

土地利用和农业管理对丹江流域非点源氮污染的影响

毕直磊, 张妍, 张鑫, 任丽江, 山泽萱

(西北大学陕西省地表系统与环境承载力重点实验室, 西安 710127)

摘要: 为研究土地利用和农业管理对流域非点源氮污染的影响, 选择南水北调中线的重要水源地丹江流域作为研究区, 应用 SWAT 模型模拟了流域地表水硝酸盐氮和氨氮负荷, 揭示了土地利用变化和不同施肥灌溉措施对氮污染负荷的贡献。结果表明: (1) 流域内全年氮污染分布不均, 硝酸盐氮和氨氮污染较为严重的时段集中在每年 7—9 月, 输出量分别为 734.32、735.36 t, 占全年硝酸盐氮和氨氮输出量的 50% 以上; (2) 硝酸盐氮和氨氮的输出量具有较大的空间差异, 自上游至下游逐渐加重, 污染较为严重的子流域主要集中在丹凤县和商南县; (3) 通过设置情景模拟, 当坡度大于 15° 和 25° 的耕地退耕还林时, 流域硝酸盐氮负荷分别减少 59.83% 和 45.89%, 氨氮负荷分别减少 48.91% 和 35.78%。当流域内施肥量和灌溉量分别降低 20% 时, 流域硝酸盐氮负荷分别减少 3.63% 和 13.26%, 氨氮负荷分别减少 0.12% 和 15.65%; (4) 耕地是流域氮污染的主要来源, 降低流域施肥灌溉量和陡坡地退耕还林是控制流域非点源氮污染的关键。

关键词: SWAT 模型; 非点源污染; 土地利用; 农业管理; 丹江

中图分类号: X522

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2020)03-0135-07

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2020.03.021

The Impact of Land Use and Agricultural Management on Non-point Source Nitrogen Pollution in Dan River Watershed

BI Zhilei, ZHANG Yan, ZHANG Xin, REN Lijiang, SHAN Zexuan

(Shaanxi Key Laboratory of Earth Surface System and Environmental Carrying Capacity, Northwest University, Xi'an 710127)

Abstract: To study the effects of land use and agricultural management on non-point source nitrogen pollution in the watershed, Dan River watershed which is an important water source in the middle route of South-to-North Water Diversion project was selected as study area in this research, SWAT model was applied to simulate the nitrate nitrogen and ammonia nitrogen loads in the watershed, and quantify the contribution of land-use change and fertilization and irrigation measures on the nitrogen pollution loads of the river. The results indicated that: (1) The nitrogen pollution changed in different seasons, the most serious nitrogen pollution was from July to September, with the output of nitrate nitrogen and ammonia nitrogen loads of 734.32, 735.36 t, respectively (total accounting for more than 50% of the nitrate nitrogen and ammonia nitrogen load); (2) The nitrate nitrogen and ammonia nitrogen loads had large spatial difference, and the pollution increased from the upstream to the downstream. The sub-watershed with high nitrogen pollution load were mainly distributed in Danfeng and Shangnan counties; (3) The situational analysis indicated that when the farmland with slope greater than 15° and 25° in the basin was converted to forest, the nitrate nitrogen and ammonia nitrogen load in the basin decreased by 59.83% and 45.89%, respectively, and the ammonia load decreased by 48.91% and 35.78%, respectively. Both of fertilizer application and irrigation decreased by 20%, nitrate nitrogen load would decrease by 3.63% and 13.26%, and ammonia nitrogen load would decrease by 0.12% and 15.65%, respectively; (4) Cultivated land is the main source of nitrogen pollution in river basin, reducing the amount of fertilizer, irrigation and vegetation restoration in sloping cropland is the key to control non-point source nitrogen pollution in the watershed.

Keywords: SWAT model; non-point source pollution; land use; agriculture management; Dan River watershed

收稿日期: 2019-11-11

资助项目: 国家自然科学基金项目(41601017); 陕西省高校科协青年人才托举计划项目(20190702)

第一作者: 毕直磊(1996—), 男, 硕士研究生, 主要从事生态水文与水土保持研究。E-mail: 18392351529@163.com

通信作者: 张妍(1986—), 女, 副教授, 硕士生导师, 主要从事流域水文水循环研究。E-mail: yanz@nwu.edu.cn

近年以来,随着经济社会的不断发展,水体的污染状况日益加重。非点源污染由于面积广,污染类型多,迁移过程复杂,成为水体污染的重要来源。据统计^[1],在全球范围内有 30%~50%的地表水都受到了非点源污染的影响,美国 60%的水污染来源于非点源污染,欧洲国家由非点源污染排放的氮磷占地表水污染总负荷的 24%~71%^[2];根据 2018 年《中国水资源公报》^[3]最新资料显示,在全国 103 个主要湖泊和总长 26.2 万 km 的河流中,Ⅳ~Ⅴ类、劣Ⅴ类湖泊分别占湖泊总数的 58.9%和 11.6%,Ⅳ~Ⅴ类、劣Ⅴ类河流分别占河流总长度的 12.9%和 5.5%,非点源污染已成为地表水水质恶化的主要原因。因此,研究非点源污染的量化及其负荷的空间分布规律具有重要意义。

