率定

ECOLab 模块主要研究 BOD_5 、 DO 、氨氮、 NO_3^- -N、TP 等污染物,考虑温度、水深、流速、光合作用产

表3 对流扩散模块参数设定

Tab. 3 Parameters Setting of Convective Diffusion Module

时期	衰减系数/(d ⁻¹)			扩散系数/ (m ² ·s ⁻¹)
	COD _{Cr}	氨氮	TP	
旱季	0.35	0.15	0.03	1.5
雨季	0.55	0.27	0.07	

生氧气量、沉降性 COD_{Cr}、悬浮性 COD_{Cr} 等因素,模型主要参数结果如表 4 所示。

表4 水生态模块参数设定

Tab. 4 Parameters Setting of Water Ecology Module

水质参数	率定结果/(d ⁻¹)
COD _{Cr} 降解速率	0.5~1.0
BOD ₅ 降解速率	0.1~0.2
硝化反应速率	0.05~0.10
反硝化反应速率	0.1~0.2

1.4 检测分析方法

试验期间监测 PS 河流的 6 项水质指标 (COD_{Cr}、BOD₅、TN、TP、氨氮、DO),以明确分析各季节雨源型河流的水质情况,水质指标的检测方法如表 5 所示。

1.5 水质分析模型的构建

1.5.1 构建思路

选用水质参数分析法对水化学参数、污染物时空变化进行分析,识别主要污染物,明确污染物时空变化规律,为后续模型分析提供数据支撑。基于此,对雨源型河流的河网形态、断面结构、边界条件、降雨径流等数据进行汇总整理,随后构建雨源型河流水质水量模型,根据监测站数据对模型进行参数率定和模型的准确性检验。对雨源型河流水质水量分层次、分水期分析(图 5),全面了解雨源型河流的水

表5 常规水质指标检测方法

Tab. 5 Determination Methods of Conventional Water

Quality Indices		
检测指标	检测方法	参考环境标准
COD _{Cr}	重铬酸盐法	《水质 化学需氧量的测定 重铬酸盐法》(HJ 828—2017)
BOD ₅	稀释与接种法	《水质 五日生化需氧量(BOD ₅)的测定 稀释与接种法》(HJ 505—2009)
TN	碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法	《水质 总氮的测定 碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法》(HJ 636—2012)
TP	钼酸铵分光光度法	《水质 总磷的测定 钼酸铵分光光度法》(GB/T 11893—1989)
氨氮	纳氏试剂分光光度法	《水质 氨氮的测定 纳氏试剂法》(HJ 535—2009)
DO	溶解氧测试仪	《水质 溶解氧的测定 碘量法》(GB 7489—1987)

质水量情况。

1.5.2 分析方法

根据雨源型河流全流域采样结果,根据式(8)计算各污染物的断面超标率,断面超标率最大的 3 项即为主要污染物^[12-13]。

$$P = \frac{N_2}{N_1} \times 100\% \quad (8)$$

其中: P ——断面超标率;

N_1 ——河流断面数;

N_2 ——超过 IV 类标准限制的断面数。

比较污染物浓度值分析同一断面水质变化趋势,对比断面浓度均值评价不同时空水质变化规律。MIKE11 模型的准确性验证通过模拟水质数据参数

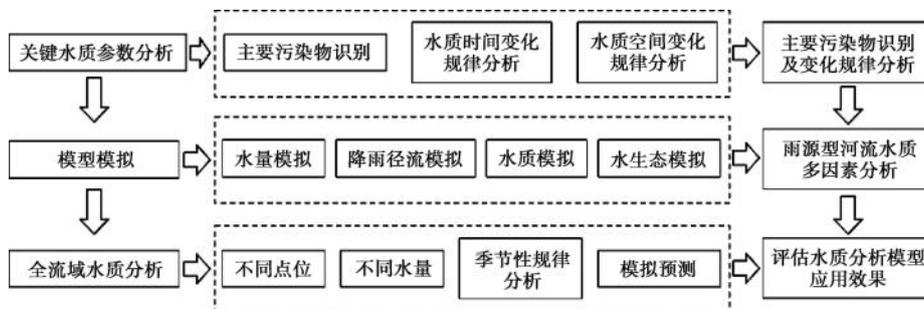


图5 雨源型河流水质建模思路

Fig. 5 Water Quality Modeling for Rain-Source Rivers

和模型参数进行,模型评价指标包括绝对误差(AE)、相对误差(RE)、均方根误差(RMSE)、相对均方根误差(rRMSE)、纳什系数(NSEC)、麦氏指数(Morris)和GLUE算法分析,综合验证模型的准确性和可靠性。其中,rRMSE衡量预测值与实测值之间的偏差在实测值中占比,NSEC用于验证模拟结果好坏,一般认为rRMSE ≤ 20%且NSEC ≥ 0.5时,模型是可靠的。Morris方法采用10%的步长对参数进行扰动,根据不同的模型参数计算模型波动程度,GLUE方法采用NSEC作为似然判据。

