杨文心,梁众鑫,裴自成,等.基于 SWAT-WASP 的高寒流域水环境容量模拟分析——以洮河碌曲为例 [J]. 中国环境科学, 2025,45(9):5081-5092.
Yang W X, Liang Z X, Pei Z C, et al. Simulation analysis of water environmental capacity in an alpine watershed based on SWAT+WASP: A case study of Luqu Section of Tao River [J]. China Environmental Science, 2025,45(9):5081-5092.

基于 SWAT-WASP 的高寒流域水环境容量模拟分析——以洮河碌曲为例

杨文心[1*],梁众鑫[1],裴自成[1],雷俊辉[2] (1.兰州大学资源环境学院,甘肃 兰州 730000；2.兰州大学信息科学与工程学院,甘肃 兰州 730000)

摘要：针对高寒脆弱河流水环境容量受水文-生物地球化学耦合过程制约,缺乏量化研究的问题,以洮河部分河段为研究对象,基于 SWAT(Soil and Water Assessment Tool)模型模拟流域径流特征,结合 WASP(Water Analysis Simulation Program)模型分析河流水环境指标构建 SWAT-WASP 耦合水质模型,建立水环境容量定量计算框架,定量评估青藏高原东北缘高寒流域水环境容量时空分布特征.模型模拟结果与实测数据具有良好的一致性,在水流量、径流深等方面相关系数均达到 0.6 以上; Ⅰ类水质标准下 BOD、TP 和 DO 的年水环境容量分别为 157.6、2.067 和 221.8t,而 TN 需放宽至Ⅳ类标准,年水环境容量为 50.38t;对于BOD、TP 和DO 的水环境容量,空间维度显示上游为下游的9.9%~10.3%,时间维度显示 1 月(枯水期)为 7 月(丰水期)的 10.1%~34.2%,分别凸显了高寒脆弱流域水动力条件和季节性水文驱动的主导作用,明确高寒脆弱流域可持续发展阈值;以 TN 为优先管控限制因子,提出时空协同分配策略,为高寒脆弱型水源区适应性水质管理提供科学依据.

关键词：水环境容量；水质模型；洮河流域；SWAT 模型；WASP 模型
中图分类号：X26,X522 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)09-5081-12

Simulation analysis of water environmental capacity in an alpine watershed based on SWAT+WASP: A case study of Luqu Section of Tao River. YANG Wen-xin[1*], LIANG Zhong-xin[1], PEI Zi-cheng[1], LEI Jun-hui[2] (1.College of Earth and Environmental Sciences, Lanzhou University, Lanzhou 730000, China；2.School of Information Science & Engineering, Lanzhou University, Lanzhou 730000, China). *China Environmental Science*, 2025,45(9)：5081~5092

Abstract：The water environmental capacity of alpine fragile rivers, constrained by hydrological-biogeochemical coupling processes, has long lacked robust quantitative investigations. Herein, we selected specific reaches of the Taohe River as the study area, leveraging the SWAT (Soil and Water Assessment Tool) model to simulate watershed runoff dynamics, and integrating the WASP (Water Analysis Simulation Program) model for analyzing riverine water quality indicators. A coupled SWAT-WASP water quality model was thereby constructed, accompanied by the establishment of a quantitative calculation framework for water environmental capacity, to assess the spatiotemporal patterns of water environmental capacity in the alpine watershed at the northeastern margin of the Qinghai-Tibet Plateau. Model simulations exhibited strong concordance with measured data, with correlation coefficients exceeding 0.6 for water discharge and runoff depth. Under Class Ⅰ water quality standards, the annual water environmental capacities for BOD, TP, and DO were 157.6, 2.067, and 221.8 tons, respectively; in contrast, TN required relaxation to Class Ⅳ standards, yielding an annual capacity of 50.38 tons. Spatially, the water environmental capacities of BOD, TP, and DO in the upstream section accounted for 9.9%~10.3% of those in the downstream, while temporally, their capacities in January (dry season) represented 10.1%~34.2% of those in July (wet season). These findings underscore the dominant roles of hydrodynamic conditions and seasonal hydrological drivers in alpine fragile watersheds, defining the sustainable development thresholds for such systems. With TN identified as the priority control factor, a spatiotemporally coordinated allocation strategy is proposed, offering a scientific foundation for adaptive water quality management in alpine fragile water source regions.

Key words：water environmental capacity；water quality model；Taohe River Basin；SWAT model；WASP model

高寒流域具有显著的季节性冻融循环、强烈的太阳辐射、剧烈的日温差和独特的水文生物地球化学过程.高寒地区河流因其独特的地理环境和脆弱的生态特征,对气候变化和人类活动的影响尤为敏

收稿日期：2025-03-15
基金项目：甘肃省哲学社会科学规划项目(2024ZX022);西北师范大学基本科研业务费专项资金资助项目(202403102101)
* 责任作者, 320220948081@lzu.edu.cn

感.随着全球气候变化及人类活动的加剧,高寒脆弱河流面临日益严重的水环境质量退化问题[1-4],这对其生态平衡和水资源可持续利用构成了严峻挑战.

环境容量作为环境科学中的核心概念,是指在特定环境条件下,环境系统承受和同化污染物或人类干扰而不导致不可逆生态损害的最大阈值[5-6];在水资源管理领域,环境容量被认为是污染控制和环境保护的重要科学依据[7-8].当前,水环境容量被定义为在一定的环境目标下,水体所能容纳的最大污染物含量或污染物负荷[9-11],对于水环境管理、生态系统保护和区域可持续发展具有重要意义[12-14].水环境容量受多种因素影响,包括水生生物、水文条件、污染物特性、水环境质量标准等[15-16].在水环境容量研究方面,SWAT 模型(水土评价工具)作为一种集水文、土壤和作物生长于一体的综合模型[17],已被广泛应用于不同尺度的流域过程模拟[18-21].其采用 HRU(水文响应单元)作为计算单位,能够全面模拟水文及相关物质的运输转化过程[22-24].WASP(水质分析模拟程序)模型作为专业的水质模拟工具,在河流系统污染物迁移和转化过程评估中发挥着重要作用[25-26].

在流域水环境研究中,数据完整性是揭示污染物迁移转化规律及开展水质模拟的核心基础.然而,受限于监测站点空间分布的非均质性、监测技术手段的局限性以及高寒地区独特生态水文特征的干扰,现有实测数据难以实现全流域时空尺度的高精度覆盖,导致 WASP 模型在模拟污染物富集、迁移及转化机制时面临关键数据缺失的瓶颈.而 SWAT 模型凭借其高效的水文循环模拟机制、高时空分辨率的模拟能力及长时间序列动态模拟优势[17],可以为 WASP 模型提供完整的水文时空分布数据.在此基础上构建的 SWAT-WASP 耦合模型,通过数据驱动的时空关联机制,将 SWAT 模拟输出的流域尺度水文数据与 WASP 模型的污染物迁移转化模块无缝衔接,可实现从水文过程到水质响应的全链条模拟.

尽管温带地区的水质建模研究已取得显著进展[1-2,14-16],但高海拔地区的相关研究仍存在明显空白.现有研究尚未充分考虑高寒脆弱河流的特殊性,特别是对以下关键问题的研究仍显不足:(1)污染物同化能力随海拔梯度的变化规律;(2)极端水文季节性对水体稀释能力的影响;(3)高寒区水生生态系统的阈值响应特性[27].这些研究缺失严重制约了高寒地区水环境容量的准确评估和水资源管理的有效性.

鉴于高寒脆弱河流受水文-生物地球化学耦合过程制约[28],其水环境污染问题不容忽视.本研究以洮河流域为研究对象,采用 SWAT 模型对洮河碌曲进行模拟和分析.通过 SWAT 模型模拟流域径流特征,结合 WASP 模型分析河流水环境指标,构建适用于高寒脆弱流域的 SWAT-WASP 耦合模型,可以在提高模拟精度的同时,填补高寒流域相关研究的空白.通过建立一种适用于高寒脆弱河流的水环境容量评估模型,量化典型污染物(TN、TP)的环境容量,揭示海拔梯度和季节性水文变化对水环境容量的影响机制;以 TN 为优先管控限制因子,提出时空协同分配策略,为高寒脆弱型水源适应性水质管理提供科学依据,对保障区域水资源可持续利用和生态环境保护具有重要的理论和实践意义.

