

安徽省兆河流域非点源污染模拟及最佳管理措施

王敏^{1,2}, 张雨桐², 李奇宸^{2,3}, 贾如宾⁴, 李剑⁴, 王勇⁴, 焦梦⁵

(1.西安理工大学 西北旱区生态水利工程国家重点实验室, 陕西 西安 710048; 2.西安理工大学

水利水电学院, 陕西 西安 710048; 3.中国石油天然气股份有限公司 长庆油田分公司第十采油厂, 甘肃, 庆阳 745100;

4.机械工业勘察设计研究院有限公司, 陕西 西安 710043; 5.中国电建集团西北勘测设计研究院有限公司, 陕西 西安 710065)

摘要: [目的] 识别兆河流域非点源污染分布特征及其关键源区, 为流域污染控制和清洁小流域建设提供科学参考。[方法] 通过建立流域非点源污染控制模型, 模拟研究该流域在现状年和规划年的非点源污染分布特征。采用单元负荷指数法识别流域的关键污染源区, 预测不同非点源污染控制措施对流域污染负荷量的削减效果。[结果] 兆河流域规划年的氮磷负荷量比现状年分别增加 45.3% 和 8.0%; 县河、失曹河、裴河、盛桥河及环圩河子流域为流域非点源污染关键区; 通过设置合理的工程措施和耕种管理措施可有效控制流域非点源污染。[结论] 合适的非点源管控措施有助于削减流域氮磷污染负荷量。耕种管理措施加工程措施为最佳管理措施, 可以有效控制流域总氮和总磷的非点源污染。

关键词: 兆河小流域; 非点源污染; 模拟; 最佳管理措施

文献标识码: B

文章编号: 1000-288X(2021)05-0127-10

中图分类号: X52, K903

文献参数: 王敏, 张雨桐, 李奇宸, 等. 安徽省兆河流域非点源污染模拟及最佳管理措施[J]. 水土保持通报, 2021, 41(5): 127-136. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.20210809.003; Wang Min, Zhang Yutong, Li Qichen, et al. Simulation and optimal management of non-point source pollution in Zhaohe small watershed in Anhui Province [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2021, 41(5): 127-136.

Simulation and Optimal Management of Non-point Source Pollution in Zhaohe Small Watershed in Anhui Province

Wang Min^{1,2}, Zhang Yutong², Li Qichen^{2,3}, Jia Rubin⁴, Li Jian⁴, Wang Yong⁴, Jiao Meng⁵

(1.State Key Laboratory of Eco-hydraulics in Northwest Arid Region, Xi'an University of

Technology, Xi'an, Shaanxi 710048, China; 2.Institute of Water Resources and Hydro-electric Engineering,

Xi'an University of Technology, Xi'an, Shaanxi 710048, China; 3.Changqing Oilfield Company Oil Production Plant

NO.10, Qingyang, Gansu 745100, China; 4.China Jikan Research Institute of Engineering Investigation and Design,

Co., Ltd, Xi'an, Shaanxi 710043, China; 5.Power China Northwest Engineering Co., Ltd, Xi'an, Shaanxi 710065, China)

Abstract: [Objective] The distribution characteristics of non-point source pollution in the Zhaohe small watershed in different periods were studied in order to identify the key source areas in order to provide a reference for pollution control and clean small watershed construction. [Methods] The distribution characteristics of non-point source pollution of the basin in the current year and planning year were simulated by establishing a watershed non-point source pollution control model. At the same time, the load per unit area index method (LPUAI) was used to identify the key pollution sources in the basin, and the reduction effects of different non-point source pollution control measures on main pollutants were predicted. [Results] In the absence of non-point source pollution control measures, the nitrogen and phosphorus non-point source pollutants in the planning year of the basin increased by 45.3% and 8.0%, respectively, compared with the current year. Xianhe River, Shicao River, Peihe River, Shengqiao River, and Huanwei River sub-basins were the key areas

收稿日期: 2021-04-23

修回日期: 2021-06-04

资助项目: 国家自然科学基金项目“曝气充氧对黑臭河道沉积物: 水界面扩散边界层影响机理及生态效应研究”(51809211); 陕西省自然科学基金基础研究计划项目(2019JQ-745); 陕西省教育厅科研计划项目(协同创新中心项目)(20JY045); 陕西省重点研发计划项目(2017ZDXM-SF-081)。

第一作者: 王敏(1984—), 男(汉族), 陕西省宝鸡市人, 博士, 讲师, 主要从事水污染控制与生态修复研究。Email: wangmin@xaut.edu.cn。

of non-point source pollution in the basin. Non-point source pollution can be effectively controlled by setting reasonable engineering measures and farming management measures. [Conclusion] Appropriate non-point source control measures can help to reduce the nitrogen and phosphorus pollution load in the watershed. Cultivation management measures plus engineering measures are the best management measures, which can effectively control the non-point source pollution of total nitrogen and total phosphorus in the watershed.

Keywords: Zhaohe small watershed; non-point source pollution; simulation; best management practices

非点源污染是造成水体污染的重要来源^[1],与点源污染相比,其分布特性、输入方式等均较为复杂,导致其控制尤为困难,合适的水文水质模型有助于量化研究流域水环境污染负荷分布特征,对非点源污染控制具有重要意义。近年来各类水文水质模型发展迅速,以 SWAT(soil and water assessment tool)模型、SWMM(storm water management model)模型和 HSPF(hydrological simulation program-fortran)模型等应用较多。这些模型能够综合考虑流域水文过程、土壤侵蚀状况及污染物迁移转化过程,进而能够比较全面和客观地实现流域污染的模拟和计算。其中应用最广泛的是基于 GIS(geographic information system)空间分析的 SWAT 模型^[2-3] 其不同流域均具有良好的适用性,已被用于污染来源分析、非点源污染负荷估算、污染控制或保护性措施比较与效果评估等方面^[4-5]。同时也有研究者为了提高模型的精度和适用性,也会因地制宜提出改进方法,并得到了理想的模拟研究结果。

由于非点源污染没有固定的排放口和特定的排放地点,各类溶解性或固体污染物随着降水、融雪等大范围进入水体中,继而引发水质下降。非点源污染的产生和迁移过程受自然地理、社会经济、气候、人类活动等影响显著,导致非点源污染监控和治理难度较大,因此,实施有效的非点源污染防治对控制非点源污染非常必要。最佳管理措施(BMPs, best management practices)是公认的防治非点源污染行之有效的手段^[6],其将工程类措施与非工程类措施相结合控制污染负荷输入量^[7],利用不断优化治理措施的空间配置方案,评估 BMPs 对非点源污染的削减效果和水质的改善作用影响^[8],提出流域管控治理的最佳措施。非工程措施主要是通过法律法规的约束及生产和管理方式的调整,以控制污染物的输出,进而从源头控制非点源污染,主要方式包括养分管理^[9-10]和耕作管理^[11]。工程措施主要是通过设置人工构筑物,拦截、蓄积或者吸收污染物,减少输送到水体中的污染物的量,主要包括植被缓冲带^[12]、植草河道等^[13]。将非工程措施与工程措施结合评价流域污染负荷削减效果,对流域污染负荷管控具有重要价值。

基于以上背景,以兆河流域为研究对象,通过

GIS 和 SWAT 软件构建流域非点源污染模型,并利用构建的模型开展流域非点源污染现状分析、污染关键区识别及污染控制措施的削减效果相关研究,明确流域污染负荷的分布特征,为兆河清洁小流域建设提供技术支撑。