2 结果与讨论

2.1 雨源型河流水质特征分析

2.1.1 河流主要污染物识别

PS河全流域主要污染物识别过程选取2021年—2022年的实际采样数据,通过计算不同游段污染物超标断面数量确定其主要污染物,分析结果如图6所示。PS河全流域COD_{Cr}浓度如图6(a)所示:上游段COD_{Cr}均值为10.3 mg/L,中游段COD_{Cr}均值为14.2 mg/L,下游段COD_{Cr}均值为14.4 mg/L。PS河从上游至下游COD_{Cr}浓度呈升高趋势,COD_{Cr}浓度较低,基本稳定达标。氨氮浓度如图6(b)所示,PS河氨氮均值为0.83 mg/L,但干流中、下游段及部分支流均值高于标准值(1.5 mg/L),且

部分支流的氨氮浓度处于劣V类,断面超标率为15%,故氨氮为该流域主要污染物。TP浓度如图6(c)所示,PS河流域TP均值为0.15 mg/L,干流中、下游段及部分支流均值高于标准值(0.3 mg/L),部分支流的TP浓度为劣V类。断面超标率为15%。此外,下游末端处(PSH10处)为省控断面,该处TP超标风险较大,故将TP作为主要污染物进行研究。TN浓度如图6(d)所示,全流域TN均未达到地表IV类水标准。分析历史数得:PS河干流上游至下游TN浓度逐渐升高,旱季TN浓度明显高于雨季,波动较大,为现阶段主要污染物。综上所述,氨氮、TP和TN为现阶段该河流的主要污染物。

2.1.2 河流水质时间变化规律分析

选取PS河干流下游段采样点的历史数据进行水质时间变化规律分析。结果如图7所示:PS河下游段的COD_{Cr}和氨氮浓度均低于地表IV类水标准要求(30 mg/L和1.5 mg/L),处于较低水平;TN浓度近3年均高于地表IV类水标准要求(1.5 mg/L);TP浓度接近地表IV类水标准要求(0.3 mg/L),需加强监测。此外,该河流雨季氨氮和TP浓度普遍高于旱季,COD_{Cr}和TN的浓度旱季较雨季高,这是由于PS河属于典型的雨源型河流,具有鲜明的季节性波动特征,其径流量主要源于降