1 材料与方法

1.1 区域生态概况

研究区域位于中国甘肃省(图 1(a))南部的洮河流域(图 1(b),图中水文站和气象站站点信息参考[29])(i.e.图 1(a)黑框中区域),地理坐标为 102°12′E~104°10′E,34°12′N~35°06′N.该流域发源于青海省河南蒙古族自治县(上游河段称代富桑曲),最终在甘肃省临夏回族自治州永靖县境内的刘家峡水库大坝上游汇入黄河.全流域总面积 25527km^2,干流全长 673km[30],横跨青海省黄南藏族自治州和甘肃省甘南藏族自治州等 15 个县(市).

在地形地貌特征方面,洮河流域整体呈 NW-SE 走向,南接甘南高原,北邻陇西黄土高原.依据地貌和水文特征,流域可划分为三个主要区段:(1)上游段(岷县西寨以上,河道长 384km),以 U 形河谷为主,地势平缓;(2)中游段(西寨至海甸峡,河道长 148km);(3)下游段(海甸峡以下,河道长 141km),其中海甸峡至下堡子段为谷宽滩多的临洮盆地[31].流域植被覆盖呈显著的空间分异特征,南部甘南高原区降雨充沛、植被完好,而北部黄土高原区则以干旱少雨、水土流失严重为主要特征,仅在太子山和马衔山深山区保留少量森林植被.洮河流域气候大多属大陆性气候,但洮河碌曲等河段地处青藏高原,受青藏高原气候

的影响.洮河大部分流域地区湿润多雨,降水量较大,除最北部年降水量近 400mm 外,其余的地区年降水量均在 600mm 以上,一些高海拔林区的降水量甚至还高达 800~900mm[32].洮河年平均径流量 53 亿 m^3,年输沙量 0.29 亿 t,平均含沙量仅 5.5kg/m^3.在黄河各支流中,洮河年水流量仅次于渭河,位居第二位.径流模数 km^2 为 20.8 万 m^3,仅次于白河,是黄河上游地区来水量最多的支流[33].

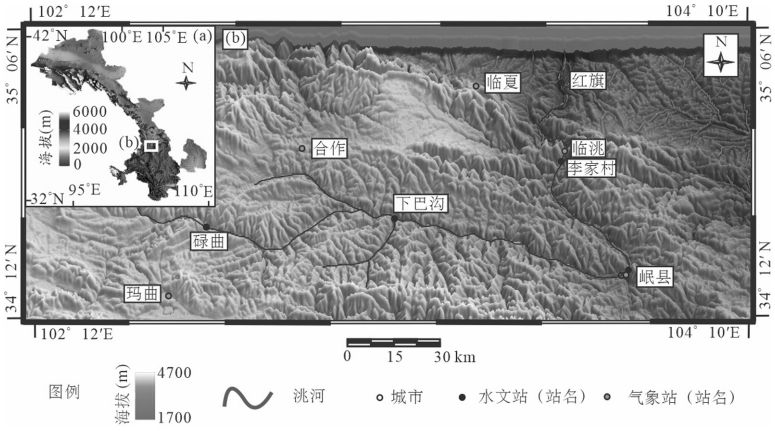


图 1　洮河流域地形-水文图

Fig.1　Topographic-hydrological map of the Taohe River Basin

1.2　研究方法

1.2.1　数据来源　本研究数据包括洮河碌曲流域的气象、水文、土壤、土地利用和水质数据等,数据来源包括气象局、水文局、土壤调查局和遥感影像等.收集和整理高寒脆弱河流水质数据,包括物理、化学和生物指标.基于 SWAT 模型模拟目标河段的水文过程,包括径流、侵蚀、沉积等.基于 WASP 模型分析水环境指标,包括溶解氧、重金属、有机污染物等. SWAT 输入的各类数据来源见表 1.

表 1　SWAT 输入数据来源

Table 1　Sources of input data for SWAT

数据	数据来源
DEM	SRTM (30m)(https://earthexplorer.usgs.gov/)
土地利用	环境科学资源中心(https://www.resdc.cn/);EarthExplorer 遥感影像产品数据(https://earthexplorer.usgs.gov/);NASA Earthdata Search(https://search.earthdata.nasa.gov/);Google Earth Engine(https://code.earthengine.google.com/)
土壤数据	中国 1:100 万土壤数据库(http://www.geodata.cn); Harmonized World Soil Database v1.2(https://www.fao.org/soils-portal/data-hub/soil-maps-and-databases/hwsd)
气象数据	气象站(中国地面气象资料日值数据);国家青藏高原科学数据中心(http://data.tpdc.ac.cn/zh-hans/data/8028b944-daaa-4511-8769-965612652c48/);NOAA NOMADS 服务器 (https://www.ncei.noaa.gov/products/weather-climate-models/climate-forecast-system)
监测数据	水文站(甘肃省省水文水资源中心,https://slt.gansu.gov.cn/slt/c106687/c106693/c106701/slzx.shtml)

1.2.2　方法步骤　本研究通过利用SWAT和WASP两个模型,实现水环境容量的定量化分析,通过对河流各项指标的信息模拟[34],将相关数据代入模型中进行研究从而得出对水环境容量有影响的关键因素.进而用来分析高寒脆弱河流的水环境特征.

为了直观且定量地分析水环境的容量特征,主要分为以下 4 个步骤:使用 ArcGIS 软件进行流域地形、土壤、土地利用和水文等数据的预处理,并提取相关参数;使用 SWAT 模型模拟流域径流过程,采用 SWAT 模型对流域内的降雨入渗、径流产生、河流水位、地下水位以及土壤含水量、磷、氮等水质指标的一系列水文过程进行模拟来分析水体流域径流的特征;使用 WASP 模型模拟河流水质过程,包括污染物的迁移转化和水质指标的计算,模拟水体中污染物的输移扩散规律,从而对水体水质受不确定因素的安全风险程度进行定量化分析,从而定量化

分析高寒脆弱河流的水环境特征;通过构建 SWAT-WASP 耦合水质模型,定量计算目标河段的水环境容量.

1.2.3 SWAT 模型方法原理 SWAT 模型可以进行连续多年的模拟计算,其流域水文过程分为水循环的陆面部分(即产流和坡面汇流部分)和水循环的水面部分(即河道汇流部分).模型水循环基于以下水量平衡方程(1):

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^{t}(R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}) \quad (1)$$

式中:SW_t,SW_0 分别表示 t 时间土壤含水量和初始土壤含水量, mm;t 代表时间,d; R_{day} 代表降水量,mm; Q_{surf} 代表地表径流,mm;E_a 代表蒸发量,mm;W_{seep} 代表土壤剖面渗透率,mm;Q_{gw} 代表回归流,mm.本研究采用 SCS 曲线法对 SWAT 模型的地表径流进行模拟.该方法为经验模型,计算公式如式(2)、(3)所示,其主要参数为曲线数 CN,其值与土壤含水率成正比[35].

$$Q_s = \frac{(R_p - 0.2S)^2}{R_p + 0.8S} \quad (2)$$

$$S = 25.4 \times \left(\frac{1000}{CN} - 10\right) \quad (3)$$

式中:Q_s 代表累积径流量 mm;R_P 代表某天的雨深 mm;S 代表最大可能滞留量 mm;CN 代表某天曲线[36].

SWAT 模型基本输入数据包括 DEM 数据、土壤数据、土地利用数据、气象数据.

SWAT 模型可以模拟地表的河网结构,其基本原理是基于数字高程数据,通过对地形的计算得到河流的结构[29].基于 DEM 的流域划分,添加数字化河网,生成与实际情况更加符合的河网水系.对生成的 Area 阈值进行修改,指定流域的总出口,划分总流域.得出最贴合目标流域的图层,并对子流域的各个参数进行计算.