1 研究区概况

兆河全长 34 km,流域面积 1 138 km²,主要位于安徽省庐江县境内,北临巢湖,南近长江,西依大别山余脉,地势西南高,东北低,地貌可分为:沿湖平原圩区(占流域总面积 16.70%);东南西部低山丘陵区(占流域总面积 18.00%)和中部丘陵区(占流域总面积 65.30%)。流域内有 11 条支流,其中水质优于Ⅲ类占比 56.2%,Ⅳ—Ⅴ类水质河段,比例 42.8%,其中盛桥河、裴河、黄泥河、县河的污染较为严重,污染源主要包括城镇生活污染、农业面源污染、废弃矿山污染及工业企业污染。兆河流域现有兆河闸水文站、缺口水文站以及邻近流域的桃溪水文站,其中兆河闸水文站控制兆河入巢湖水量,多年平均年入湖水量 3.58×10⁸ m³,生态基流缺水量 1.06×10⁷ m³,枯水期河道生态基流严重不足^[14]。兆河流域地理位置及水系见图 1。

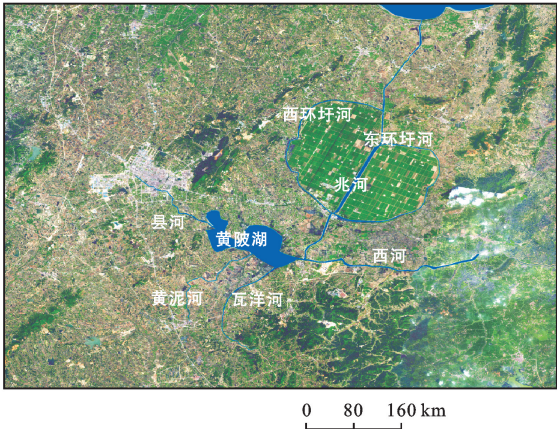


图 1 安徽省兆河流域水系分布

2 研究方法与数据处理

2.1 流域非点源污染模型构建

SWAT 模型可根据研究区的土地利用类型、土

壤类型、地面高程和坡度等将流域划分为不同的水文响应单元(hydrological response unit, HRU),并以 HRU 为基本水文单元,模拟计算流域尺度的径流、泥沙和氮磷等污染物质的迁移输送过程^[15-16]。本研

究通过分析流域内社会经济发展和污染源排污情况,以环境调查和监测分析相结合的方式收集整理构建 SWAT 所需要的相关数据。模型所需各类数据集来源见表 1。

表 1 安徽省兆河流域 SWAT 模型所需主要数据

数据类型	数据名称	数据来源	数据描述
空间数据	数字高程图	地理云空间数据中心	ASTER-GDEM 为 30 m×30 m 空间分辨率数据,经过投影转换、坐标定义、裁剪得到研究区数字高程
	土地利用图	当地土地管理部门	包含研究区土地利用现状分布图以及研究区土地利用规划分布图,由当地国土部门提供 1 km×1 km 土地利用/覆被矢量图
	土壤类型及属性数据	黑河计划数据管理中心世界土壤库(HWSD)	1∶100 万中国土壤数据集,经 ArcGIS 数据裁剪、投影定义与坐标转换等处理,并按照土壤类型分类标准将其重新分类
属性数据	气象数据	当地气象局	2008—2018 年主要气象要素数据,包括气温、降雨量、风速、湿度,等。
	点源排放数据	当地环境监测站、实测数据	主要包括排污口位置、污染物类型、污染物浓度
	面源排放数据	地方年鉴、统计资料、现场调研	畜禽养殖规模、农村污水排放与处理现状
	农业生产数据	地方年鉴、统计资料、现场调研	农作物/经济作物类型、耕作方式、施肥量。研究区作物类型主要为玉米和水稻,其中玉米的耕种面积占总耕种面积的 3%,水稻占 97%。氮肥主要为尿素,磷肥主要为磷酸钙和磷酸二氢钾。

SWAT 模型可依据 DEM 图的信息自动计算流域水系,但是由于本研究区地处中国东南河网密集区,为增加河网生成的准确度,需导入实测水系图为河道的生成做出指引。为避免 DEM 范围相对研究区面积过大,造成不必要计算浪费^[17],本研究阈值参数选用 3 km² 为集水区划分的阈值,依据实际河流空间位置手动添加子流域汇水口,以兆河入巢湖口作为流域总出水口,共划分 15 个子流域,2 076 个水文响应单元(见图 2)。

准确度有着不同程度的影响,相同参数的不同取值也会对模拟结果产生很大影响。因此,有必要对模型进行参数的敏感性分析,本研究采用 SWAT-CUP 对模型中与流量和水质相关的参数进行敏感性分析,最终选定与径流敏感的参数 10 个与总氮敏感的参数 10 个,与总磷敏感的参数 10 个。具体参数见表 2。

选定主要敏感性参数之后,运行模型对参数的取值进行率定。取具有实测日径流数据的兆河闸水文站为率定和验证的站点,选取 2011—2014 年为率定期,2015—2017 为验证期。采用相对误差(r)、可决定系数(R^2)和纳什系数(E_{NS})对模型模拟结果的适用性进行评价,计算公式见公式(1)—(3)

$$R^2 = \frac{[\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})(S_i - \bar{S})]^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 \sum_{i=1}^n (S_i - \bar{S})^2}$$

(1)

$$E_{NS} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}$$

(2)

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)}{\sum_{i=1}^n O_i}$$

(3)

式中: O_i 为模拟计算结果; \bar{O} 为模拟计算结果的平均值; S_i 为实测结果, \bar{S} 为实测结果的平均值。由《SWAT 校准指南》中对径流的精度要求($r \leq 20\%$, $R^2 \geq 0.6$, $E_{NS} \geq 0.5$)以及对总氮、总磷的精度要求

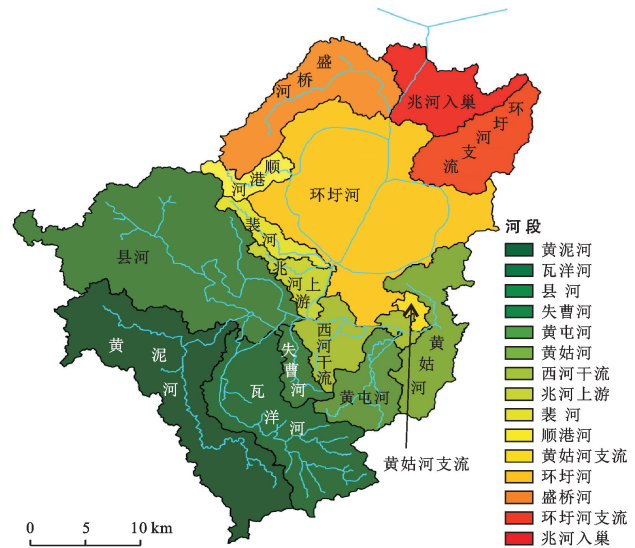


图 2 安徽省兆河流域子流域划分

2.2 模型的适用性

SWAT 模型参数众多,而不同参数对模拟结果的

($r \leq 30\%$, $R^2 \geq 0.6$, $E_{NS} \geq 0.5$) 可知^[18-19], 研究区域径流量、非点源总氮和总磷的模拟效果均可以满足参数校准要求(表 3), 表明该模型能够应用于兆河流域非点源污染的模拟研究。