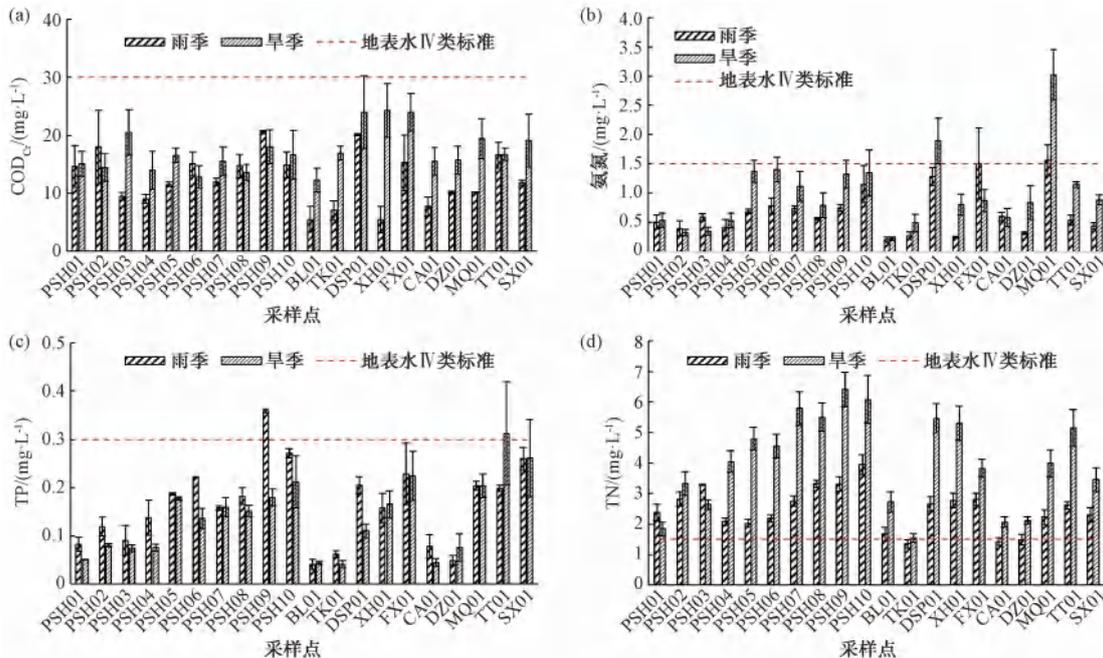


图6 PS河全流域污染物浓度分析

Fig. 6 Analysis of Pollutants Concentration in the Whole Basin along PS River

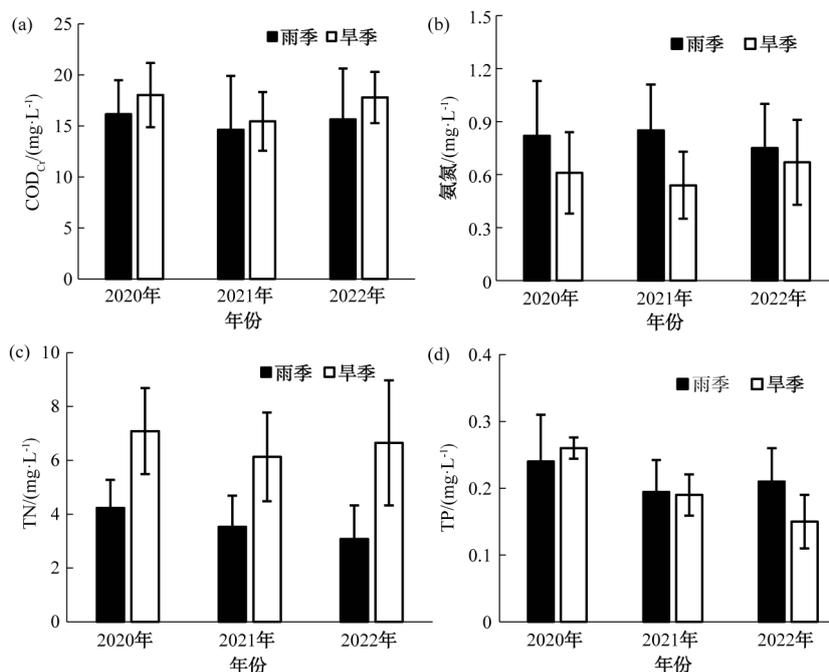


图7 PS河水质时间变化规律分析

Fig. 7 Temporal Variation Analysis of Water Quality along PS River

水,旱季河流基流量较小,雨季河道流量水位可激增至数倍,污染物迁移率雨季较旱季更高,浓度低。

2.1.3 河流水质空间变化规律分析

选取2020年—2022年深圳市生态环境局PS河水质水量数据,分析对比河流水质空间变化规律,结果如图8所示。由图8(a)可知:PS河流上游段氨氮浓度较低,中、下游段氨氮浓度略高于上游段,全流域氨氮浓度季节性波动明显,除TK支流不满足地表水IV类水标准外,其余河流段均满足要求。雨季需注意干流末端氨氮达标情况,旱季需着重注意TK、XH、TT等支流。由图8(b)可知:TN在中游段即表现出较高浓度,表明PS河中游段TN主要来源为中游段的部分支流。中游段与下游段分布类似,下游段浓度略高,并且上游段雨季TN浓度较高,下游段旱季较高。根据TN历史数据分析可得:PS河全流域TN均未达到地表水IV类水标准,为现阶段主要污染物,且TN全流域空间变化规律不明确,需进一步建立模型,明确其变化规律。由图8(c)可知:TP背景值较低,PS河干流自上向下TP浓度不断提高,下游段TP浓度较高;PS河干流TP主要来源为XH、FX、TT、SX等支流汇入,并且下游段还受到降雨径流溢流入河的影响。说明下游段的

农田等下垫面因素,受降雨冲刷影响,会导致氮、磷等污染物进入河流,导致河流水质污染加剧。并且下游段选取采样点为交界断面,其水质波动影响较大,需着重注意氮、磷等污染物来源,采取适当措施减小污染物浓度。