土地利用数据有土壤密度、土层厚度、土壤含水量、土壤温度等参数.SWAT 模型可以模拟每个 HRU 的地表径流和峰值流量,根据土地利用、土壤、坡度的阈值叠加划分 HRU. 土地利用数据需要将各类土地类型转化为 SWAT 模型的土地类型.数据集以 LandsatTM、ETM 和 OLI 遥感影像为数据提取的主要数据源,通过人工解译生成.土壤数据使用 HWSD(Harmonized World Soil Database v 1.2)进行处理,基于 HWSD 数据,利用参数计算公式和 SPAW 构建 SWAT 土壤数据库.采用 Williams 等人提出的 EPIC 模型方程计算土壤侵蚀系数(USLE_K),输入土壤有机碳数据和土壤颗粒分组数据[37].

土壤水文组基于土壤的渗透率和导水能力,从高到低将土壤分为 4 个不同的土壤水文组.

气象数据有降雨量、气温、太阳辐射、相对湿度和风速,常用气象数据来自气象局站点数据.对于缺少的数据量可以通过插值获得高分辨率的模拟数据,使用模型的气象生成器 WXGEN[38]来模拟生成.CFSR 全球数据和中国大气同化数据集 CMADS 提供了 SWAT 模型专用的数据格式,通过提取预处理等得到所需的温度、降水、相对风速日照时数的提取以及太阳辐射的计算站点数据.

1.2.4 WASP 模型方法原理 SWAT 模型模拟水文和沉积过程,而 WASP 模型则用于水质影响的模拟.WASP 程序包括 TOXI 和 EUTRO 两个模块,TOXI(有毒化学物)模块可以用来模拟有机化学物、泥沙和金属等有毒物的迁移转化,EUTRO(富营养化)模块则可以用来模拟碳、氮、磷的多种形态的传统污染物的迁移转化规律[5-6].

WASP 模型的质量平衡方程如式(4)所示:

$$\frac{\partial(AC)}{\partial t} = \frac{\partial\left(-U_x AC + E_x A\frac{\partial C}{\partial x}\right)}{\partial x} + AS_L + AS_B + AS_K \quad (4)$$

式中:A 为模拟水体的横截面积,m^2;C 为水质指标的浓度,mg/L;t 为时间步长,s;U_x 为纵向的水体对流速度,m/s;E_x 为纵向的水体弥散系数,m^2/s;S_L 为点源和非点源负荷之和,$g/(m^3 \cdot d)$;S_B 为边界负荷,包括上游、下游、底部和大气环境,$g/(m^3 \cdot d)$;S_K 为总动力转换系数,$g/(m^3 \cdot d)$.

根据 SWAT 模拟得到的数据作为河流的基本信息,基于 WASP 模型对洮河 BOD、DO、TN、TP 进行水质模拟.鉴于研究河段所在区域的复杂性与以上的因素,本文利用 WASP 模型将河流划分为独立且相互连接的计算单元,对每个单元进行水质~~的~~模拟,以预测分析污染物在河流中的输移和转化过程[29].在具体划分过程中,不考虑水体间的相互作用,假设河段为一维顺直河道,污染物在河段横断面均匀混合,并且仅考虑点源处污染.在河段划分方面,综合所有因素,每个单元的长度约为河流长度的 10%

左右,以保证相连接的单元间的水流变化尽量小,提升模型的精度和稳定性.

在 WASP 水质模型中,需要输入流量边界,浓度边界等边界条件,给定初始条件进行模拟.本项目在 SWAT 模拟的河段概化基础上设置边界条件,输入水质参数与数据.根据 SWAT 模拟结果,输入太阳辐射、水温、风速等气候参数开展模拟.基于前期模拟结果,通过 SWAT 模型获取各子流域污染负荷模拟输出数据,将 SWAT 模型模拟的溶解氧、总磷、总氮污染负荷输出作为 WASP 模型水质模拟污染负荷的输入,实现 SWAT 模型非点源污染模拟与 WASP 模型水质模拟的耦合[33].

1.2.5　水环境容量计算方法　目前常见的水环境容量计算方法包括公式法、模型试错法、线性规划法、随机规划法、概率稀释模型法和未确知模型法[40].

水环境容量计算公式法的基本思路为:“水环境容量=稀释容量+自净容量+迁移容量”.对于河流而言,常用的公式有零维公式、一维公式(5)和二维公式[40]:

$$W = 86.4\left[(Q_0 + q)C_s\, e^{\frac{kx}{86\,400u}} - C_0Q_0\right] \qquad (5)$$

式中:W 为河流的水环境容量,kg/d;Q_0 为河道上游来水流量,m^3/s;q 为排污流量,m^3/s;C_s 为污染物控制标准浓度,mg/L;k 为污染物综合降解系数,d^{-1};x 为河段长度,m;u 为河水平均流速,m/s;C_0 为污染物环境本底值,mg/L.

其中,零维公式适用于污染物均匀混合的河流,一维公式适用于资料较为丰富的中小型河流,而二维公式适用于污染物分布复杂的大型河流[39].公式法的优点为计算简单,缺点为没有考虑各种复杂的实际条件,与实测值有较大偏差[40].模型试错法的基本思路为在不超过目标水质的前提下,依次向河流的每个河段加入污染物,加入污染物总和的最大值即为河流的水环境容量.模型试错法通过模型软件对河流进行模拟,考虑了多种因素,较为接近实测值.缺点为需要多次试错,较为繁琐且效率低下[41].

线性规划和随机规划法基于模型软件,对污染物与目标水质的动态响应关系构建约束方程,计算结果精确但算法复杂度较高[42].概率稀释模型法引入流量与污染物浓度的随机波动特性,采用随机理论进行建模,虽提升实际适用性,但对数据完备性要求较高,适用范围小[43].未确知模型法考虑了流量与污染物相关参数未确知的情况,结合模型软件确定相关参数对水环境容量进行计算,适用于缺少相关资料的情况,但存在较大的误差[44].

由于洮河源头水流量较小,属于中小型河流,不适用二维公式;且洮河相关数据比较丰富,采用零维公式会产生较大误差,故采用公式法的一维公式(5)进行计算.同时考虑到各种复杂的实际条件,采用模型试错法进行调整.通过公式法与模型试错法相结合,可以得到较为准确的水环境容量.

2　结果与分析

2.1　SWAT 模型模拟结果

通过 SWAT 模型的构建和模拟,得到目标高寒脆弱河流各个污染指标的水系特征和实时浓度模拟值等水环境指标,后续经处理得到干流水系特征(见表 2),后续经 WASP 模型进一步处理得到碌曲干流实时浓度图(见图 4).

通过 SWAT 模型对河道结构以及河流边界径流与水质的模拟,得到目标高寒脆弱河流月径流的模型模拟值,后续经概化处理得到河段模拟图(图 2)和干流流量(表 2).

2.2　SWAT-WASP 模型模拟结果

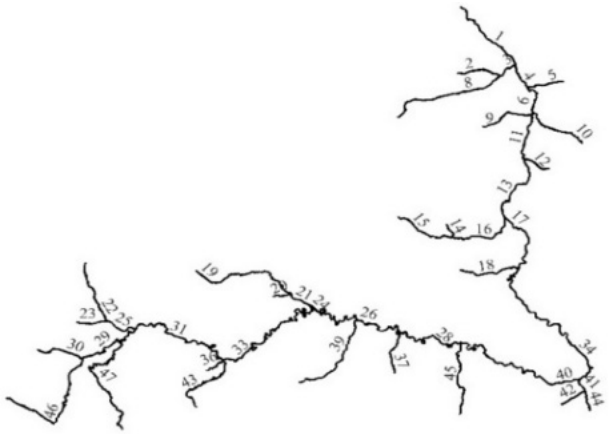


图 2　河段模拟

Fig.2　River reach simulation

基于 SWAT 主干的河段模拟结果,从河流特征、支流交汇、污染物等方面综合考虑,SWAT 模型对河段的模拟概化(图 2、表 2)基本满足 WASP 模型对于河段概化与分段的原则,可以较好地反映河段之间的关系.将 SWAT 模型的模拟结果作为 WASP 模型的输入

条件,构建 WASP 模型,在后续模拟中经过一系列变换处理提升模拟精度,所得结果基本符合实际情况.