我国对非点源污染的研究开始于 20 世纪 80 年代,实施了包括退耕还林还草,推广新型肥料,改变灌溉管理方式^[4]等一系列有效措施以减少非点源污染。目前,非点源污染的研究主要集中在非点源污染物的特征、影响因素和模型模拟等方面^[5-6]。针对流域非点源污染负荷定量评价,已开发出了相关的模型,包括 SWMM (Storm Water Management Model) 模型, HSPF (Hydrological Simulation Program-Fortran) 模型和 SWAT (Soil and Water Assessment Tool) 模型等。其中 SWAT 模型作为一种较为成熟的分布式水文模型,不仅可以模拟流域非点源污染负荷,还可以通过设置不同情景优化流域非点源污染治理措施,因而在很多地区被广泛的使用和验证^[7-8]。Sorando 等^[9]运用 SWAT 模型构建了弗洛门流域的硝酸盐污染模型,并通过改变流域施肥量和种植作物预测流域的径流量和氮污染程度;Wagena 等^[10]利用 SWAT 模型,定量分析了气候变化与气候异常对切萨皮克湾流域农业、水文、养分循环和温室气体排放的影响;Gabriel 等^[11]采用 SWAT 模型对美国北卡罗来纳州 2 个流域的土地覆盖、气候变化对流域氮转化和输移的综合影响进行了估算。

丹江是南水北调中线工程的重要水源地,该地区属于土石山区,土层薄、有机质含量少,土壤抗蚀性较差,暴雨季节伴随降雨的冲刷,流域内的营养物质随径流进入水体,往往会对流域下游丹江口水库的水质造成威胁,影响水源地的调水工程。乔卫芳等^[12]通过 SWAT 模型对丹江口水库的非点源污染状况进行模拟,计算了流域内氮污染的负荷量;郑艳霞等^[13]通过基流分割的方法估算了丹江口水库入库处的氮污染负荷,但对于丹江口水库的重要水源地—丹江流域的非点源氮污染状况还缺乏研究。本文基于 SWAT 模型,以 2004—2012 年丹江流域的水文和水质数据为基础,建立丹江流域的径流污染物模型,并通过设

置情景模拟探究不同土地利用配置及施肥和灌溉措施对流域非点源氮污染负荷的影响,以期为保障南水北调水质安全提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

丹江发源于秦岭南麓,陕西东南部,在陕西省境内流经商州,丹凤和商南 3 个县区,在湖北省丹江口市与汉江交汇,注入丹江口水库。流域面积约 6 948 km²,属于暖温带半湿润季风性气候,多年平均气温 13.8℃,夏季炎热多雨,冬季寒冷干燥,春季较短多大风干燥,雨热同期,降水季节分配很不均匀,全年降水的 80%集中在夏季,期间常有暴雨,多年平均降雨量 779 mm,平均流量 174 m³/s,自然落差 1 401 m。研究区的高程、水系、子流域划分及气象水文站位置见图 1。

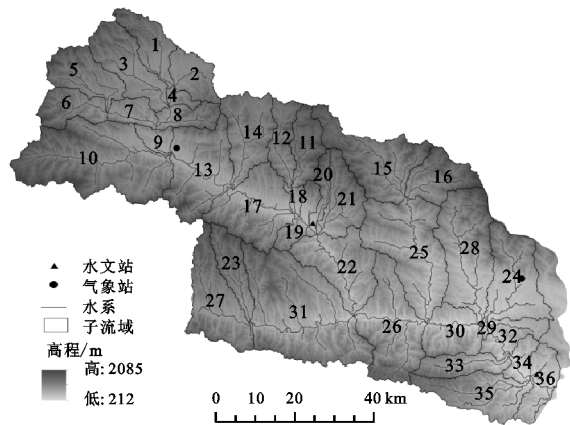


图 1 丹江流域高程、水系、子流域划分及气象水文站位置

1.2 模型数据来源

模型的数据来源主要包括空间数据、气象数据、水文数据和农业管理数据。

1.2.1 空间数据 空间数据主要包括研究区的 DEM 数据、土地利用数据和土壤类型数据。DEM 数据通过地理空间数据云下载,分辨率为 30 m,由 12 张 DEM 影像通过 ArcGIS 镶嵌功能拼接后将研究区裁剪。将已经裁剪好的 DEM 输入模型,提取河网、坡度和坡向等基本信息,并将研究区分为 36 个子流域。

土地利用数据为 2005 年、2010 年 2 期比例尺为 1:50 000 的陕西省土地利用图,根据国家土地利用分类标准,将研究区分为旱地、水田、林地、草地、水域、城镇用地和未利用地 7 种类型,并建立土地利用类型索引表。

土壤类型数据来源于联合国粮农组织 (FAO) 网站上下载的世界土壤数据库 (HWSD) 数据,包括土壤类型图和土壤属性数据。土壤属性数据包括土壤层数、土壤水文学分组、土壤层有效持水量、土壤饱和水力传导系数、土壤剖面深度等,其中土壤层有效持水量和土壤水饱和水力传导系数通过 SPAW

软件计算得到。

1.2.2 气象水文数据 气象水文数据分别来源于中国气象科学数据共享服务网和丹江流域水文局,主要包括 2004—2012 年商州和商南地区逐日的降水、气压、风速、蒸发量等数据和丹凤、荆紫关 2 个水文站逐月径流量、硝酸盐氮浓度、氨氮浓度数据,气象数据库通过 SWATWeather.exe 软件将实测气象原始数据输入后整理获得。