2.2 模型验证过程

2.2.1 雨源型河流水量模型验证

将PS河2020年1月1日—2021年12月31日的实测数据作为模型准确度校验数据,PS河流域被划分为上游段、中游段、下游段和支流4个验证点进行模拟结果校验。分析发现PS河上游流量全年均低于 $1\text{ m}^3/\text{s}$,流量较小;中游旱季流量在 $0.5\sim 1.5\text{ m}^3/\text{s}$,雨季流量在 $1.0\sim 2.0\text{ m}^3/\text{s}$;下游旱季流量在 $1.5\sim 4.0\text{ m}^3/\text{s}$,雨季流量在 $2.0\sim 4.5\text{ m}^3/\text{s}$,雨季波动明显高于旱季。模型的准确性通过对比模拟水位与实测水位、模拟流量与实测流量等数据进行验证。同时对模型的精度进行分析,验证结果如表6所示,河流水量模型在全流域的RE为 $11\%\sim 18\%$,均值为 14.5% ,rRMSE均值为 15.7% ,NSEC均值为 0.73 ,所建立的模型模拟精度良好,模型可靠。

2.2.2 雨源型河流水质模型验证

将MIKE11模型模拟结果与实际水质数据进行

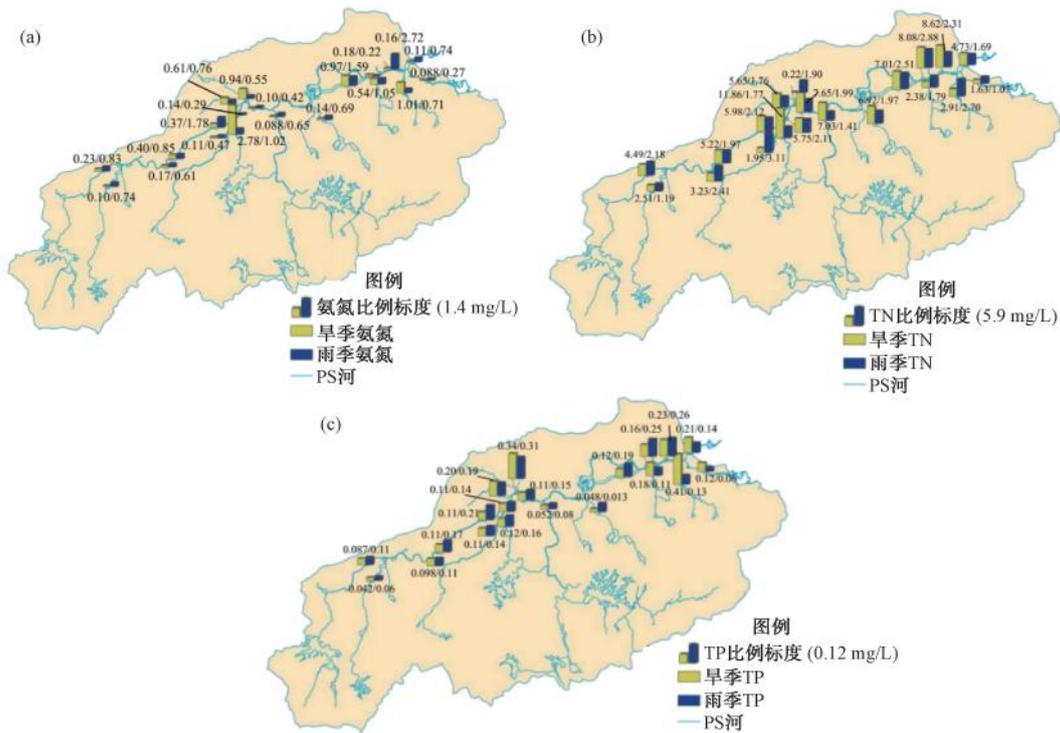


图 8 PS 河空间变化规律分析

Fig. 8 Temporal Variation Analysis of Water Quality along PS River

表 6 PS 河水量模型准确性验证结果

Tab. 6 Verification Results of Accuracy of River Water Flow Model along PS River

指标	上游段	中游段	下游段	支流(CA)
AE	0.18	0.31	0.38	0.21
RE	11%	16%	18%	13%
RMSE	0.32	0.41	0.52	0.28
rRMSE	9.8%	17%	23%	13%
NSEC	0.81	0.71	0.65	0.76