表 2 安徽省兆河流域模型相关敏感性参数

参数类型	敏感性排序	参 数	定义变量	定 义
与径流相关的敏感性参数	1	CN2	mgt	径流曲线数
	2	ALPHA_BNK	rte	河岸调蓄的基流 α 因子
	3	ESCO	hru	土壤蒸发补偿因子
	4	SOL_AWC	sol	土层的有效含水量
	5	RCHRG_DP	gw	深蓄水层渗透系数
	6	SMFMX	bsn	融雪因子
	7	CH_K2	rte	主河道冲积物的有效渗透系数
	8	SFTMP	bsn	融雪气温
	9	SOL_K	sol	土层底部的埋深
	10	SOL_BD	sol	土壤的湿容重
与总氮相关的敏感性参数	1	SDNCO	bsn	发生反硝化作用的土壤含水量阈值
	2	NPERCO	bsn	硝酸盐的渗流系数
	3	AI2	wwq	藻类磷占藻类生物量的分数
	4	COEFF_NITR	sep	硝化作用的速率系数
	5	CMN	bsn	活性营养物的腐殖质矿化速率因子
	6	ERORGN	hru	泥沙运移中有机氮的富集比
	7	AUTO_EFF	mgt	年内允许施用的最大无机氮量
	8	AI3	wwq	单位数量藻类光合作用产生氧气的速率
	9	HLIFE_NGW	bsn	浅层含水层中硝酸盐初始浓度
	10	BC2	swq	20°时 NO ₂ 向 NO ₃ 的生物氧化速率常数
与总磷相关的敏感性参数	1	ERORGP	hru	泥沙运移中有机磷的富集比
	2	FORGP	fert	肥料中有机磷的含量
	3	FminP	fert	肥料中无机磷的含量
	4	BC4	swq	20°时河段中有机磷向可溶性磷的矿化速度常数
	5	P_UPDIS	bsn	磷吸收分布参数(植物)
	6	BC4_BSN	bsn	从有机磷到可溶性磷的腐化速度常数
	7	PHOSKD	gw	磷的土壤分配系数
	8	GWSLOP	gw	向子流域河流输入的地下水中可溶性磷的浓度
	9	CH_OPCO_BSN	bsn	流域中河道的有机磷浓度
	10	RSDCO	bsn	残留物的分解系数

表 3 安徽省兆河流域 SWAT 模型的率定和验证结果

模拟期	径 流			总 氮			总 磷		
	$r/\%$	R^2	E_{NS}	$r/\%$	R^2	E_{NS}	$r/\%$	R^2	E_{NS}
率定期	-16.8	0.76	0.74	12.3	0.81	0.78	9.55	0.76	0.74
验证期	-12.5	0.64	0.60	8.62	0.66	0.61	13.6	0.63	0.62

2.3 非点源污染关键源区识别

非点源污染因其污染来源不确定、来源时间随机、来源方式间接、影响时间滞后和机理复杂的特点, 不同区块的污染流失强度具有较大的空间差异性, 使非点源污染的治理难以集中, 并且由于非点源污染来源涉及范围较广, 实际中难以全面采取控制措施, 最有效的方法是针对重点源区采取有效控制。Giri

等^[20]对比分析了流域的高风险区与中等风险区布置措施与全流域布置措施, 结果发现污染物的消减量无明显变化, 表明将控制措施布设全流域是不经济的, 同时也没有良好的生态效益。因此, 评估流域各区块的污染流失量, 并按照流失强度划分出流域非点源污染来源关键区域, 对关键区域优先进行措施布置, 从而提升资金与资源的使用效率, 减少工程措施用地,

对降低流域非点源治理难度非常必要。

本研究采用单元负荷指数法(LPUAI,load per unit area index)对各子流域污染负荷轻度(P_i)进行计算,其计算公式为:

$$P_i=\frac{PT_i}{A_i}$$

(4)

式中:PT_{*i*} 为某子流域在某一时段内污染物负荷产生量; A_{*i*}表示给予流域的面积。

表 4 安徽省兆河流域非点源关键区等级划分

流失强度	轻度	较轻	中度	较重	重度
TN/(kg·km ⁻²)	181~221	221~462	462~769	769~1 248	1 248~2 041
TP/(kg·km ⁻²)	0~7	7~18	18~26	26~39	39~61

3 结果与分析

3.1 流域非点源污染分布特征分析

3.1.1 流域非点源污染分布现状 研究区总氮总磷污染负荷分布现状如图 3 所示。由图 3 可知,现状水平年该流域总氮污染物量为 1 495.32 t/a,污染负荷

LPUAI 方法主要是基于各子流域每单位面积所产生的平均污染物负荷来确定关键区优先级,有效避免因子流域面积划分不均带来的问题,并且对氮磷都有较高的敏感性,是进行关键源区识别的常用方法。该方法将单位面积污染负荷流失强度划分为 5 个等级,即低、较低、中度、较高、高,再将评级高级的子流域确定为关键源区^[19],评价因子分级标准见表 4。

贡献最大的子流域为县河流域,其负荷量占总量的比例为 40.8%;环圩河与黄泥河流域负荷量之和占流域总氮负荷量的 24.3%,以上 3 个流域的总氮非点源污染负荷量占流域总负荷量的 60%以上。因此,总氮非点源污染应作为总氮污染排放污染治理的重点关注对象。

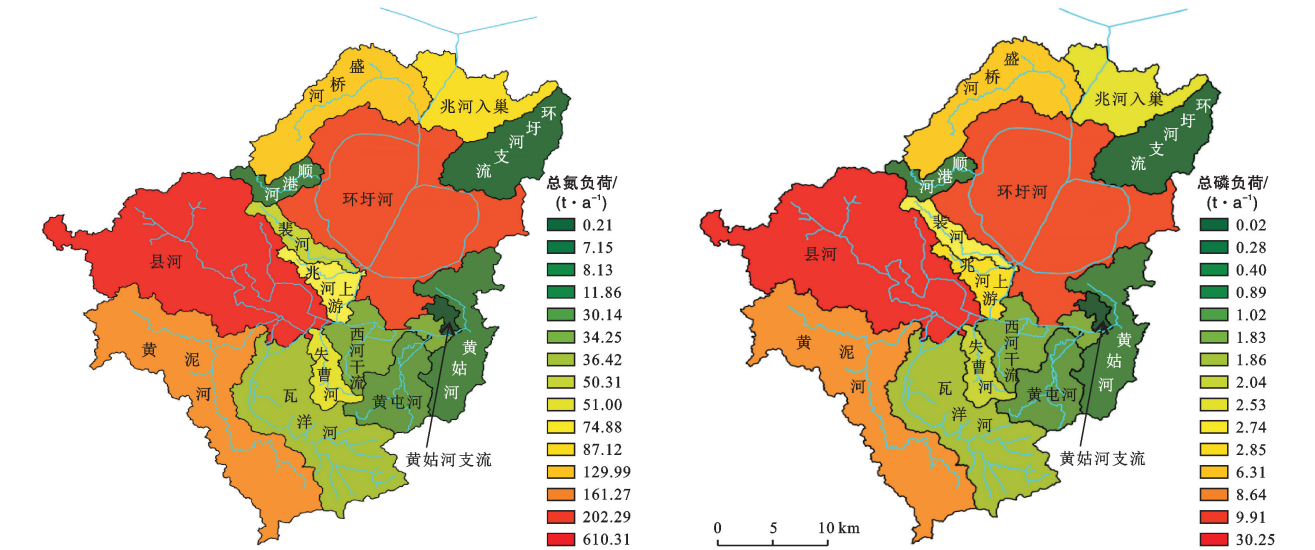


图 3 安徽省兆河流域氮磷非点源污染负荷分布现状

流域总磷污染物总量为 71.57 t/a,污染负荷贡献量最大的流域仍为县河子流域,其负荷量占总磷负荷量的 42.3%;其次为环圩河流域,占 13.9%,说明总磷相较总氮污染负荷分布更加集中,仅县河与环圩河两个子流域的污染负荷量就占到流域总负荷量的 50%~60%,这两个子流域应作为总磷非点源污染治理的重点关注区。