表 2 河段模拟信息

Table 2 River reach simulation parameters

河段编号	长度(m)	宽度(m)	坡度(%)	深度(m)	流量(m^3/s)	流速(m/s)
1	36878.35062	56.0950005	0.138293	7.461618	125.2322884	0.994309938
4	12049.40259	52.5361936	0.19918	7.142594	116.2160865	1.119972403
6	16388.5909	51.5214628	0.20136	7.050323	114.4061257	1.129123672
11	22667.85064	48.9935384	0.233811	6.817776	109.5019479	1.192906533
13	33776.22725	47.9494208	0.340476	6.720565	107.601415	1.341399623
17	29115.41556	45.1479243	0.329722	6.456177	99.36707273	1.336556672
34	71108.32463	43.4176724	0.219384	6.290153	94.27201839	1.190073415
40	65909.06489	39.8206498	0.289793	5.937757	87.54866072	1.329949765
28	39010.11686	36.7931662	0.299922	5.632852	81.57850006	1.374421577
26	27643.43505	34.6697764	0.253225	5.413992	77.10692878	1.328460579
24	39485.70127	31.756775	0.263386	5.106317	68.62297265	1.369388008
33	76359.20774	26.8614314	0.292041	4.567056	54.36226885	1.462861142
31	56091.57139	22.3838615	0.31199	4.044271	40.81071009	1.551313412
47	63797.26294	9.2339583	0.396569	2.241174	9.913255695	1.689263261

基于 SWAT 模型的河段模拟结果,对洮河河道进行了概化,其结构如图 3 所示,通过模拟获得高寒脆弱河流的月径流值,处理得到干流流量(见表 2).

对于 WASP 模型参数的率定,以黄河流域洮河水系洮河碌曲站监测成果表为率定依据,对比模拟结果与实际值的差距,对影响较大的参数进行调整,直至模拟结果相较实际值在误差范围内.各项污染指标浓度变化的模拟结果如图 4 所示.

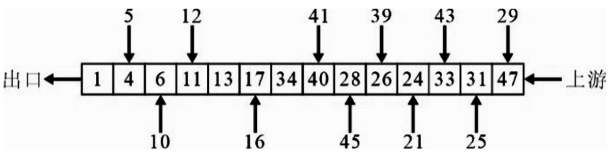


图 3 河段模拟概化

Fig.3 Generalized diagram of river reach simulation

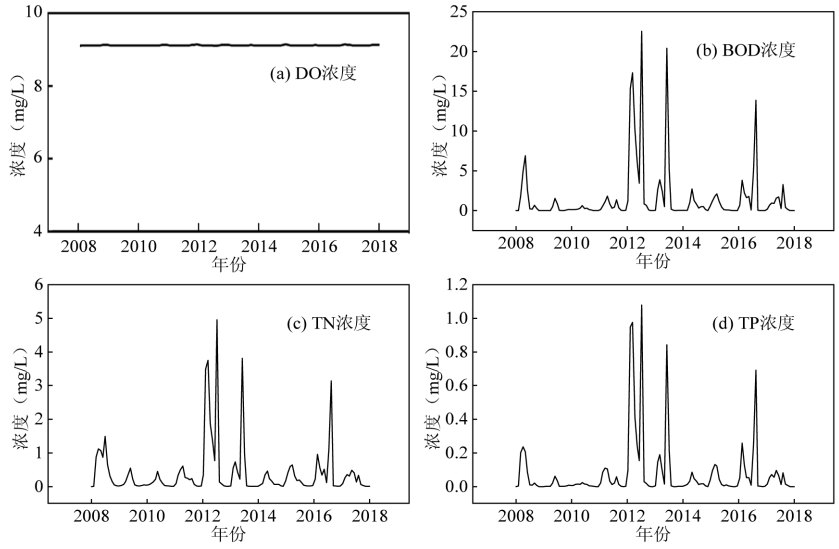


图 4 时间-浓度模拟

Fig.4 Time-concentration simulation

2.3 水环境容量结果

为了更好地确定洮河源头水环境容量的目标水质,对洮河源头的污染状况做出初步判断,以《地表水环境质量标准 GB 3838-2002》为标准[45],对洮

河碌曲河段各项污染参数进行对比分析.

溶解氧(DO)反映了洮河的健康状况和自净能力.2017~2021 年间,每年洮河的 DO 含量的整体变化如图 5(a)所示.趋势为先下降后上升,第一、第四季度 DO 含量较高,而二三季度的含量较低,呈周期性变化.推测在二三季度河流水温升高,DO 溶解度降低;同时微生物的生长繁殖加快,耗氧速率增大,DO 含量进一步降低.

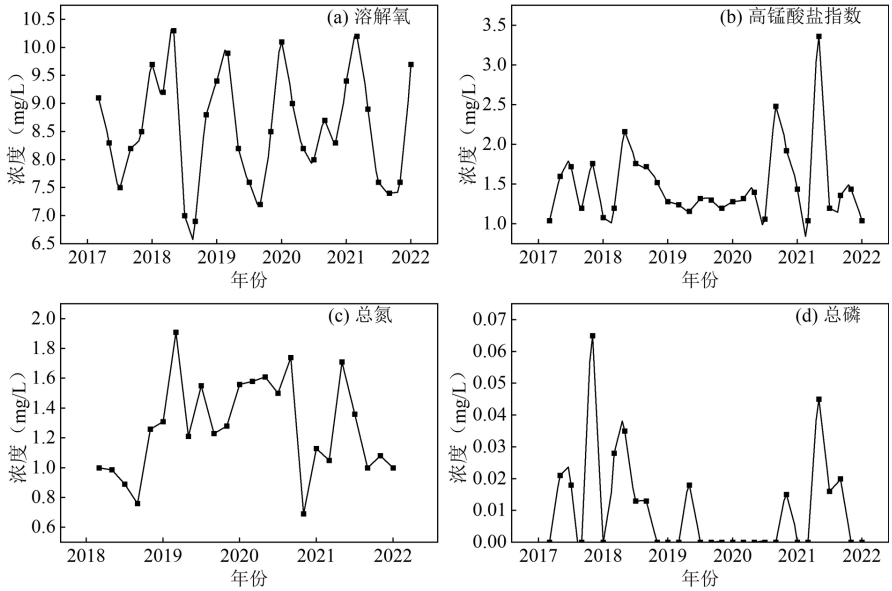


图 5　2017~2021 洮河碌曲河段各项污染参数

Fig.5　Pollution parameters of the Luqu section of the Taohe River from 2017~2021

2017~2021 年间,洮河碌曲溶解氧的年度平均值为 9.48,8.78,7.54,7.68,8.34,9.66mg/L,6 年平均值为 8.58mg/L,均符合国家Ⅰ类标准(>7.5mg/L).高锰酸盐指数(COD_{Mn})可以反应河流中有机污染及部分无机污染[46].2017~2021 年间,每年洮河的高锰酸盐指数的变化如图 5(b)所示,趋势为连续升降两次,呈周期性变化.2017~2021 年间,洮河碌曲高锰酸盐指数的年度平均值为 1.168,1.936,1.412,1.612,1.568,1.224mg/L,6 年平均值为 1.4867mg/L,属于国家Ⅰ类标准(<2mg/L).