1.2.3 农业管理数据 流域农业管理数据通过商洛市

经济统计年鉴和实地调研获得。通过实际调查,流域内农作物以冬小麦和水稻为主,水稻在每年 5 月下旬种植,期间施肥 2 次,灌溉 2 次,平均施肥量约为 134.45, 57.62 kg/hm²,平均灌溉量约 7 249.5 m³/hm²,灌溉水深约 50 mm,每年 9 月下旬左右收割水稻。水稻收获后种下冬小麦,期间施肥 2 次,在返青期和拔节期灌溉 2 次,平均施肥量约为 348.25,149.25 kg/hm²,平均灌溉量约 750 m³/hm²,灌溉水深约 30 mm,来年 5 月上旬再将小麦收割继续种植水稻。具体数据信息见表 1。

表 1 SWAT 模型数据信息

数据名称	数据类型	数据来源	备注
数字高程 DEM	Raster	地理空间数据云	分辨率:30 m×30 m
土地利用类型	Raster	中国科学院资源环境科学数据中心	分辨率:30 m×30 m
土壤类型	Raster	世界土壤数据库	分辨率:1 km×1 km
气象数据	日尺度	中国气象科学数据共享服务网	时间范围:2004—2012 年
水文数据	月尺度	丹凤,荆紫关站监测断面	时间范围:2004—2012 年
施肥数据	年尺度	商洛市经济统计年鉴	时间范围:2004—2012 年

1.3 情景模拟设置

研究^[14]表明,我国非点源污染主要来源于土壤侵蚀,农田种植负荷和农村生活废弃物 3 个方面。因此,减少流域内水土流失和改善农田管理措施,是控制流域非点源污染的有效途径。根据实际情况,设置情景的原则为:首先,假设当地积极响应退耕还林政策,将 25°以上的坡耕地全部变为林地,最终逐渐将 15°以上的耕地都变为林地;其次,假设该流域提高了农田的管理措施,使得流域内农田的施肥量和灌溉量减少。故要设置的情景为:

情景 1:该地区积极实行退耕还林政策,即将 >15°的耕地全部变为林地,<15°的耕地不变。

情景 2:该地区实行退耕还林政策,将区域坡度 >25°的耕地全部变为林地,坡度<25°的耕地不变。

情景 3:该地区改善了农田的施肥措施,使流域施肥量减少 20%。

情景 4:该地区改善了灌溉措施,广泛使用喷灌,滴灌技术,使流域灌溉量减少 20%。

情景 5:情景 5 作为对照,设置为模拟年份内该流域原始的土地利用和施肥灌溉状况。

1.4 模型精度评价

模型的精度评价选用相对误差(E_R)、确定性系数(R^2)和 Nash-Suttcliffe 模拟效率系数(E_{NS})对模型的适用性进行评价^[15],模拟效率系数(E_{NS})、确定性系数(R^2)和相对误差(E_R)的计算公式为:

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

$$E_{NS} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^n (Q_i - \bar{Q})^2} \tag{2}$$

$$E_R = \frac{|\bar{Q} - \bar{S}|}{\bar{Q}} \times 100\% \tag{3}$$

式中: Q_i 和 S_i 是实测和模拟的径流污染物值,径流量的单位为 m³/s,污染物负荷量的单位为 kg; $\bar{Q}$ 和 $\bar{S}$ 是实测和模拟的径流污染物的平均值。 R^2 为模型确定性系数, R^2 越接近 1,表示实测值和模拟值的相关程度越高,模型模拟效果越好; E_{NS} 为模型模拟效率系数, E_{NS} 越接近于 1,表示模型实测值和模拟值越相近; E_R 为模型相对误差, E_R 越小,表示实测值和模拟值的差距越小。

2 结果与分析

2.1 模型敏感性分析

水文模型由于涉及方程和参数过多,模型不确定性来源主要包括模型输入数据、模型结构、参数及实测数据等^[16]。本研究通过 SWAT-CUP 和 SUFI-2 算法根据先率定径流,后率定污染物的原则对丹江流域的径流污染物进行敏感性参数分析、调整,最终确定参数范围,通过参数率定使模型的精度得以保证。

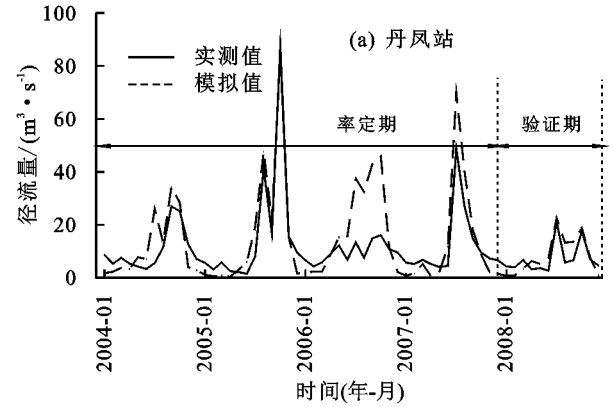
本研究将 2005 年流域土地利用类型作为输入数据,以 2004—2007 年为率定期,2008 年为验证期,对丹凤站进行了径流、硝酸盐氮模拟;将 2010 年流域土地利用类型作为输入数据,以 2009—2010 年为率定期,2011—2012 年为验证期,对荆紫关站进行了径流、氨氮模拟,2005 年和 2010 年流域的土地利用状况见表 2,流域内从 2005—2010 年间土地利用类型无明显变化,各土地利用类型的变化率均不超过 1%,对模型模拟的结果影响不大。模型选取率定的参数范围见表 3。