3.1.2 流域规划年非点源污染分布预测 规划年在现状研究的基础上,考虑研究区在未来随着常住人口增长、城市化速度加快、土地利用变化等背景下,非点源污染的变化情况,模拟研究该流域在规划年氮磷污

染排放空间分布特征,结果见图 4。

规划水平年流域总氮污染负荷量可达 2 166.5 t/a,总磷排放总量为 83.8 t/a,分别比现状年增加 45.3%和 8.0%。规划年(2022 年)县河子流域仍是总氮污染贡献量最大的子流域,年污染负荷总量占整个流域的 40.8%(820.6 t/a)。相较于现状年,该子流域总氮污染负荷量平均增加 216.6 t/a,但占比减少了 2%左右;环圩河子流域总氮负荷量仅次于县河子流域,年污染负荷量约 310.1 t/a,占整个子流域 14.3%,相较现状年负荷量约增加了 89.7 t/a;该流域规划年总氮污染负荷平均贡献量最少的子流域为黄姑河子流域。

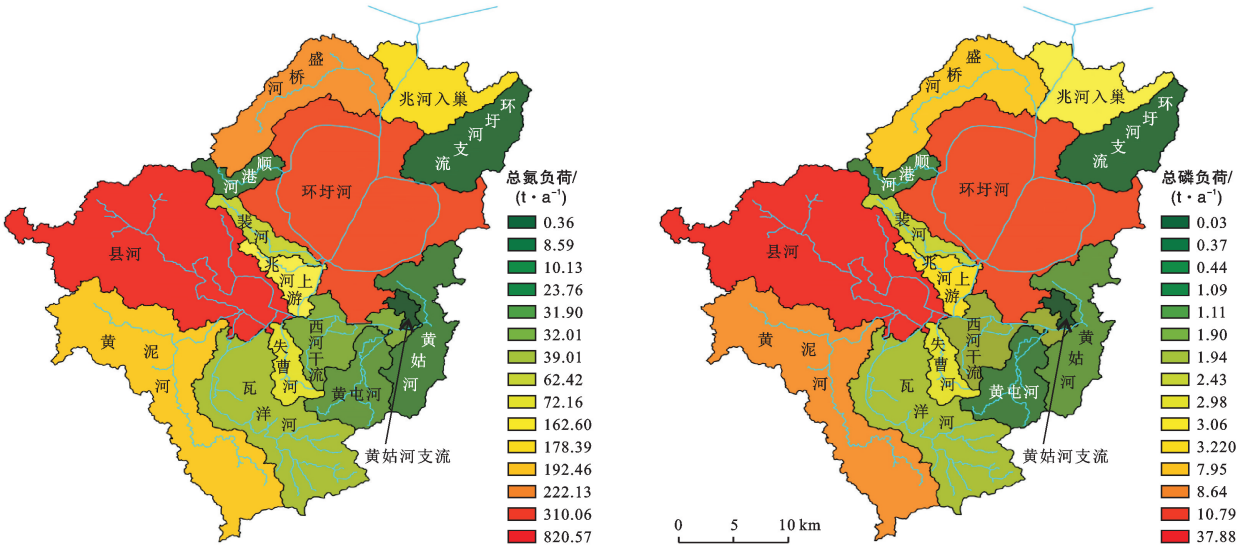


图 4 安徽省兆河流域规划年(2022 年)氮磷污染负荷分布预测

县河子流域磷的污染负荷量最大,可达 37.88 t/a,年污染总量占整个流域的 45.2%,较现状年增加 7.2 t;其次为环圩河子流域,其规划年磷的污染负荷量占总流域的 10.8%,比现状年占比减少 1%~8%。除去县河与环圩河子流域之外,相较现状年污染负荷量占比变化最大的为黄泥河子流域,污染占比平均减少了 2.6%;规划年总磷污染贡献量最少的为顺港河与黄姑河子流域。

综合对比可以得出,该流域在规划年(2022 年)总氮总磷污染总量均有所增加,在不同时期氮磷贡献量最高子流域均为县河子流域,表明该子流域可能是流域非点源污染控制的重点。

3.2 流域规划年水环境质量预测

根据规划年各流域污染负荷排放量与各流域径

流量模拟结果,估算了研究区各流域主要河流断面总氮总磷多年平均浓度,根据《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)划分研究区规划年水质等级(见图 5)。其中红色区域表示水质达到劣 V 类水质;橘色则表示Ⅳ—Ⅴ类水;绿色表示Ⅲ类水质以上。

由模拟结果可知,该流域规划年(2022 年)河流水体总氮污染严重,有近 2/3 的流域为劣 V 类水质,其中总氮污染最严重的盛桥河子流域,水体总氮浓度可能超过 9 mg/L,为 V 类水质标准的 4.7 倍,就总氮而言仅有瓦洋河与黄姑河支流两个子流域水质达到“清洁小流域建设”工程所要求的Ⅲ类水水质。模拟结果显示总磷污染虽然较总氮污染程度轻,但盛桥河与裴河两个子流域水质也是劣 V 类水质;近 1/2 流域面积达不到Ⅲ类水水质。

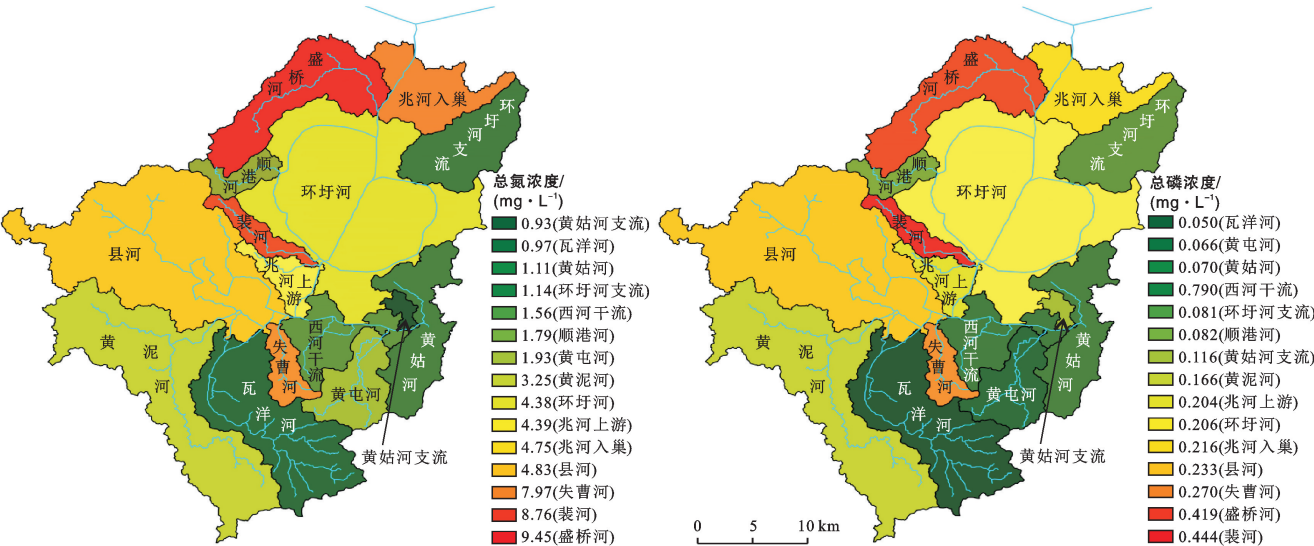


图 5 安徽省兆河流域各子流域规划年水质预测结果(浓度 mg/L)