总氮(TN)和总磷(TP)是指在洮河中以无机态和有机态存在的氮/磷的总和,是衡量河流水质的重要指标之一[47].2017~2021 年间,洮河 TN 含量变化规律性不强,而 TP 含量周期性爆发后归零,分别如图 5(c)、图 5(d)所示.2017~2021 年间,洮河碌曲 TN 的年度平均值为 1.385,1.379,1.325,1.1825,1.0775,1.25mg/L,6 年平均值为 1.2665mg/L,TP 的年度平均值为 0.0056,0.0238,0.0094,0.0066,0.016,0mg/L,6 年平均值为 0.01023mg/L.TP 属于国家Ⅰ类标准(<0.02mg/L).由于 TN 无针对河流的国家标准,故采用更加严格的湖库标准来要求高寒脆弱河流,TN 已超过国家Ⅰ类标准(>0.2mg/L).

3　讨论

根据中华人民共和国生态环境部发布的《2022 中国生态环境状况公报》,目前我国河流受到的污染主要是有机污染,其中河流主要污染指标为 COD、COD_{Mn}、TP,而部分河流的主要污染指标还包括 DO、TN.在洮河碌曲区域的研究中, COD 与 COD_{Mn} 监测数据系统性缺失,DO 不属于污染物,在水环境管理中具有局限性.本研究基于指标间的关联性分析,选用 BOD、TN 和 TP 作为核心评价参数,DO 作为辅助性指标.这一选择既考虑了 BOD 与 COD/COD_{Mn} 在表征有机物污染方面的等效性,也兼顾了氮磷营养盐对水体富营养化风险的指示作用,同时通过 DO 指标逆向反映水体自净能力,形成了多维度的水环境容量评估体系.

3.1　河流不同分段水环境容量

图 5 表明洮河碌曲河段除 TN 含量超标外,其余水质指标均达到《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)Ⅰ类限值要求[45].Ⅰ类水质标准适用于源头水及国家级自然保护区核心水域,这一结果印

证了洮河源头生态系统的完整性. 对于 TN 而言,洮河发源于青藏高原东北部的西倾山北麓,该地区的土壤氮含量本底值较高[48-49],同时,在冻融期,土壤中的氮会发生释放现象,这种自然因素会导致即使在人为零输入的情况下,TN 含量仍超过 I 类标准.在农业活动方面,洮河流域的农业活动施用的氮肥也会进入水体中[50],加大 TN 的指标含量.放宽对 TN 的控制标准,即有该区域特殊土壤条件的原因,也是为该地的农业生产留出缓冲空间.

为初步量化河流污染承载能力,根据 SWAT 输出的洮河各河段相关数据(表 2),运用一维公式[40]进行计算.其中关于 BOD、DO、TN、TP 的水质标准值前文取值标准相同,分别取 3,7.5,1.5 和 0.02.降解系数分别取 0.15,0.35,0.05 和 0.1d^{-1}(其中 DO 取复氧系数),计算得到大致的水环境容量.再通过 WASP 在第一段的段首加入一定量的污染指标(DO 计算方法相反,为削减 DO 的量),经过不断的试错和调整,达到目标水质标准值时,投入污染指标的量即为第一段的水环境容量.在下一河段,污染指标经过扩散和降解,浓度降低(DO 为恢复和再生,浓度升高),可以添加污染指标的量直到达到设定的水质目标,再次投入的污染指标的量即为此河段的水环境容量.以此类推,得到所有河段的水环境容量,将目标所有河段的水环境容量相加合就得到了洮河部分河段的总水环境容量[41].

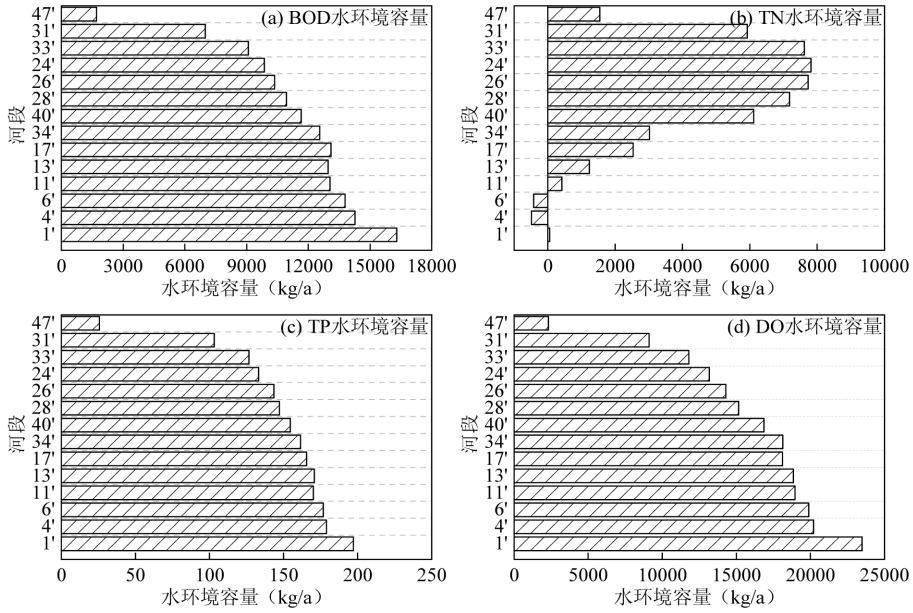


图 6 各个河段关于 BOD、TN、TP 与 DO 的水环境容量对比

Fig.6 Comparison diagram of water environmental capacity for BOD, TN, TP, and DO in various river reaches

各个河段关于 BOD、TN、TP 与 DO 的水环境容量如图 6 中(a)、(b)、(c)和(d)所示.从数值来看,各河段关于 BOD、DO、TP 的水环境容量总体呈梯度上升趋势,源头河段具有较低的水环境容量,能容纳较少的污染物,下游河段水体随着支流的汇入,水环境容量较大;关于 TN 的水环境容量总体先上升后下降,说明洮河下游排入水体的 TN 较多,部分河段的水环境容量接近甚至超过设定的水质目标,需要削减.由于各河段的长度、流量、流速等要素并不相同,因此各河段水环境容量的变化规律并不绝对.从污染物的类型来看(图 7),相同类型污染指标的水环境容量数值相近,总体而言 BOD>DO>TN>TP.

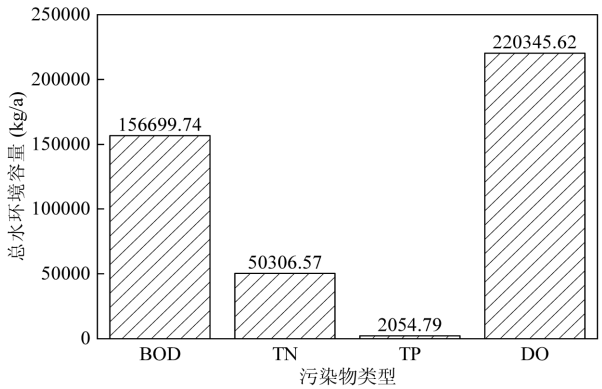


图 7 关于不同污染物指标的水环境容量对比

Fig.7 Comparison diagram of water environmental capacity for different pollutant indicators

分别以 47 段和 1 段作为洮河源头和下游的代表,关于 BOD、TP、DO,源头的水环境容量分别为下游的 10.5%、13.1%、9.9%.

洮河流域作为青藏高原东北缘典型的高寒生态区,其不同河段的水环境容量呈现出空间异质性特征,这种差异性不仅是自然水文过程与生物地球化学机制协同演化的客观结果,也反映了高寒脆弱区生态系统对外源扰动的响应临界性.源头河段水环境容量仅为下游的 9.9%~10.3%,这一梯度结构反映出源头水体因水量小、温度低、微生物活性弱等因素,污染物稀释与降解能力极其有限.作为生态安全的高地与饮用水保障的起点,源头区域若受人为干扰(如放牧、开垦或基础设施建设),将可能诱发区域性生态退化,破坏下游水质安全屏障,其生态敏感性远高于流域平均水平[2,11].

3.2　河流不同时期水环境容量

河流在 1 月前后处于枯水期,流量和流速较小;在 7 月前后处于丰水期,多降雨,流量和流速较大.同时 1 月温度较低,7 月温度较高,污染物的分解速率差异较大.因此比较了 1 月和 7 月的水环境容量差异,如下图 8 所示.