表 2 丹江流域 2005 年、2010 年土地利用状况

土地利用 类型	2005 年		2010 年	
	面积/km ²	面积占比/%	面积/km ²	面积占比/%
旱地	550.19	7.92	550.13	7.92
水田	950.09	13.67	956.38	13.76
林地	2491.07	35.85	2513.15	36.17
草地	2893.35	41.64	2849.10	41.01
水域	9.44	0.14	10.23	0.15
城镇及未利用地	53.84	0.78	69.00	0.93

表 3 模型参数率定

参数名称	典型范围值	存储文件	参数含义
CN2	-0.27~-0.25	.mgt	径流曲线数
RCN	4.24	.bsn	降雨中的氮浓度
ALPHA_BF	0.058~0.06	.gw	基流消退系数
NPERCO	0.76~0.77	.bsn	硝酸盐的渗流系数
SOL_AWC	0.35~0.36	.sol	土壤有效持水量
ESCO	0.21~0.22	.hru	土壤蒸发补偿系数
GW_REVAP	0.2	.gw	地下水再蒸发系数
AI1	0.089	.wwq	藻体氮占藻类量的分数
ANION_EXCL	0.2~0.21	.sol	阴离子空隙百分数
SOL_NO3	67~69	.chm	土层有机氮初始浓度
RSDCO	0.07	.bsn	残留生物体的分解系数
SOL_CBN	2.07	.sol	有机氮含量
GW_DELAY	18~19	.gw	地下水延时系数
K_N	0.04~0.05	.wwq	氮的半饱和常数



2.2 模型模拟结果分析

通过敏感性分析,丹凤站径流量率定期的确定性系数 R^2 、模拟效率系数 E_{NS} 、相对误差 E_R 分别为 0.74, 0.51,22.74%,验证期的 R^2 、 E_{NS} 、 E_R 分别为 0.70,0.51, 15.73%;荆紫关站径流量率定期的确定性系数 R^2 ,模拟效率系数 E_{NS} 、相对误差 E_R 分别为 0.75,0.67,17.81%,验证期的 R^2 、 E_{NS} 、 E_R 分别为 0.78,0.76,2.73%,各站点实测和模拟径流值结果和模型参数效果见图 2 和表 4。研究^[17]表明,确定性系数 $R^2>0.6$,相对误差 $E_R\leq 30\%$,模拟效率系数 $E_{NS}>0.5$ 时可以认为模拟结果有一定的可信度; $E_{NS}>0.65$ 时,模拟结果较好,流域内径流率定期和验证期的确定系数均大于 0.7, NS 系数均大于 0.5。因此 SWAT 模型适用于丹江流域的径流模拟。

表 4 丹江流域月径流模拟

评价指标	丹凤站		荆紫关站	
	率定期	验证期	率定期	验证期
R^2	0.74	0.70	0.75	0.78
E_{NS}	0.51	0.51	0.67	0.76
$E_R/\%$	22.74	15.73	17.81	2.73

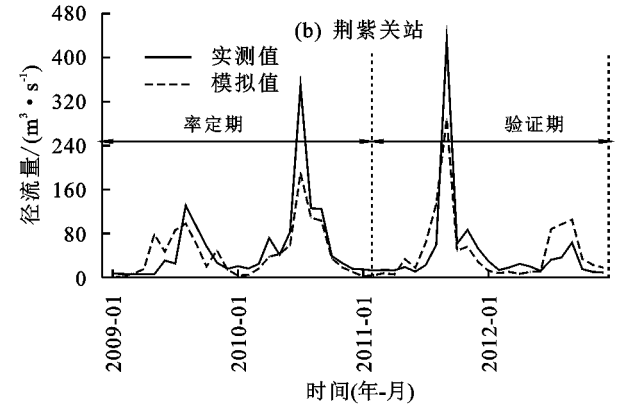


图 2 丹江流域月径流模拟结果

在基于径流模拟的基础上,进行流域水质模拟,分别对丹凤、荆紫关站进行了硝酸盐氮、氨氮负荷模拟,丹凤和荆紫关监测断面的硝酸盐氮、氨氮模拟结果见图 3,模型的评价效果见表 5。根据上述分析,流域内污染物率定和验证期的确定系数均大于 0.7,NS 系数均大于 0.5,表明模型适合模拟流域内的污染状况。

表 5 丹江流域月硝酸盐氮、氨氮负荷模拟

评价指标	丹凤站		荆紫关站	
	率定期	验证期	率定期	验证期
R^2	0.64	0.77	0.93	0.82
E_{NS}	0.60	0.57	0.73	0.78
$E_R/\%$	2.98	29.25	32.57	24.48

3 讨论

3.1 流域氮污染负荷时间特征

通过 SWAT 模型对丹江流域 2004—2008 年硝

酸盐氮污染和 2009—2012 年氨氮污染进行模拟,计算流域内不同时期平均逐月硝酸盐氮、氨氮负荷输出量、输出占比,并同时计算不同模拟年份内流域出口处平均逐月径流量及其与平均逐月硝酸盐氮、氨氮负荷输出量的相关性关系,见图 4、图 5 和表 6。