由此可见,兆河子流域在不采取任何非点源污染治理措施的情况下,流域水环境治理很难达到“清洁小流域建设”要求。而在整个流域,总氮污染来自非点源的比例为 40%~50%,总磷污染来自非点源的比例为 40%~45%,因此,在污染治理过程中仅依靠点源的治理已经无法满足要求,必须重视对于研究区非点源污染的控制。

3.3 流域非点源污染关键源区识别

采用单元负荷指数法确定流域非点源污染关键

区^[21-23]。结果表明,该流域规划年(2022)单位面积总氮非点源污染负荷量最大的子流域为失曹河子流域(2 040 kg/km²);盛桥河子流域(1 910 kg/km²)次之;单位面积负荷量最小的为黄姑河支流与环圩河支流子流域。规划年单位面积总磷非点源污染负荷量最大为盛桥河子流域(60 kg/km²)与县河子流域(60 kg/km²);单位面积负荷量最小的为兆河上游与西河干流子流域。各子流域单位面积氮磷污染流失强度等级如图 6 所示。

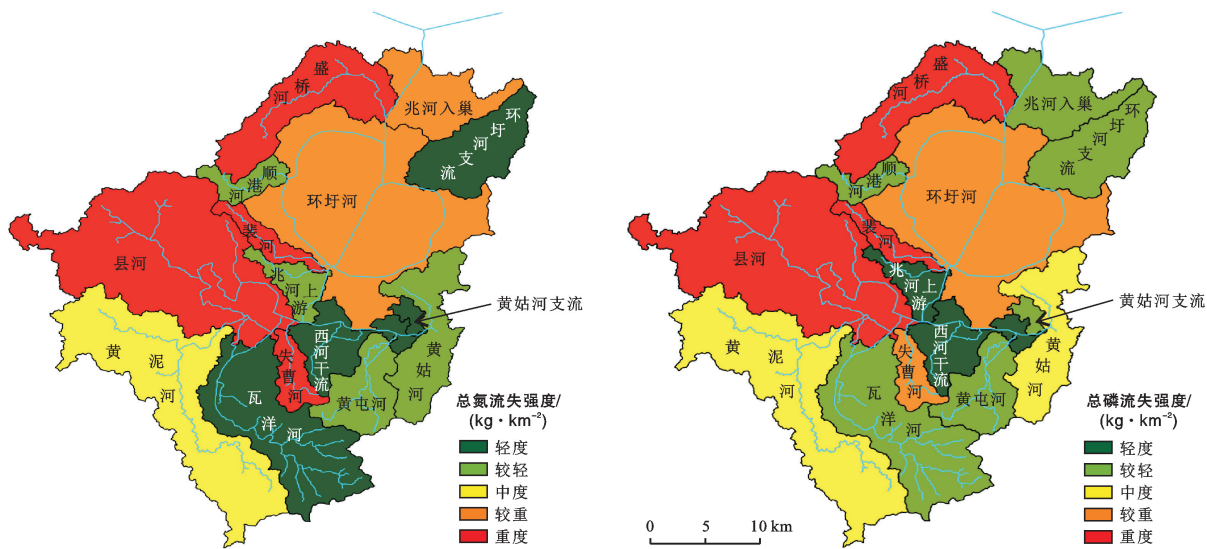


图 6 安徽省兆河流域各子流域非点源总氮(左)总磷(右)污染物流失强度

由图 6 可知,该流域总氮非点源污染处于重度流失强度的子流域有县河、失曹河、裴河、盛桥河子流域;处于较重流失强度的有环圩河、兆河入巢子流域。流域总磷非点源污染为重度流失强度的有县河、裴河、盛桥河子流域;较重流失强度的包括环圩河与失曹河子流域。结果表明,氮磷流失强度为重度的县河、失曹河、裴河、盛桥河及环圩河子流域面积占研究区总面积的 45.1%,但总氮排放量占到研究区总排放量的 69%~71%左右,总磷占 63%~75%,可以视为流域污染负荷关键区,应该作为流域非点源污染控制的主要地区。

3.4 流域最佳管理措施设置

在模型中设置单一措施和组合措施等不同的非点源污染削减措施,其中单一措施包括非工程措施(增加化肥埋深和施肥量削减)和工程措施(植草河道和植被过滤带)(表 5)。

3.4.1 耕种管理措施对污染负荷削减的影响 耕种管理措施主对非点源污染的削减效率的影响结果见图 7。其中,增加化肥埋深对总氮的削减率为 3.7%~13.8%,对总磷的削减率为 0.4%~14.1%,表明化肥埋深措施

对总氮的削减效果较为稳定,然而其对总磷的削减影响不稳定,由于总磷负荷量易受气象水文条件的影响,主要表现为降雨径流量大时削减率相对增加,而在降雨量较小的条件下,削减率仅为 0.4%~0.8%。

削减 10%的化肥用量可使总氮排放削减 4.2%~14.3%,总磷削减 0.2%~0.4%,平均削减量分别为 9.1%与 0.9%;当化肥削减 20%时,对非点源总氮的削减率没有较大的影响,但对总磷的平均削减率提升到了 1.8%;当化肥用量削减 50%时,总氮非点源负荷量削减 6.2%~16.1%,平均削减率 10.5%,总磷非点源负荷量削减 0.8%~13.6%,平均削减率 4.4%。这些结果表明减少化肥施用量对非点源总氮排放的削减效果要优于对总磷的削减效果,其重要原因是农田氮流失量相对磷流失量大。

3.4.2 工程拦截措施 工程拦截措施包括植草河道与植被过滤带两类,结果见图 8。植草河道对非点源污染排放的削减效率更加显著。仅 1 m 长植草河道可削减总氮污染负荷 47.2%~67.4%,削减总磷非点源污染 69.92%~79.53%;总氮和总磷平均削减率分别为 54.49%和 75.17%;植草河道长度为 5 m 时,总氮总磷

平均削减率分别提升至 55.4%与 78.3%;植草河道长 10 m 时,削减率为 57.3%与 79.8%。随着植草河道的不断延长其工程措施的单位长度削减效率呈下降趋势。20 m 的植草河道,其总氮总磷削减率分别为 58.0%与 81.2%;将植草河道长度延长 100 m 时,其对总氮总磷污染削减率与 20 m 相比,仅提升了 1.6%与

2.6%,说明当植草河道长度 ≥ 20 m 时,植草河道长度对氮磷削减影响不明显。植草河道对于总磷的削减效率相对总氮更为有效^[13],因此在总磷污染严重的地区可以优先考虑此措施。植草河道的削减效率在不同的水文气象条件下相对稳定,并且植草河道不需要占用工程用地,可作为工程治理措施的优先选择。