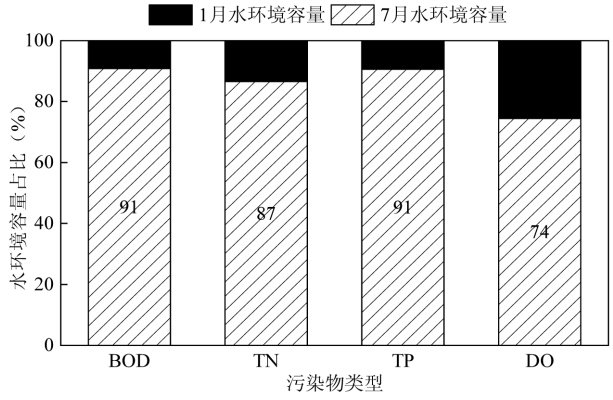


图 8　各个污染物指标 1 月与 7 月的水环境容量对比

Fig.8　Comparison diagram of water environmental capacity for various pollutant indicators in january and july

对于 BOD,DO 和 TP 的水环境容量,1 月(枯水期)分别为 7 月(丰水期)的 10.1%、10.3%和 34.2%,可见同一河流在不同时间,水环境容量具有巨大差异.值得注意的是,TN 在 7 月呈现负值环境容量,所以实际上 7 月的水环境容量小于 1 月,水体中氮含量超过了设定的水质目标.

在 7 月丰水期,河流流量和流速显著增加,水体的稀释和扩散作用增强,降低了污染物浓度.同时,高温促进了微生物的代谢活动,加速了污染物的降解,水体能够容纳更多的污染物,从而提升了水体关于 BOD 的水环境容量.

对于 DO 而言,流速增大增强了水体的复氧作用,而充足的光照和合适的温度增强了藻类和植物的增殖和光合作用,增加 DO 含量,共同导致 DO 的水环境容量在 7 月显著提升.

TP 在 7 月的水环境容量较高,除了与水体的稀释扩散和微生物的降解代谢有关,还与 DO 和水动力条件有关.在 7 月水体中 DO 含量较高,聚磷菌等微生物活力较强,能够摄取和储存大量的磷.丰水期的高流速减少了沉积物中磷的再悬浮,同时水流对颗粒态磷的迁移作用增强,降低了水体中活性磷的积累.而 TN 在 7 月呈现负值环境容量,表明此时水体氮负荷已超过其自净能力,推测主要原因为丰水期农田施肥和水土流失导致的面源污染[51-52].

这一反常结果表明高寒流域水体的稀释、转化能力具有较强的季节依赖性.枯水期因水温偏低、流速滞缓,污染物转化与水体自净功能几乎停滞,而丰水期虽然流量充沛,但农业面源氮输入因耕作与暴雨径流集中暴露,远超水体的生态承载阈值.这不仅警示传统水质管理对面源污染“低估风险”的惯性思维,更凸显出氮污染在高寒区水生态系统中具有“非线性释放—时滞响应—快速破坏”的典型耦合特征[15,52].

3.3　河流管理启示

国内外关于水环境容量的研究多集中于温带或热带地区的河流,如黄河流域、长江流域以及美国密西西比河流域等.这些区域的水文特征、气候条件和人类活动强度与高寒脆弱河流存在显著差异[6,9,13,41,47,51].在温带地区(如汉江流域)的研究中,水体自净能力和水环境容量通常较高,且季节性变化相对较小[41].青藏高原东北缘的洮河碌曲段,这一区域具有独特的高海拔气候特征、季节性水文变化和生态环境敏感性.研究结果表明,洮河碌曲段的水环境容量较低,且呈现显著的空间梯度和季节性差异.例如,源头河段的水环境容量仅为下游的 9.9%~10.3%,枯水期(1 月)的水环境容量仅为丰水期(7 月)的 10.1%~34.2%.这些发现揭示了高寒脆弱流域水动力条件和季节性水文驱动的主导作用,为相关研

究提供了新的视角.现有研究中,单模型(如 SWAT 或 WASP)的应用较为普遍,但难以全面反映水文过程与水质的耦合关系.例如,龚然等[22]采用单一 WASP 模型评估了国内外流域的水文过程,但在水质模拟方面存在局限性.李如忠等[44]基于盲数理论的水环境容量计算方法虽适用于数据缺失区域,但精度有限.本研究将 SWAT 模型的水文模拟与 WASP 模型的水质模拟相结合,通过高分辨率遥感数据和地面观测数据的结合,构建了高精度的 SWAT-WASP 耦合模型.模型模拟结果与实测数据具有良好的一致性(相关系数均达到 0.6 以上),验证了模型在高寒脆弱流域的适用性和可靠性.这一技术路线不仅能够模拟流域径流、侵蚀等水文过程,还能定量分析污染物的迁移转化规律,显著提升了高寒流域水环境容量评估的精度和可靠性.

既往研究多集中于水环境容量的计算,但在管理应用方面缺乏针对性.例如,陈雪峰[34]对博斯腾湖水环境容量的研究虽提出了总量控制策略,但未考虑时空差异.本研究通过 SWAT-WASP 耦合水质模型来定量计算水环境容量,明确了高寒脆弱流域可持续发展阈值.在水体富营养化治理的背景下,针对污染物控制,尤其是总氮(TN)控制,提出了时空协同分配策略,即“源头削减-下游控制”和“丰水期增量-枯水期减量”的动态配额机制.在碌曲及之前的源头河段(47 段和 31 段,如图 2)削减总氮排放 34125kg/a,使源头水质达到Ⅰ类标准;控制下游其他河段总氮排放不再增加,尤其是接近源头的河段,维持Ⅳ类水质;在枯水期降低污染物排放,如 1 月削减总氮排放 7678kg,同时在丰水期增加排放相应的份额.

为将源头生态保护区的 TN 浓度严格控制在 I 类水质标准内,建议有关部门采取“污染源清零”措施,即迁移源头附近规模化养殖场及农业种植区,保留自然植被缓冲带,构建人工湿地和生态沟渠系统,以减少面源污染的输入.对于中下游协调发展区,为将 TN 浓度维持在 IV 类水质标准,可以实施总量配额制,按河段容量分配 TN 排放指标,并结合排污权交易制度,优化排污企业的氮排放结构.推广农业精准管控措施,包括使用缓释肥料和限制施肥期,以确保农业源的污染得到有效管控.

在时间动态弹性调控方面,建议丰水期(5~9 月)的 TN 排放量应控制在同期容量的 90%以内.为此,针对高 TN 排放的工业企业采取错峰生产措施,加强废水处理设施的技术改造,提升脱氮效率;推行农业休耕补偿措施,减少面源污染的排放.枯水期(11~3 月)则需优化水体的自净能力,控制 TN 排放量不超过同期容量的 70%.可以利用污水处理厂余热提升入河水温,激活低温期的硝化菌活性;收集融雪水进行生态补水,有效稀释 TN 浓度,保障水体水质和生态.

针对 TN 而言,洮河流域 TN 年容量仅为 50.38t,且需放宽至Ⅳ类标准,这一容量水平远低于国家级水源地或生态保护区的水质要求,凸显了氮污染已成为限制高寒流域可持续发展的首要生态瓶颈.传统以 BOD/COD 为主导的控制策略,在此类区域几乎失效,亟待构建“以氮为纲、磷协同控制”的污染负荷约束体系,实施“氮素优先”策略,从而突破当前管控模式的适应性瓶颈[9].结合时空协同分配策略,得到适用于高寒流域的“分区管控—动态配额—氮素优先”三位一体策略体系.