对比分析,PS 河流上游段水质模型验证结果如图 9 所示。水质模型全流域 RE 为 10%~15%,均值为 12.5%,rRMSE 均值为 8.8%,NSEC 均值为 0.78,如表 7 所示,模型模拟精度良好。

2.2.3 雨源型河流 ECOLab 模块验证

本研究中的 ECOLab 模块选用 MIKE Basin WQ model with oxygen 计算方法进行模拟计算,针对 BOD₅、DO、氨氮、NO₃-N、TP 等污染物进行模拟分析。模拟结果表明:PS 河全流域 BOD₅ 浓度较低,仅有 BL、DZ 等支流浓度较高;PS 河全流域的 DO 浓度较高。模型模拟结果与实际水质数据对比如图 10 所示。ECOLab 模块中水 BOD 模拟 RE 为 10%~

20%,rRMSE 为 14.3%,NSEC 为 0.51;DO 模拟 RE 为 7%,rRMSE 为 4.3%,NSEC 为 0.98,RE 较小,模型精度良好。

2.2.4 模型敏感性与不确定性分析

本研究采用 Morris 方法计算模拟模型的波动程度,在其他参数保持不变的情况下,根据 10% 的步长扰动规则,将某一参数的取值设置为初始值的 120%、110%、100%、90%、80%,模型粗糙率和扩散系数的灵敏度分析结果如表 8 所示:PS 河流全流域的粗糙率和扩散系数均属于中等灵敏参数,粗糙率灵敏度高于扩散系数。

此外,采用 GLUE 法对模型开展不确定性分析,其变量及取值范围如表 9 所示。将随机抽样生成的 1 000 组模型参数输入模型,对比分析模拟值与实测值,保留 NSEC 大于 0.7 的结果(表 10)。模型的不确定程度用有效率表示,有效率越大说明参数的波动对结果的影响越大,指标的不确定性越大。由表 9 可知,下游段 BOD₅ 不确定性最大,支流 DO 不确定性最小;5 种污染物中 BOD 不确定性最大,DO 不确定性最小(BOD₅>COD_{Cr}>TP>氨氮>DO)。

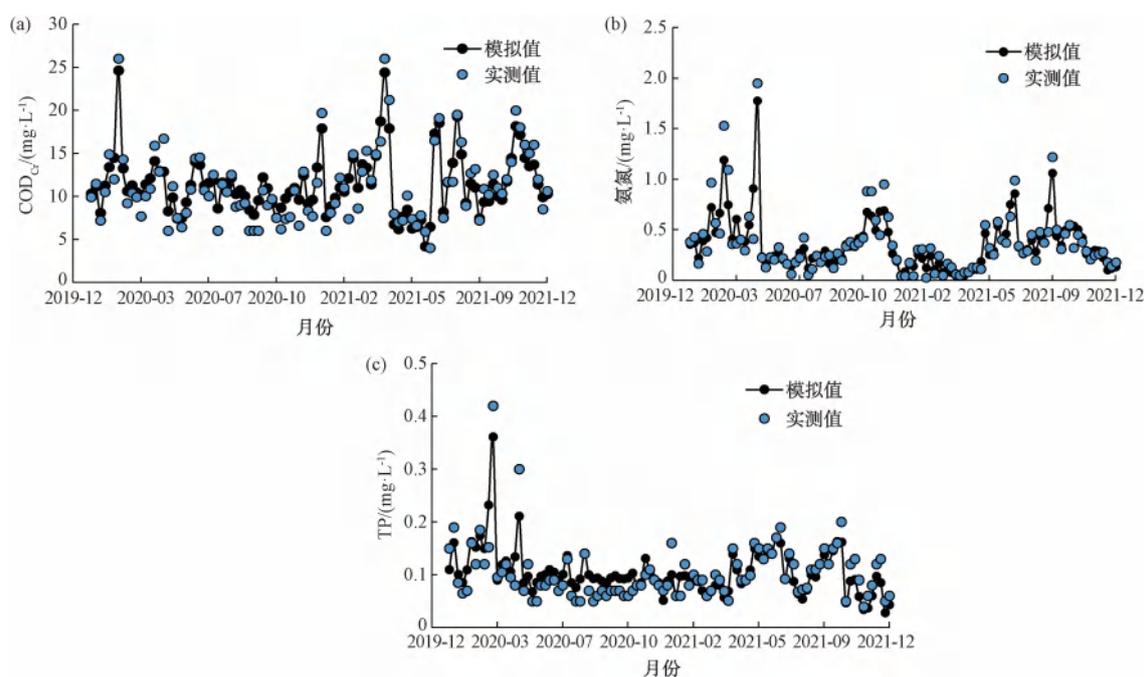


图9 PS河上游段水质模型模拟结果验证

Fig. 9 Verification Results of Simulation of Water Quality Model along PS River Upstream