由上述图表可知,首先,流域内不同时期硝酸盐氮和氨氮的输出量随时间的变化趋势一致,呈现先增大后减小的趋势,流域降雨集中在每年的 7—9 月,随着时间的推移由于降雨量的增大使得径流量增加,径流对土壤中氮的冲刷作用增强,从而使硝酸盐氮和氨氮的输出量增大;之后随着降雨量的减少,径流量随之减小,使硝酸盐氮和氨氮的输出量减小。其次,流域内不同时期硝酸盐氮和氨氮输出量与流域径流量呈正相关关系,相关系数 R^2 分别为 0.32 和 0.66,随着径流量的增加,硝酸盐氮和氨氮的输出量逐渐增

大,不同时期氨氮和硝酸盐氮污染较为严重的时间都集中在每年的 7—9 月,即流域丰水期,其输出量分别为 734.32,735.36 t,占全年硝酸盐氮和氨氮输出量的 50%以上。最后,考虑到模型设置时每年 5,7 月是水

稻的施肥期,由于丰水期径流对坡耕地的侵蚀作用,耕地内氮肥大量流失,导致了当月氨氮和硝酸盐氮平均模拟输出负荷的升高。因此,径流的变化是流域氮污染负荷变化的驱动因子之一。

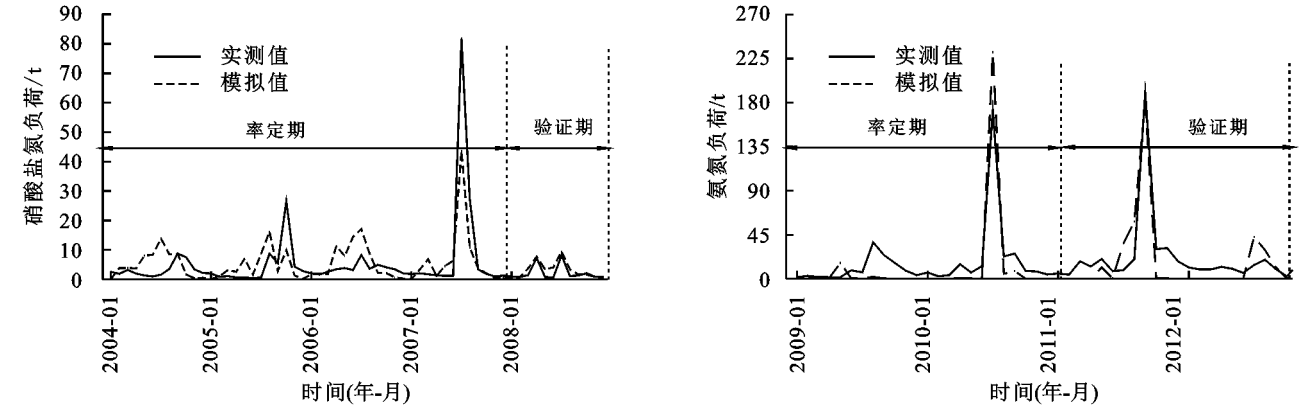


图 3 丹江流域月硝酸盐氮、氨氮模拟结果

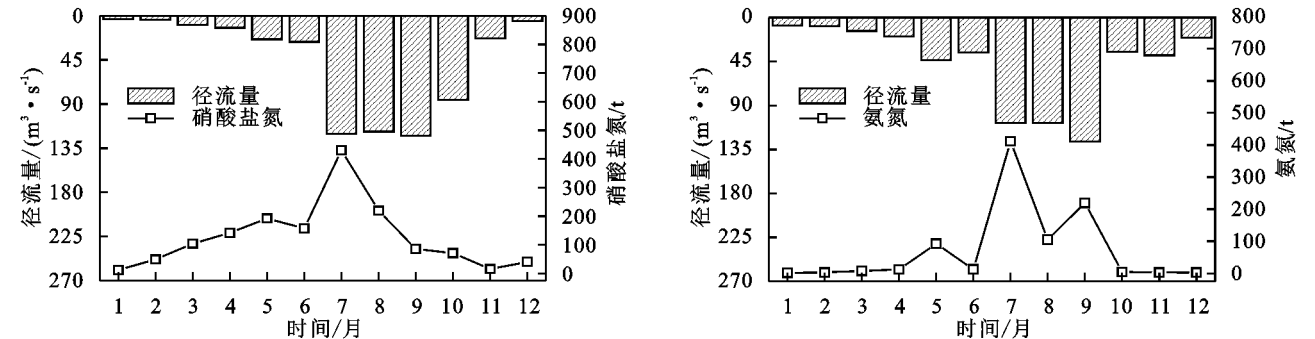


图 4 丹江流域不同时期平均逐月径流量与硝酸盐氮、氨氮输出量

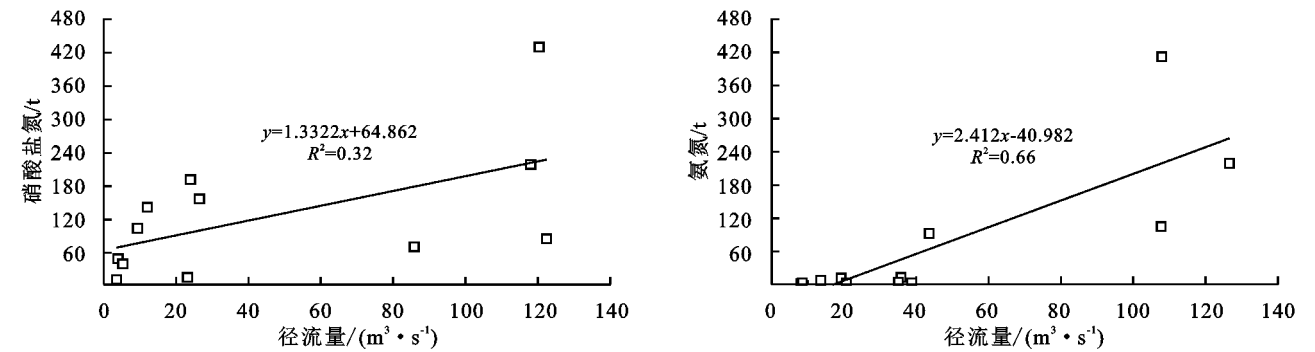


图 5 丹江流域不同时期平均逐月径流量与硝酸盐氮、氨氮输出量相关性分析

表 6 丹江流域不同时期平均逐月硝酸盐氮、氨氮输出量占比 单位: %

输出物	1 月	2 月	3 月	4 月	5 月	6 月	7 月	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月
硝酸盐氮	0.77	3.24	6.87	9.35	12.64	10.36	28.36	14.44	5.60	4.68	1.02	2.65
氨氮	0.15	0.33	0.89	1.34	10.57	1.46	47.12	11.99	25.09	0.45	0.35	0.25