从流域水环境管理的角度而言,空间维度上,建议进行流域分区梯度管控.上游生态屏障区实行污染物准入负面清单,并通过湿地修复补偿其天然容量不足;中游过渡缓冲区要求企业安装在线监测并与水利部门数据联网,实施 BOD/TP 排放强度与河道流量联动;下游承纳协调区按下游受益方支付上游保护成本,建立跨界断面生态补偿机制.时间维度上,建议将全年 BOD 允许排放总量按丰水期和枯水期分配,建立企业间可交易配额市场;开发基于 SWAT-WASP 耦合模型的预警系统,动态调控 BOD/ TP 排放量阶梯式削减预案.重点污染物协同管控上,针对氮磷营养盐,建议推广"测土配方-缓释肥-生态沟渠"三位一体面源防控体系,降低 TN 流失系数;在 32 个重点乡镇建设冬季牲畜粪污干式发酵装置,提升将粪污磷资源化率.针对溶解氧,注重恢复河道内沉水植物群落,并通过苦草(*Vallisneria natans*)、轮叶黑藻(*Hydrilla verticillata*)等土著物种种植,增加光合产氧量.

通过时空协同分配策略、氮素优先策略和流域水环境管理相关策略,为高寒脆弱型水源区的适应性水质管理提供了科学依据[53],具有重要的实践意义.依托青藏高原东南缘天然优势,不仅为高寒脆弱流域的水环境容量评估提供了方法论支撑,还为进一步探索污染物同化能力的海拔梯度效应、极端水文季节性导致的稀释能力波动以及高寒区水生生

态系统的阈值响应特性奠定了基础.未来研究可在此基础上,结合气候变化情景模拟,优化高寒流域的水资源管理策略.

4　结论

4.1　以洮河碌曲河段为代表,高寒脆弱河流的水环境容量小,BOD、TN、TP 和 DO 为影响水环境容量的主要因素. 在目标水质标准值下,四者的年水环境容量(每年所能容纳的最大 BOD、TN、TP 量或供消耗的 DO 量)分别为 157.6t、50.38t、2.067t 和 221.8t.TN 是洮河流域首要约束因子.

4.2　关于常规水质指标如 BOD、TP、DO,洮河源头的水环境容量为下游的 10.5%、13.1%、9.9%,体现了洮河源头作为高寒脆弱河流的脆弱性;三者顺河流流动方向呈下降趋势,体现了高寒脆弱流域水动力条件的主导作用.

4.3　关于常规水质指标如 BOD、TP、DO,1 月(枯水期)的水环境容量分别为 7 月(丰水期)的 10.1%、10.3%和 34.2%,体现了高寒脆弱流域季节性水文驱动的主导作用.而关于 TN 的水环境容量存在反常,TN 在 7 月呈现负值环境容量.

4.4　建立了水环境容量定量计算框架,明确高寒脆弱流域可持续发展阈值,以 TN 为优先管控限制因子,提出时空协同分配策略、氮素优先策略和流域水环境管理的相关策略,为高寒脆弱型水源区适应性水质管理提供科学依据和政策.

参考文献：

[1] Khamis K, Hannah D M, Clarvis M H, et al. Alpine aquatic ecosystem conservation policy in a changing climate [J]. Environmental Science & Policy, 2014,43:39−55.

[2] Beniston M, Stoffel M. Assessing the impacts of climatic change on mountain water resources [J]. Science of the Total Environment, 2014, 493:1129−1137.

[3] Wu Y, Wang S, Ni Z, et al. Emerging water pollution in the world's least disturbed lakes on Qinghai−Tibetan Plateau [J]. Environmental Pollution, 2021,272:116032.

[4] Xia H, Su Y, Yang L, et al. Effects of climate change and human activities on streamflow in arid alpine water source regions: A case study of the Shiyang River, China [J]. Land, 2024,13(11):1961.

[5] 万国江.环境容量的基本概念和表述 [J]. 环境保护, 1982,(7):7−9.
Wan G J. Fundamental concepts and definitions of environmental capacity [J]. Environmental Protection, 1982,(7):7−9.

[6] Carey D I. Development based on carrying capacity: A strategy for environmental protection [J]. Global Environmental Change, 1993, 3(2):140−148.

[7] Jia Z, Cai Y, Chen Y, et al. Regionalization of water environmental carrying capacity for supporting the sustainable water resources management and development in China [J]. Resources, Conservation and Recycling, 2018,134:282−293.

[8] Loucks D P. Sustainable water resources management [J]. Water International, 2000,25(1):3−10.

[9] 张永良,洪继华,夏　青,等.我国水环境容量研究与展望 [J]. 环境科学研究, 1988,1(1):73−81.
Zhang Y L, Hong J H, Xia Q, et al. The research status and prospect of water environmental capacity in China [J]. Research of Environmental Sciences, 1988,1(1):73−81.

[10] 张永良.水环境容量基本概念的发展 [J]. 环境科学研究, 1992,(3): 59−61.
Zhang Y L. Evolution of fundamental concepts in water environmental capacity [J]. Research of Environmental Sciences 1992,(3):59−61.

[11] Zhou X Y, Zheng B, Khu S T. Validation of the hypothesis on carrying capacity limits using the water environment carrying capacity [J]. Science of the Total Environment, 2019,665:774−784.

[12] Jia Z, Cai Y, Chen Y, et al. Regionalization of water environmental carrying capacity for supporting the sustainable water resources management and development in China [J]. Resources, Conservation and Recycling, 2018,134:282−293.

[13] Kang A, Li J, Lei X, et al. Optimal allocation of water resources considering water quality and the absorbing pollution capacity of water [J]. Water Resources, 2020,47:336−347.

[14] Vörösmarty C J, Osuna V R, Cak A D, et al. Ecosystem−based water security and the Sustainable Development Goals (SDGs) [J]. Ecohydrology & Hydrobiology, 2018,18(4):317−333.

[15] Hesterberg D. Biogeochemical cycles and processes leading to changes in mobility of chemicals in soils [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 1998,67(2/3):121−133.

[16] Rolls R J, Leigh C, Sheldon F. Mechanistic effects of low−flow hydrology on riverine ecosystems: ecological principles and consequences of alteration [J]. Freshwater Science, 2012,31(4):1163−1186.

[17] Wang T, Xu S. Dynamic successive assessment method of water environment carrying capacity and its application [J]. Ecological Indicators, 2015,52:134−146.

[18] Gassman P W, Sadeghi A M, Srinivasan R. Applications of the SWAT model special section: overview and insights [J]. Journal of Environmental Quality, 2014,43(1):1−8.

[19] Arnold J G, Moriasi D N, Gassman P W, et al. SWAT: Model use, calibration, and validation [J]. Transactions of the ASABE, 2012,55(4): 1491−1508.

[20] Jayakrishnan R, Srinivasan R, Santhi C, et al. Advances in the application of the SWAT model for water resources management [J]. Hydrological Processes: An International Journal, 2005,19(3):749−762.

[21] Kumar B, Lakshmi V, Patra K C. Evaluating the uncertainties in the SWAT model outputs due to DEM grid size and resampling techniques in a large Himalayan river basin [J]. Journal of Hydrologic Engineering, 2017,22(9):04017039.

[22] 龚　然,徐　进,邵燕平.WASP 模型湖库水环境模拟国内外研究进展综述 [J]. 环境科学与管理, 2014,39(10):15−18.
Gong R, Xu J, Shao Y P. Research progress of applying WASP model in lakes and reservoirs in home and abroad [J]. Environmental Science and Management, 2014,39(10):15−18.

[23] 程　艳,裴盼盼,张祥祥.国内外流域水文模型研究进展 [J]. 现代农业科技, 2023,(23):133−136,140.
Cheng Y, Pei P P, Zhang X X. Research progress on watershed hydrological models at home and abroad [J]. Modern Agricultural Science and Technology, 2023,(23):133−136,140.

[24] 王中根,刘昌明,黄友波.SWAT 模型的原理,结构及应用研究 [J]. 地理科学进展, 2003,22(1):79−86.
Wang Z G, Liu C M, Huang Y B. Principles, structure, and applications of the SWAT model: A systematic investigation. [J] Progress in Geography, 2003,22(1):79−86.