表 5 安徽省兆河流域管理措施方案设计

序号	管理措施	情景模拟		输入文件	参数设置
1	耕种措施	增加化肥埋深	残余比减 20%	.mgt	FRT_SURFACE=0.16
2			削减 10%	.mgt	氮肥 FRT_KG=405 磷肥 FRT_KG=135
3		施肥量削减	削减 20%	.mgt	氮肥 FRT_KG=360 磷肥 FRT_KG=120
4			削减 50%	.mgt	氮肥 FRT_KG=225 磷肥 FRT_KG=75
5	工程措施	植草河道	河道长 1 m	.ops	GWATL=1
6			河道长 5 m	.ops	GWATL=5
7			河道长 10 m	.ops	GWATL=10
8			河道长 20 m	.ops	GWATL=20
9			河道长 100 m	.ops	GWATL=100
10		植被过滤带	面积比=5	.ops	FS_RATIO=5
11			面积比=10	.ops	FS_RATIO=10
12			面积比=30	.ops	FS_RATIO=30
13	面积比=45		.ops	FS_RATIO=45	

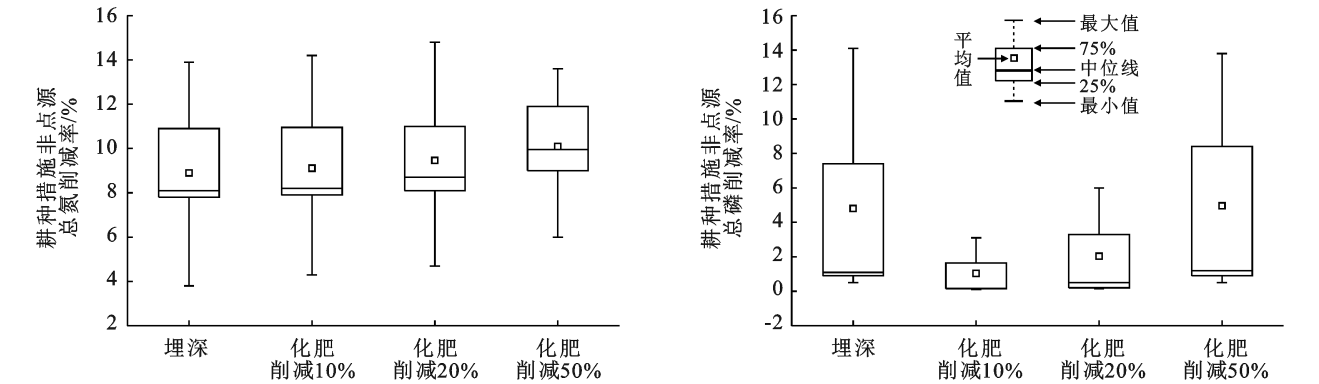


图 7 安徽省兆河流域耕种管控措施的非点源总氮及总磷的污染控制效果

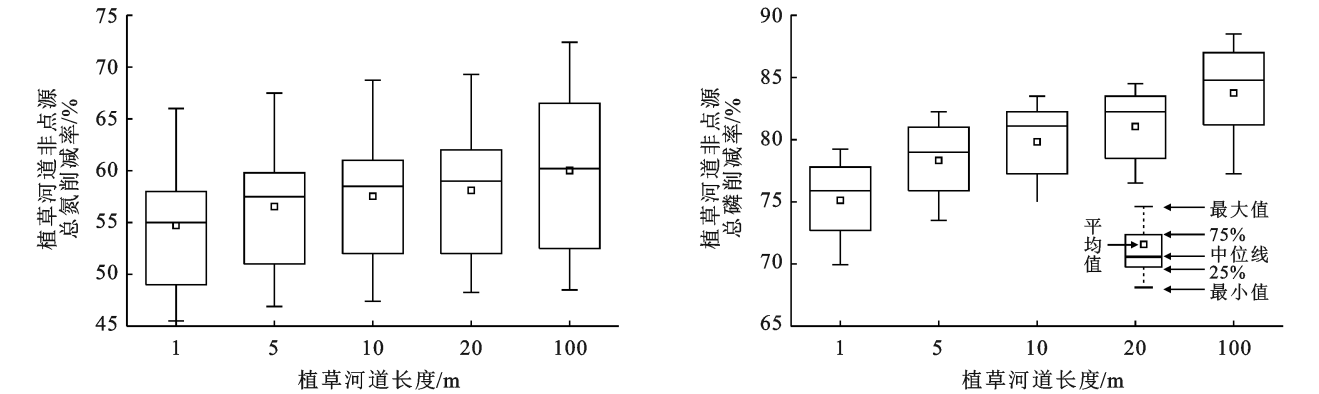


图 8 安徽省兆河流域植草河道非点源总氮及总磷的污染削减率

植被过滤带是布设在农田周围的植被密集条带,其对污染物的削减机理包括对地表径流中沉积物的拦截、过滤带植物对污染物的吸收、土壤中有機成分对污染物质的吸附以及土壤微生物对营养物质的降解与转化等^[24-25]。常见的植被过滤带布设面积与农田面积比多为 1/30~1/60 之间,但由于 1/60 的布设面积对本研究区氮磷污染物的削减率微乎其微,因此并没有在此处统计。从图 9 中可以发现,1/45 的植被过滤带布设面积比与 1/30 的布设面积比对总氮的削减率分别为 3.4%~14.2%与 3.9%~14.5%,平均

削减率为 9.3%与 9.8%,对总磷的削减率分别为 0.9%~26.3%与 1.1%~29.4%,平均削减率为 7.8%与 8.6%,布设面积的增大对削减效率并无明显提升。将过滤带面积与农田面积比提升至 1/10 与 1/5 时,其对总氮的平均削减率提升至 11.1%与 11.8%(最大削减率为 20.6%),对总磷的平均削减率提升至 10.8%与 11.9%(最大削减率为 42.2%),但由于植被过滤带需占用专门的工程用地,且后期维护费用较高,因此在实际布设过程中需结合经济成本综合考虑。

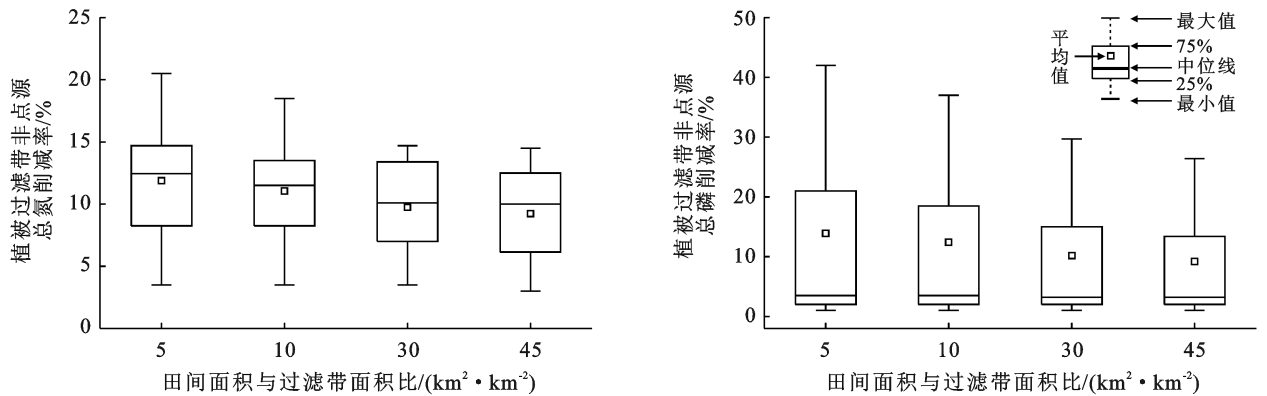


图 9 安徽省兆河流域植被过滤带非点源总氮及总磷的污染削减率

3.4.3 综合管理方案设计 综合以上研究结果也考虑非点源污染削减率与施工成本,经过比选最终确定耕种管理措施(增加化肥施用埋深、削减 50%化肥施用量)加工程措施(植草河道 1 m、田间面积与植被过