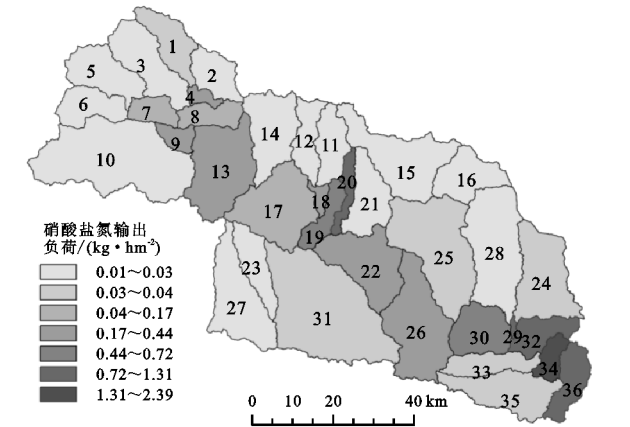
3.2 流域氮污染负荷空间特征

丹江流域 2004—2008 年月平均硝酸盐氮输出负荷和 2009—2012 年月平均氨氮输出负荷见图 6。由图 6 可知,流域硝酸盐氮负荷最高的子流域在流域下游 34 号子流域,单位面积的输出负荷为 2.39 kg/hm²,较高硝酸盐氮负荷的子流域主要集中在 19,20,29,31,32,36 号子流域,单位面积输出负荷为 0.72~1.31 kg/hm²,硝酸盐氮污染严重和较为严重的子流域共 1 064.41 km²,占流域面积的 15.32%;氨氮的输

出负荷分布与硝酸盐氮相似,负荷最高的子流域主要集中在 33,34,36 号子流域,单位面积的输出负荷为 1.58~2.70 kg/hm²,较高氨氮负荷的流域为流域南部的 19,28,31 号子流域,单位面积的输出负荷为 0.24~1.58 kg/hm²,氨氮污染严重和较为严重的子流域共 1368.23 km²,占流域面积的 19.69%。韩博等^[18]对蒲河流域的研究表明,流域硝酸盐氮负荷在 0~3.00 kg/hm²;欧阳威等^[19]对柘皋河流域的研究表明,流域硝酸盐氮负荷在 0.81~2.40 kg/hm²,和上述结

果相比,丹江流域氮污染负荷不高,但存在风险。

从地形上看,流域地势呈现西北高、东南低的趋势,可分为丘陵区、低山区、中山区和河谷川道区^[20]。流域上游为商州县,位于中山区,山高坡陡,植被茂密,水土保持效益较好,氮污染程度较轻;流域中游为丹凤县,位于低山区和丘陵区,坡度较大,土地类型主要以草本植物和灌木为主,且土质多为黄泥土和风化石碴土,易于水土流失,因此与上游相比,流域中游的



氮污染负荷有一定程度的增加;流域下游为商南县,位于河谷川道区,这里坡度平缓,人口密集,植被覆盖度较低,耕地面积较为集中,坡耕地的水土流失和农药化肥的大量施用是这一区域氮污染增加的主要原因。综合来说,流域内硝酸盐氮和氨氮的输出量具有较大的空间差异,自上游到下游氨氮和硝酸盐氮负荷逐渐加重,氮污染较为严重的子流域主要集中在流域中游的丹凤县和流域下游的商南县。