表7 PS河水质模型准确性验证结果

Tab. 7 Verification Results of Accuracy of Water Quality

Model of PS River

指标	上游段	中游段	下游段	支流(CA)
AE	0.23	-0.12	-0.089	-0.92
RE	11%	9.8%	14%	15%
RMSE	1.56	1.25	3.32	2.58
rRMSE	7.1%	6.7%	15%	6.4%
NSEC	0.86	0.86	0.63	0.78

3 结论

依据 PS 河流全流域水质水量数据, 识别该流

域主要污染物, 并分析其水质水量随时间、空间变化规律, 深入了解 PS 河流情况。基于 MIKE11 基本模型原理, 采用 PS 河流 2016 年—2019 年数据构建能够精准模拟其水质水量情况模型, 并根据 2020 年—2021 年实测数据验证模型准确性, 为 PS 河流水质提升方案体系的构建过程提供指导。本研究获得的主要结论如下。

(1) PS 河中现阶段主要污染物为氨氮、TN 和 TP; 从时空分布上看, 氨氮和 TP 雨季浓度高于旱季, COD_{Cr} 和 TN 旱季浓度较高, 下游段水质受降雨径流影响较大。

(2) 基于 MIKE11 的水量模型全流域 RE 均值

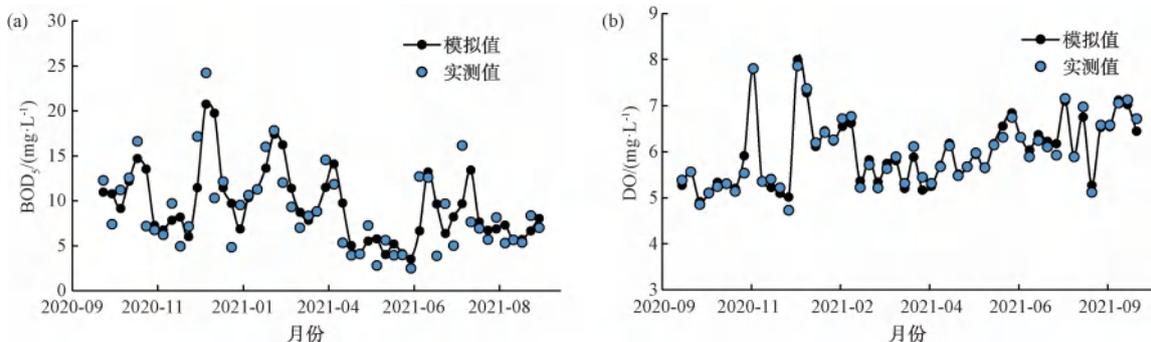


图10 PS河 ECOLab 模块模拟验证结果

Fig. 10 Simulation Verification Results of ECOLab Module of PS River

表 8 PS 河模型参数灵敏度

Tab. 8 Sensitivity of PS River Model Parameters

指标	上游段	中游段	下游段	支流(CA)
n	0.380	0.090	0.080	0.210
E_x	0.005	0.169	0.166	0.012

表 9 不确定分析中的变量

Tab. 9 Variables in Uncertain Analysis

参数	单位	初始值	取值
COD _{Cr}	mg/L	20	[10,30]
氨氮	mg/L	0.5	[0.25,0.75]
TP	mg/L	0.15	[0.075,0.225]
BOD	mg/L	10	[5,15]
DO	mg/L	7.0	[3.5,10.5]
n	-	0.033	[0.01,0.1]
E_x	m ² /s	5	[0,25]

表 10 不确定性分析中模拟结果的有效率

Tab. 10 Effective Rate of Simulation Results in the Uncertainty Analysis

项目	COD _{Cr}	氨氮	TP	BOD ₅	DO
上游段	40.0%	32.4%	51.0%	71.4%	13.3%
中游段	35.3%	21.6%	28.8%	78.3%	28.8%
下游段	64.7%	38.3%	56.9%	81.2%	36.7%
支流	41.2%	37.3%	37.3%	73.5%	7.80%