滤带面积占比 45%)组成最佳管理措施。通过非点源污染模型,模拟研究将最佳管理措施在非点源污染关键区实施之后的效果,统计分析了实施之后主要关键区的非点源污染削减情况,结果见图 10。

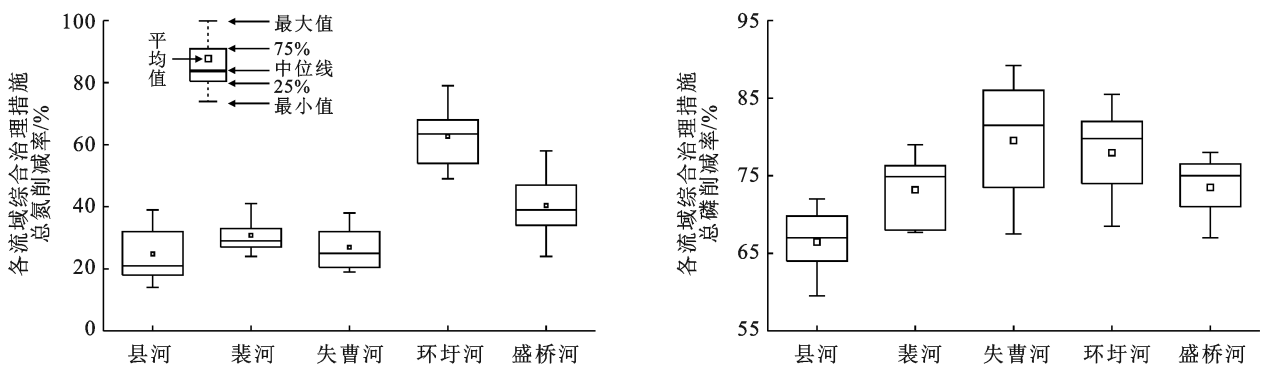


图 10 安徽省兆河流域非点源污染物流失关键区综合管理措施效果评估

在关键污染源区实施最佳管理措施以后,总氮削减率最显著为环圩河子流域,比实施之前减少了 48.63%~79.31%。由于环圩河流域主要为农业用地,而增加化肥埋深与减少化肥施用量可以有效减少来自农业生产的非点源污染,从而使得环圩河流域的总氮污染负荷得到的显著削减;其他关键污染源区总氮平均削减率也均达到了 25%以上。最佳管理措施对总磷的控制也有显著有效,各非点源污染关键区的

总磷平均削减率在 66%以上,削减效率最高的为失曹河子流域,达到了 68.9%~89.50%;削减效率较低的为县河子流域,总磷平均削减了 59.52%~71.72%。这也说明了最佳管理措施对流域总氮和总磷的非点源污染控制的有效性。

经过比较最佳管理措施后的非点源污染关键区单位面积非点源污染物流失强度变化如图 11 所示。县河、裴河、盛桥河子流域非点源总氮流失强度由“重

度”降为“较重”；环圩河子流域由“较重”流失强度降至“较轻”；失曹河子流域依然是“较重”强度，但其单位面积总氮负荷量由 2 041 kg/km² 降低至 1 500 kg/km²。综合管理措施对总磷流失强度的削减效果影响较为明显，研究区在最佳管理措施实施之后已无“中度”流失强度以上的子流域。实施之后县河子流

域总磷污染由“重度”流失降为“中度”流失；裴河、盛桥河子流域则由“重度”流失将至“较轻”；环圩河与失曹河子流域由“较重”流失分别变为“较轻”与“轻度”；可见最佳管理措施对总磷污染具有较好的控制效果，实施之后流域污染负荷能够满足清洁小流域建设要求。

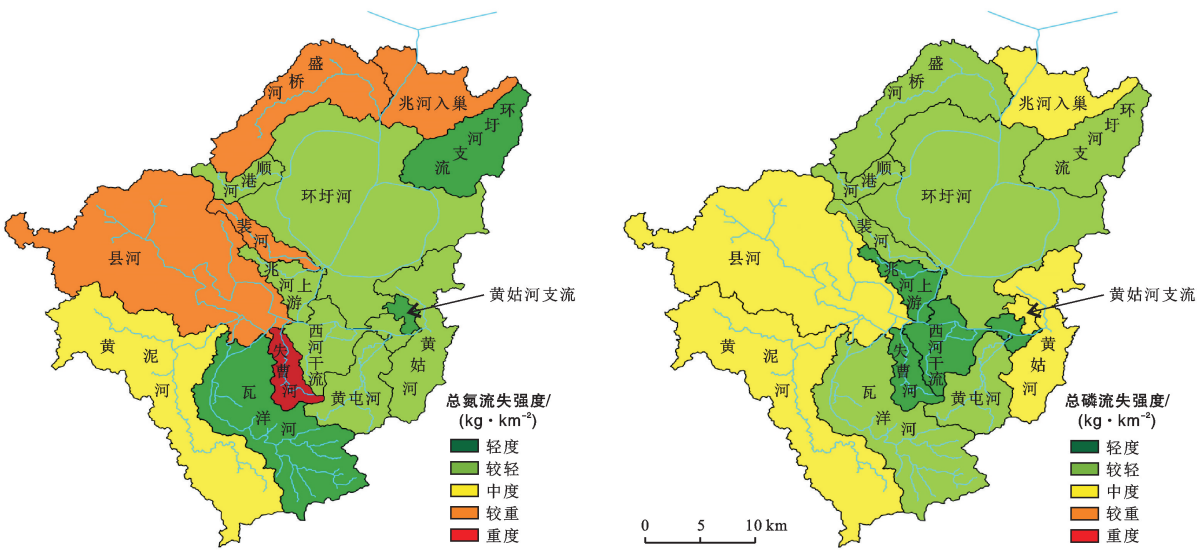


图 11 安徽省兆河流域最佳管理措施实施后流域非点源污染物流失强度

4 结 论

- (1) 通过构建兆河流域非点源污染模型，模拟研究了该流域非点源污染分布现状，结果表明县河子流域是整个流域中对氮磷等非点源污染物贡献率最大的子流域，环圩河与黄泥河子流域的贡献也较大。
- (2) 在不采取非点源污染控制措施的情况下，随着土地利用类型变化、人口增长等影响，该流域规划年氮磷等非点源污染负荷与现状年相比均有所增加，其中增加 45.3%总磷增加 8.0%左右。
- (3) 通过单元负荷指数法分析该流域的非点源污染关键区，结果表明氮磷流失强度为“重度”的县河、失曹河、裴河、盛桥河及环圩河子流域的氮磷污染排放量占流域总量比例高，可视为流域非点源污染关键区。
- (4) 通过合理设置工程措施和耕种管理方式，可以有效削减非点源污染关键源区氮磷的产出，使得整个流域的非点源污染得到有效控制。

[参 考 文 献]

[1] 陈学凯,刘晓波,彭文启,等.程海流域非点源污染负荷估算及其控制对策[J].环境科学,2018,39(1):77-88.