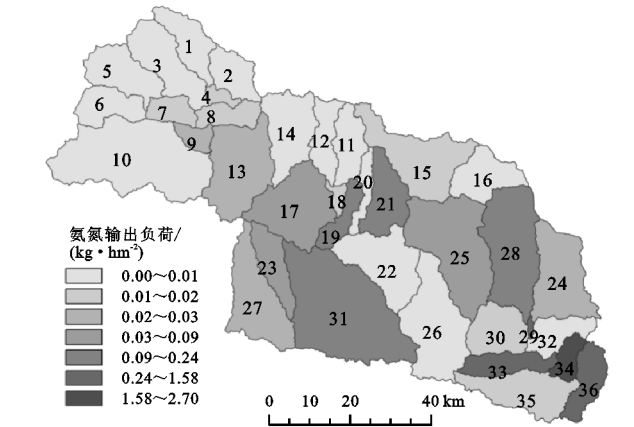


图 6 丹江流域硝酸盐氮和氨氮输出负荷

3.3 退耕还林对流域氮污染负荷的调控作用

表 7 为不同退耕还林情景下流域的氮污染状况,通过退耕还林的植被恢复,流域内氮污染负荷明显下降。当坡度>15°的耕地退耕还林时,流域内林地面积增加 13.16%,硝酸盐氮负荷减少 888.42 t,占流域硝酸盐氮负荷的 59.83%,氨氮负荷减少 427.13 t,占流域氨氮负荷的 48.91%;当坡度>25°的耕地退耕还林时,流域内林地面积增加 6.17%,硝酸盐氮负荷减少 681.44 t,占流域硝酸盐氮负荷的 45.89%,氨氮负荷减少 312.51 t,占流域氨氮负荷的 35.78%。研究^[21]表明,氮污染负荷与耕地面积呈现正相关关系,随着耕地面积的增加,氮污染负荷逐渐增大。因此,耕地是流域氮污染的主要来源,随着退耕还林的出现,流域内坡耕地面积减少,林地面积增加,林草植被通过根系涵养水源,并利用其植被冠层改良土壤性质,促进土壤的团粒结构的形成,提高土壤的抗蚀性^[22]。从另一方面来看,农田中氮肥的利用率为 26.7%~48.5%^[23],随着流域耕地面积的减少,耕地内总施肥量随之下降,由施肥产生的氮的流失量相应减少,流域内坡耕地土壤侵蚀和水土流失带来的氮污染负荷也随之减小,从而使流域氮污染总负荷下降。

表 7 不同植被恢复情景下流域年平均污染物负荷					
污染物	情景 5 (基准)	情景 1(>15°退耕)		情景 2(>25°退耕)	
		污染负荷	变化率/%	污染负荷	变化率/%
硝酸盐氮/t	1484.90	596.48	-59.83	803.46	-45.89
氨氮/t	873.32	446.19	-48.91	560.81	-35.78

3.4 农田管理措施对流域氮污染负荷的调控作用

表 8 为不同农田管理措施状况下流域内的氮污

染负荷,当流域内施肥量减少 20%时,流域硝酸盐氮含量下降 53.85 t,占流域硝酸盐氮负荷的 3.63%;氨氮含量下降 1.04 t,占流域氨氮负荷的 0.12%;当流域内灌溉量降低 20%时,流域内硝酸盐氮和氨氮负荷分别下降 196.94,136.68 t,占流域硝酸盐氮负荷和氨氮负荷的 13.26%和 15.65%。耕地主要受农业活动和管理措施的影响,研究^[24]表明,作物吸收利用的氮肥仅占 30%~40%,大部分的氮素在降雨条件下通过地表径流、农田排水和地下渗漏的过程进入水体。流域内年平均施肥量约 49 145 t,部分残余的化肥随径流迁移进入河道,导致了流域氮负荷的升高。当施肥和灌溉量减少时,流域内耕地化肥残留量下降,灌溉产生的化肥流失量降低,渗入土壤的化肥量减少,流域内氮污染负荷得到改善。

表 8 不同管理情景下流域年平均污染物负荷					
污 染 物	情景 5 (基准)	情景 3 (施肥量减少 20%)		情景 4 (灌溉量减少 20%)	
		污染负荷	变化率/%	污染负荷	变化率/%
硝酸盐氮/t	1484.90	1431.05	−3.63	1287.96	−13.26
氨氮/t	873.32	872.28	−0.12	736.64	−15.65

3.5 水源地管理措施建议

根据上述分析,流域氮污染主要来源于土壤养分流失,农业化肥淋损等方面,耕地是导致流域非点源氮污染的主要原因,相当一部分的氮污染物质会伴随流域内坡耕地的土壤侵蚀随径流进入河道。因此,流域内应将植被恢复和农业管理措施相结合:在坡度>25°的耕地区进行重点退耕还林或采取少耕,免耕的耕作方式;对坡度<25°的坡耕地,应尽量修建成水

平梯田或梯地,采取等高耕作,沟垄耕作等水土保持耕作措施,并因地制宜的发展茶园、果园等经济林木,在减少土壤侵蚀的前提下提高地区的经济效益;同时应广泛使用和推广喷灌、滴灌等节水灌溉措施和测土配方施肥、缓控施肥等科学合理的施肥措施,降低流域施肥和灌溉量,将生态措施和人工措施相结合,逐步减少流域非点源氮污染负荷。

4 结 论

(1)从氮污染的时间变化上看,全年氮污染较为严重的时间集中在每年的 7—9 月,硝酸盐氮和氨氮的输出量分别为 734.32,735.36 t,占全年氮污染输出的 50%以上。