为 14.5%, rRMSE 均值为 15.7%, NSEC 均值为 0.73;水质模型全流域 RE 均值为 12.5%, rRMSE 均值为 8.8%, NSEC 均值为 0.78, 精度良好。ECOLab 模块 RE 为 10%~20%, rRMSE 低于 15%, DO 和 BOD₅ 的 NSEC 均值为 0.75, 精度良好。

(3) 全流域粗糙率的灵敏度高于扩散系数, 模型参数的不确定性由大到小分别为 BOD₅、COD_{Cr}、TP、氨氮、DO。

参考文献

[1] 韦必颖, 成建梅, 苏晓煜, 等. 深圳市 2015—2021 年雨源型河流水质时空变化及其对降雨的响应[J]. 环境科学, 2024, 45(2): 780-791.
WEI B Y, CHENG J M, SU X Y, et al. Spatial-temporal variation in water quality of rain-source rivers in Shenzhen from 2015 to 2021 and its response to rainfall[J]. Environmental Science, 2024, 45(2): 780-791.

[2] 毕业亮, 王华彩, 夏兵, 等. 雨源型城市河流水污染特征及

水质联合评价:以深圳龙岗河为例[J]. 环境科学. 2022, 43(2):782-794.

BI Y L, WANG H C, XIA B, et al. Pollution characterization and comprehensive water quality assessment of rain-source river: A case study of the Longgang River in Shenzhen [J]. Environmental Science, 2022, 43(2): 782-794.

[3] 王泽民, 王岩波, 沈昌明, 等. 基于水动力模拟的湖库水质改善案例应用[J]. 净水技术, 2021, 40(8):58-67.

WANG Z M, WANG Y B, SHEN C M, et al. Case application of water quality improvement in lakes and reservoirs based on hydrodynamic simulation [J]. Water Purification Technology, 2021, 40(8): 58-67.

[4] 苏芬芬, 韩帅, 顾嘉嘉, 等. 典型河流的水质评价及影响因素分析:以深圳龙西河和丁山河为例[J]. 净水技术, 2023, 42(4): 62-72.

SU F F, HAN S, GU J J, et al. Water quality evaluation and influence factors analysis of typical rivers: A case study of Longxi River and Dingshan River in Shenzhen [J]. Water Purification Technology, 2023, 42(4): 62-72.

[5] AO D, WEI L J, PEI L, et al. Simulation study on the optimisation of replenishment of landscape water with reclaimed water based on transparency [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2023, 20(5): 4141. DOI: 10.3390/ijerph20054141.

[6] 高祥宇. 基于 GIS 的深圳坪山河流域水质污染评价研究[J]. 智能城市, 2020, 6(7): 63-64.

GAO X Y. Research on water quality pollution evaluation of Pingshan river basin in Shenzhen based on GIS [J]. Intelligent City, 2020, 6(7): 63-64.

[7] 徐月清. 污水处理厂尾水作为河道补充水的探讨[D]. 上海: 华东师范大学, 2018.

XU Y Q. Discussion on the reuse of wastewater treatment plant effluent for river [D]. Shanghai: East China Normal University, 2018.

[8] CHI J, SUN Y, ZHANG Y, et al. MIKE11 model in water quality research of Songhua River in Jiamusi City [C]. Heilongjiang: IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 2020.

[9] DOULGERIS C, GEORGIU P, PAPANIMOS D, et al. Ecosystem approach to water resources management using the MIKE 11 modeling system in the Strymonas River and Lake Kerkini [J]. Journal of Environmental Management, 2012, 94(1):132-143.

[10] HAUSLER-COZMA D P, BEILICCI E, BEILICCI R, et al. Modeling of water quality evolution with advanced hydroinformatic tool. study case: Bega channel sector [C]. Ostrava: 4th World Multidisciplinary Civil Engineering-Architecture-Urban Planning Symposium (WMCAUS), 2019.

[11] 冯晨潇. 基于 MIKE11 EcoLab 合流制截留倍数选择的优化与

- 改进[D]. 合肥: 合肥工业大学, 2022.
- FENG C X. Optimization and improvement based on MIKE11 EcoLab confluence system cut-off multiple selection[D]. Hefei: Hefei University of Technology, 2022.
- [12] 王雪峰. 河流水质监测断面优化及污染溯源研究[D]. 大连: 大连理工大学, 2020.
- WANG X F. River water quality monitoring section optimization and pollution traceability [D]. Dalian: Dalian University of Technology, 2020.
- [13] 龚凌. 德州市水污染防治与水生态改善策略研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2015.
- GONG L. Water pollution control and aquatic ecosystem promotion in Dezhou District[D]. Qingdao: Ocean University of China, 2015.