[2] 刘庄,晁建颖,张丽,等.中国非点源污染负荷计算研究现状与存在问题[J].水科学进展,2015,26(3):432-442.

[3] 郝桂珍,宋凤芝,徐利,等.清水河流域农业非点源污染模

拟及特征分析[J].中国农村水利水电,2021(1):111-118.

[4] 马放,姜晓峰,王立,等.基于 SWAT 模型的阿什河流域非点源污染控制措施[J].中国环境科学,2016,36(2):292-300.

[5] 宋兰兰,郝庆庆,王文海.基于 SWAT 模型的复新河流域非点源污染研究[J].灌溉排水学报,2018,37(4):94-98.

[6] 凌文翠,范玉梅,孙长虹,等.非点源污染最佳管理措施之研究热点综述[J].环境污染与防治,2019,41(3):362-366.

[7] 阎丽凤,石险峰,于立忠,等.沈阳地区河岸植被缓冲带对氮、磷的削减效果研究[J].中国生态农业学报,2011,19(2):403-408.

[8] 耿润哲,王晓燕,庞树江,等.非点源污染最佳管理措施成本—效益分析研究综述[J].环境科学与技术,2016,39(9):103-111.

[9] 王忠云,喻阳华,王芊姿.养分管理措施对干热河谷火龙果土壤肥力的影响[J].中国农业科技导报,2020,22(11):176-186.

[10] 李盟军,艾绍英,宁建凤,等.不同养分管理措施下常年菜地磷、钾养分径流流失特征[J].农业资源与环境学报,2019,36(1):33-42.

[11] 陈晓冰,朱彦光,李帅,等.不同耕作和覆盖方式对广西地区甘蔗地土壤水热状况的影响[J].西南农业学报,2019,32(8):1751-1758.

[11] 郭新波,王兆骞,张如良.浙江红壤区降雨侵蚀力季节分布与日雨量模型研究[J].水土保持学报,2001,15(3):35-37.

[12] 史志华,郭国先,曾之俊,等.武汉降雨侵蚀力特征与日降雨侵蚀力模型研究[J].中国水土保持,2006(1):22-24.

[13] 吴素业.安徽大别山区降雨侵蚀力简化算法与时空分布规律[J].中国水土保持,1994(4):12-13.

[14] 杨轩,梁音,方继青,等.基于日降雨信息的月降雨侵蚀力模型[J].土壤学报,2010,47(2):216-222.

[15] 章文波,谢云,刘宝元.利用日雨量计算降雨侵蚀力的方法研究[J].地理科学,2002,22(6):705-711.

[16] Zhu Dayun, Xiong Kangning, Xiao Hua. Multi-time scale variability of rainfall erosivity and erosivity density in the karst region of Southern China, 1960—2017 [J]. Catena, 2021,197: 104977.

[17] 殷水清,章文波,谢云,等.基于高密度站网的中国降雨侵蚀力空间分布[J].中国水土保持,2013(10):45-51.

[18] 董林垚,郑艳霞,程冬兵,等.气候变化对降雨侵蚀力的影响研究综述[J].长江科学院院报,2015,32(3):59-63.

[19] 温天福,张范平,胡建民,等.1958—2014 年赣江流域降雨侵蚀力时空变化特征[J].水土保持研究,2020,27(1):7-14,20.

[20] 唐亦汉,陈晓宏.近 50 年珠江流域降雨多尺度时空变化特征及其影响[J].地理科学,2015,35(4):476-482.

[21] 马良,姜广辉,左长清,等.江西省 50 余年来降雨侵蚀力变化的时空分布特征[J].农业工程学报,2009,25(10):61-68.

[22] 肖蓓,崔步礼,姜宝福,等.山东省不同地形区降雨侵蚀力时空变化特征[J].地球环境学报,2019,10(3):267-280.

[23] 冯若昂,刘加珍,陈永金,等.山东省多年降雨侵蚀力及其增长率变化分析[J].自然灾害学报,2017,26(5):83-92.

[24] Oliver J E. Monthly precipitation distribution: A comparative index [J]. The Professional Geographer, 1980,32(3): 300-309.

[25] 王朋辉,张陶,于小磊.近 65 年桂林市降雨侵蚀力变化特征与周期演化[J].贵州师范大学学报(自然科学版),2019,37(2):23-28.

[26] 鲁向晖,张海娜,白桦,等.赣江流域 1986—2015 年降雨侵蚀力时空变化特征[J].长江科学院院报,2020,37(10):51-58.

[27] 张优,王娟,张杰,等. GIS 与地统计学的土壤水分空间插值方法[J].四川师范大学学报(自然科学版),2019,42(5):703-710.

[28] 马良,左长清,孙勳,等.山东省降雨侵蚀力空间分布特征及简易方程的研究[J].水土保持研究,2010,17(2):28-31.

[29] 刘正佳,刘占仁,王丝丝,等.基于日降雨的沂蒙山区降雨侵蚀力时空变化研究[J].水土保持研究,2012,19(2):34-37.

(上接第 136 页)

[12] 付婧,王云琦,马超,等.植被缓冲带对农业面源污染物的削减效益研究进展[J].水土保持学报,2019,33(2):1-8.

[13] 张培培,李琼,阚红涛,等.基于 SWAT 模型的植草河道对非点源污染控制效果的模拟研究[J].农业环境科学学报,2014,33(6):1204-1209.

[14] 王民浩,周晓平,焦梦,等.流域水环境综合治理技术体系研究:以兆河流域为例[J].环境工程,2019,37(10):16-22,28.

[15] 张青梅,韩峰,刘湛,等.基于 SWAT 模型的湘江株洲段汞面源污染负荷测算[J].四川环境,2018,37(2):32-37.

[16] 郑思远,王飞儿,俞洁,等.水文响应单元划分对 SWAT 模型总氮模拟效果的影响[J].农业环境科学学报,2019,38(6):1305-1311.

[17] 王中根,夏军,刘昌明,等.分布式水文模型的参数率定及敏感性分析探讨[J].自然资源学报,2007,22(4):649-655.

[18] 孟现勇,王浩,雷晓辉,等.基于 CMDAS 驱动 SWAT 模式的精博河流域水文相关分量模拟、验证及分析[J].生态学报,2017,37(21):7114-7127.

[19] 胡德秀,李立,张艳,等.渭河干流陕西段综合治理前后的水质变化与趋势[J].水土保持通报,2018,38(5):97-102.

[20] Giri S, Nejadhashemi A P, Woznicki S A, et al. Evaluation of targeting methods for implementation of best management practices in the Saginaw River watershed [J]. Journal of Environmental Management, 2012, 103:24-40.

[21] 李卉,苏保林.平原河网地区农业非点源污染负荷估算方法综述[J].北京师范大学学报(自然科学版),2009,45(5):662-666.

[22] 李振炜,于兴修,姚孝友,等.农业非点源污染关键源区识别方法研究进展[J].生态学杂志,2011,38(12):251-258.

[23] 周慧平,高超.巢湖流域非点源磷流失关键源区识别[J].环境科学,2008,2(10):10-16.

[24] Panagopoulos Y, Makropoulos C, Mimikou M, et al. Reducing surface water pollution through the assessment of the cost-effectiveness of BMPs at different spatial scales[J]. Journal of Environmental Management, 2011,92(10):2823-2835.

[25] 梁菊,叶春,李春华,等.太湖竺山湾缓冲带两种人工草林土壤反硝化作用比较[J].环境科学研究,2017,30(5):744-754.