(2)从氮污染的空间变化看,流域自上游到下游氨氮和硝酸盐氮负荷逐渐加重,污染较为严重的子流域主要集中在流域中游的丹凤县和流域下游的商南县,分别占流域面积的 15.32%和 19.69%。

(3)通过设置情景模拟,当坡度 $>15^{\circ}$ 和 25° 的耕地退耕还林时,流域硝酸盐氮负荷分别减少 59.83%和 45.89%,氨氮负荷分别减少 48.91%和 35.78%。当流域内施肥量和灌溉量分别降低 20%时,流域硝酸盐氮负荷分别减少 3.63%和 13.26%,氨氮负荷分别减少 0.12%和 15.65%。

(4)耕地是流域内氮污染的主要来源,降低流域施肥灌溉量和陡坡地退耕还林是控制流域非点源氮污染的关键。

参考文献:

[1] 李秀芬,朱金兆,顾晓君,等.农业面源污染现状与防治进展[J].中国人口资源与环境,2010,20(4):81-84.

[2] 杨云碧,杨彩花.我国城市地表水环境非点源污染的研究进展[J].资源节约与环保,2019,(4):115.

[3] 夏军,翟晓燕,张永勇.水环境非点源污染模型研究进展[J].地理科学进展,2012,31(7):941-952.

[4] 范力,张丹,段慧,等.中国农业非点源污染防治措施研究[J].环境科学与管理,2015,40(11):85-87.

[5] 王林霖,李保柱.水环境非点源污染的模型模拟现状与发展[J].环境与发展,2019,31(4):74-76.

[6] 欧阳威,刘迎春,冷思文,等.近三十年来非点源污染研究发展趋势分析[J].农业环境科学学报,2018,37(10):2234-2241.

[7] 刘吉开,万甜,程文,等.未来气候情境下渭河流域陕西段非点源污染负荷响应[J].水土保持通报,2018,38(4):82-86.

[8] Anand J, Gosain A K, Khosa R. Prediction of land use changes based on land change modeler and attribution of changes in the water balance of Ganga basin to land use change using the SWAT model[J].Science of the Total Environment,2018,644:503-519.

[9] Sorando R, Comín F A, Jiménez J J, et al. Water resources and nitrate discharges in relation to agricultural land uses in an intensively irrigated watershed[J].Science of The Total Environment,2019,659:1293-1306.

[10] Wagena M B, Collick A S, Ross A C, et al. Impact of climate change and climate anomalies on hydrologic and biogeochemical processes in an agricultural catchment of the Chesapeake Bay watershed, USA[J].Science of the Total Environment,2018,637:1443-1454.

[11] Gabriel M, Knightes C, Cooter E, et al. Modeling the combined effects of changing land cover, climate, and atmospheric deposition on nitrogen transport in the Neuse River Basin [J]. Journal of Hydrology: Regional Studies,2018,18:68-79.

[12] 乔卫芳,牛海鹏,赵同谦.基于 SWAT 模型的丹江口水库流域农业非点源污染的时空分布特征[J].长江流域资源与环境,2013,22(2):219-225.

[13] 郑艳霞,程超,辛小康.丹江口水库入库非点源污染负荷的计算与讨论[J].人民长江,2015,46(10):42-47.

[14] 管飞,马友华,张东红,等.农业面源污染负荷空间分布及风险评价研究进展[J].中国农学通报,2017,33(30):61-66.

[15] Nilawar A P, Waikar M L. Use of SWAT to determine the effects of climate and land use changes on streamflow and sediment concentration in the Purna River basin, India[J].Environmental Earth Sciences, 2018,77(23):783.

[16] 刘伟,安伟,杨敏,等.基于 SWAT 模型的三峡库区大宁河流域产流产沙模拟及土壤侵蚀研究[J].水土保持学报,2016,30(4):49-56.

[17] Tan M L, Ibrahim A L, Yusop Z, et al. Impacts of land-use and climate variability on hydrological components in the Johor River basin, Malaysia[J].Hydrological Sciences Journal,2015,60(5):873-889.

[18] 韩博,周丽丽,范昊明,等.蒲河流域氮污染负荷模拟及时空分布[J].中国水土保持科学,2013,11(2):90-96.

[19] 欧阳威,蔡冠清,黄浩波,等.小流域农业面源氮污染时空特征及与土壤呼吸硝化关系分析[J].环境科学,2014,35(6):2411-2418.

[20] 王杰,李鹏,高海东,等.丹江上游土地利用/景观指数与水质关系初探[J].水土保持研究,2018,25(6):383-389.

[21] Chiang L, Chaubey I, Gitau M W, et al. Differentiating impacts of land use changes from pasture management in a CEAP watershed using the SWAT model[J].Transactions of the ASABE,2010,53(5):1569-1584.

[22] 杨大文,雷慧闽,丛振涛.流域水文过程与植被相互作用研究现状评述[J].水利学报,2010,41(10):1142-1149.

[23] 杨宪龙,路永莉,李茹,等.小麦—玉米轮作体系多年定位试验中作物氮肥利用率计算方法探讨[J].应用生态学报,2014,25(12):3514-3520.

[24] 闫瑞,闫胜军,赵富才,等.农业非点源氮污染研究进展分析[J].环境保护科学,2014,40(4):49-55.