[25] Ambrose R B, Wool T A, Martin J L. The water quality analysis simulation program, WASP5, Part A: Model documentation [J]. Environmental Research Laboratory, US Environmental Protection Agency, Athens, GA, 1993.

[26] Wool T A, Ambrose R B, Martin J L, et al. Water quality analysis simulation program (WASP) [J]. User's manual, Version, 2006,6.

[27] Yuan J, Wei B, Zhu J, et al. A Review of Water Environmental Capacity Calculation[C]//E3S Web of Conferences. EDP Sciences, 2019,81:01001.

[28] Vonk J E, Tank S E, Walvoord M A. Integrating hydrology and biogeochemistry across frozen landscapes [J]. Nature Communications, 2019,10(1):5377.

[29] 钱继坤.基于 SWAT-WASP 的洮河流域水环境过程及驱动机制研究 [D]. 兰州:兰州大学, 2024.
Qian J K. Study on water environmental processes and driving mechanisms in Taohe River Basin based on SWAT-WASP integrated modeling [D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2024.

[30] 李常斌,王帅兵,杨林山,等.1951~2010 年洮河流域水文气象要素变化的时空特征 [J]. 冰川冻土, 2013,35(5):1259-1266.
Li C B, Wang S B, Yang L S, et al. Temporal and spatial characteristics of hydrometeorological elements in Taohe River Basin from 1951 to 2010 [J]. Journal of Glaciology and Geocryology, 2013,35(5):1259-1266.

[31] 裴之祺.甘肃东南部仰韶时代晚期遗存研究 [D]. 西安:西北大学, 2012.
Pei Z Q. Archaeological investigation of late Yangshao period remains in southeastern Gansu Province [D]. Xi'an: Northwest University, 2012.

[32] 姚英骄.洮河沿岸河谷型传统村落空间形态研究 [D]. 兰州:兰州交通大学, 2020.
Yao Y J. A Research on the spatial morphology of valley-type traditional villages along the Taohe River [D]. Lanzhou: Lanzhou Jiaotong University, 2020.

[33] 许幼霞,周 旭,赵 娟,等.半湿润半干旱过渡区洮河流域植被盖度变化特征 [J]. 水土保持通报, 2016,36(6):308-314.
Xu Y X, Zhou X, Zhao J. et al. Vegetation coverage variation features in semi-humid and semi-arid transitional region of Taohe River Basin [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2016,36(6):308-314.

[34] 陈雪峰.基于水质目标的博斯腾湖水环境容量研究 [J]. 黑龙江水利科技, 2024,52(3):14-16,48.
Chen X F. Water environmental capacity assessment of Lake Bosten based on water quality objectives [J]. Heilongjiang Hydraulic Science and Technology, 2024,52(3):14-16,48.

[35] Arnold J G, Moriasi D N, Gassman P W, et al. SWAT: Model use, calibration, and validation [J]. Transactions of the ASABE, 2012,55(4): 1491-1508.

[36] 张傲然.汾河兰村-二坝段水量水质联合模拟研究 [D]. 太原:太原理工大学, 2021.
Zhang A R. Integrated water quantity and quality simulation study of the Lancun-Erba reach in Fenhe River [D]. Taiyuan: Taiyuan University of Technology, 2021.

[37] Williams J R, Jones C A, Dyke P T. The EPIC model and its application[C]//Proc., ICRISAT-IBSNAT-SYSS Symp. on Minimum Data Sets for Agrotechnology Transfer, 1984:111-121.

[38] Sharpley A N, Williams J R. EPIC-Erosion/productivity impact calculator. I: model documentation. II: user manual [J]. Technical Bulletin-United States Department of Agriculture, 1990,(1768).

[39] GB/T 25173-2010 水域纳污能力计算规程 [S].
GB/T 25173-2010 Code of practice for computation on allowable permitted assimilative capacity of water badies [S].

[40] 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.
Dong F, Liu X B, Peng W Q, et al. Review and prospects of calculation methods for surface water environmental capacity [J]. Advances in Water Science, 2014,25(3):451-463.

[41] 孙 辰.汉江襄阳段水环境容量及总量控制研究 [D]. 武汉:华中科技大学, 2013.
Sun C. Study on Water Environmental Capacity and Total Load Control in the Xiangyang Section of the Hanjiang River [D]. Wuhan: Huazhong University of Science and Technology, 2013.

[42] 王治祯,傅海江,柏景方.环境应用数学 [M]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学出版社, 2008.
Wang Z Z, Fu H J, Bai J F. Applied mathematics in environmental science [M]. Harbin: Harbin Institute of Technology Press, 2008.

[43] 夏 青,孙 艳,贺 珍,等.水污染物总量控制实用计算方法概要 [J]. 环境科学研究, 1989,(3):1-73.
Xia Q, Sun Y, He Z. et al. Outline of practical calculation methods for total water pollutant load control [J]. Research of Environmental Sciences, 1989,(3):1-73.

[44] 李如忠,范传勇.基于盲数理论的河流水环境容量计算 [J]. 哈尔滨工业大学学报, 2009,41(10):233-235.
Li R Z, Fan C Y. Calculation of River Water Environmental Capacity Based on Blind Number Theory [J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2009,41(10):233-235.

[45] GB 3838-2002 地表水环境质量标准 [S].
GB 3838-2002 Environmental quality standards for surface water [S].

[46] Saarinen T, Vuori K M, Alasaarela E, et al. Long-term trends and variation of acidity, CODMn and colour in coastal rivers of Western Finland in relation to climate and hydrology [J]. Science of the Total Environment, 2010,408(21):5019-5027.

[47] Johnes P, Moss B, Phillips G. The determination of total nitrogen and total phosphorus concentrations in freshwaters from land use, stock headage and population data: testing of a model for use in conservation and water quality management [J]. Freshwater Biology, 1996,36(2):451-473.

[48] 王文颖,王启基,王 刚.高寒草甸土地退化及其恢复重建对土壤碳氮含量的影响 [J]. 生态环境, 2006,(2):362-366.
Wang W Y, W Q J, Wang G. Effects of land degradation and rehabilitation on vegetation carbon and nitrogen content of alpine meadow in China [J]. Journal of Plant Ecology, 2006,(2):362-366.

[49] 王瑞军,李世清,张兴昌,等.西北地区不同生态系统几种土壤有机氮组分和微生物体氮的差异 [J]. 干旱地区农业研究, 2004,(4):21-27.
Wang R J, Li S Q, Zhang X C, et al. Differences in soil organic nitrogen fractions and microbial biomass nitrogen among different ecosystems in Northwest China [J]. Agricultural Research in the Arid Areas, 2004,(4):21-27.

[50] 张 惠.黄河上游灌区稻田系统氮素气态损失及平衡研究 [D]. 北京:中国农业科学院, 2011.
Zhang H. Nitrogen gaseous losses and balance in paddy systems of the upper Yellow River irrigation region [D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2011.

[51] Vink R, Behrendt H, Salomons W. Development of the heavy metal pollution trends in several European rivers: an analysis of point and diffuse sources [J]. Water Science and Technology, 1999,39(12):215-223.

[52] 夏星辉,周劲松,杨志峰,等.黄河流域河水氮污染分析 [J]. 环境科学学报, 2001,(5):563-568.
Xia X H, Zhou J S, Yang Z F. et al. An analysis of nitrogen pollution in river water of the Yellow River basin [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2001,21(5):563-568.

[53] 水利部.水资源调度管理办法 [EB/OL]. http://slj.xiangyang.gov.cn/zxzx/sldt/202111/t20211102_2618707.shtml 2021-10-20/2025-08-18.
Ministry of Water Resources. Measures for the administration of water resource regulation [EB/OL]. http://slj.xiangyang.gov.cn/zxzx/sldt/202111/t20211102_2618707.shtml 2021-10-20/2025-08-18.

作者简介: 杨文心(2004-),男,甘肃靖远人,本科生,研究方向为水环境生态.发表论文 1 篇.320220948081@lzu.edu.cn.