(上接第 26 页)

- [56] ZHOU Z Z, CHEN L H, WU Q G, et al. The valorization of biogas slurry with a pilot dual stage reverse osmosis membrane process[J]. *Chemical Engineering Research & Design*, 2019, 142: 133–142. DOI:10.1016/j.cherd.2018.12.005.
- [57] ENGELHARDT S, VOGEL J, DUIRK S E, et al. Assessment of urea hydrolysis as a pretreatment strategy to improve total nitrogen rejection from urine using aquaporin-based membranes in forward osmosis[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2020, 34: 101135. DOI:10.1016/j.jwpe.2020.101135.
- [58] DUBE P J, VANOTTI M B, SZOGI A A, et al. Enhancing recovery of ammonia from swine manure anaerobic digester effluent using gas-permeable membrane technology[J]. *Waste Management*, 2016, 49(3): 372–377.
- [59] KHUMALO N, NTHUNYA L, DERESE S, et al. Water recovery from hydrolysed human urine samples via direct contact membrane distillation using PVDF/PTFE membrane [J]. *Separation & Purification Technology*, 2019, 211: 610–617. DOI:10.1016/j.seppur.2018.10.035.
- [60] NIELS L, HENRI S, JULES L B. Application of dynamic current density for increased concentration factors and reduced energy consumption for concentrating ammonium by electrodialysis[J]. *Water Research*, 2019, 163: 114856. DOI: 10.1016/j.watres.2019.114856.
- [61] ALBOROZ L L, MARDAR LUCIANO, BENVENUTI T, et al. Electrodialysis applied to the treatment of an university sewage for water recovery [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2019, 7(2): 102982. DOI: 10.1016/j.jece.2019.102982.
- [62] MIRIAM C, JUDIT O, MARC V, et al. Comparative assessment of raw and digested pig slurry treatment in bioelectrochemical systems[J]. *Bioelectrochemistry (Amsterdam, Netherlands)*, 2016, 110: 69–78. DOI:10.1016/j.bioelechem.2016.03.004.
- [63] ZEPELLI M, SIMONI M, PAIANO P, et al. Two-side cathode microbial electrolysis cell for nutrients recovery and biogas upgrading[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 370: 466–476. DOI:10.1016/j.cej.2019.03.119.
- [64] 吕秀平. 超声波吹脱—化学沉淀联合工艺预处理高浓度氨氮废水与综合利用研究[D]. 兰州: 兰州大学, 2009.
- LÜ X P. Research on pretreating ammonium-nitrogen wastewater with high concentration by the jion technology of ultrasonic stripping-chemical precipitation and comprehensive utilization [D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2009.
- [65] LUBENSKY J, ELLERSDORFER M, STOCKER K. Ammonium recovery from model solutions and sludge liquor with a combined ion exchange and air stripping process [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2019, 32: 100909. DOI: 10.1016/j.jwpe.2019.100909.
- [66] IPPERSIEL D, MONDOR M, LAMARCHE F, et al. Nitrogen potential recovery and concentration of ammonia from swine manure using electrodialysis coupled with air stripping [J]. *Journal of Environmental Management*, 2012, 95: S165–S169. DOI: 10.1016/j.jenvman.2011.05.026.
- [67] WU X, MODIN O. Ammonium recovery from reject water combined with hydrogen production in a bioelectrochemical reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 146: 530–536. DOI:10.1016/j.biortech.2013.07.130.
- [68] FANG K, PENG F, GONG H, et al. Ammonia removal from low-strength municipal wastewater by powdered resin combined with simultaneous recovery as struvite [J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2021, 15(1): 125–134.
- [69] GON H, WANG Z J, ZHANG X, et al. Organics and nitrogen recovery from sewage via membrane-based pre-concentration combined with ion exchange process[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 311: 13–19. DOI:10.1016/j.cej.2016.11.068.
- [70] LU Q, HAN P, CHEN F F, et al. A novel approach of using zeolite for ammonium toxicity mitigation and value-added Spirulina cultivation in wastewater[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 280: 127–135. DOI:10.1016/j.biortech.2019.02.042.