

河南省氮素农业面源污染风险评价与关键管控区识别

高林林 吴用 杨书涵 刘雪珂 李玲 李栋浩

(河南农业大学资源与环境学院, 郑州 450002)

摘要: 农业面源污染是我国水环境保护面临的重要问题, 风险评价对于农业面源污染防治具有重要意义。本研究以河南省为研究区域, 采用层次分析法的分级赋值方法, 基于熵值法和专家打分确定各影响因子权重, 构建河南省氮素农业面源污染风险多因子综合评价模型, 计算河南省氮素农业面源污染风险指数并在流域尺度上进行验证, 划分氮素农业面源污染的风险等级并识别关键管控区。结果表明: 种植源、养殖源和生活源分别贡献河南省 31.52%、38.47% 和 30.01% 的氮素流失负荷, 流失负荷呈现为西低、中、东部高的特点。河南省有 39 429 km² 的区域存在中风险, 约占河南省总面积的 23.61%, 有 17 318 km² 的区域存在高风险, 约占总面积的 10.37%; 划定距河流 2 km 以内的中、高风险区为一般管控区和重点管控区, 面积分别为 10 982 km² 和 9 285 km²。通过与同期水质自动监测数据进行相关分析, 决定系数为 0.82, 表明模型模拟结果具有较高的精准度。综合结果表明, 建立的多因子综合评价模型具有科学性和准确性, 可用于氮素农业面源污染风险的识别。

关键词: 氮素农业面源污染; 多因子综合评价; 风险识别; 管控区; 河南省

中图分类号: X522

文献标识码: A

文章编号: 1000-1298(2024)03-0311-10

OSID:



Risk Assessment of Nitrogen Agricultural Non-point Source Pollution and Identification of Critical Control Areas in Henan Province

GAO Linlin WU Yong YANG Shuhan LIU Xueke LI Ling LI Donghao

(College of Resources and Environment, Henan Agricultural University, Zhengzhou 450002, China)

Abstract: Agricultural non-point source pollution is an important problem for water environmental protection in China, and risk assessment is of great significance for the prevention and control of agricultural non-point source pollution. Taking Henan Province as the research area, a multi factor comprehensive evaluation model for nitrogen agricultural non-point source pollution was constructed, the hierarchical assignment method of Analytic Hierarchy Process was used, the weights of each influencing factor were determined based on entropy method and expert scoring, the risk index of nitrogen agricultural non-point source pollution in Henan Province was calculated, and it was verified at the basin scale. The risk level of nitrogen agricultural non-point source pollution was divided and critical control areas were identified. The results showed that planting, breeding and domestic sources contributed 31.52%, 38.47% and 30.01% of the nitrogen loss load, respectively. The nitrogen loss load was low in the west and high in the middle and east of Henan Province. In Henan Province, 39 429 km² area was at moderate risk, accounting for 23.61% of the total area of Henan Province, and 17 318 km² area was at high risk, accounting for 10.37% of the total area of Henan Province. The medium and high-risk zones within 2 km from the river were classified as general control areas and key control areas, with the general control area of 10 982 km² and the key control area of 9 285 km². Correlation analysis was carried out between the model and the data of automatic water quality monitoring stations in Henan Province in 2021 at the basin scale, and the fitting degree $R^2 = 0.82$, indicating that the model had a high accuracy. The results showed that the multi-factor comprehensive evaluation model established was scientific and accurate,

收稿日期: 2023-10-11 修回日期: 2023-12-28

基金项目: 国家重点研发计划河南省省联动项目(2021YFD1700900)、国家自然科学基金面上项目(42077004)、河南省高等学校重点科研计划项目(23A630014)和河南农业大学科技创新基金项目(KJCX2020C05)

作者简介: 高林林(1999—), 男, 硕士生, 主要从事农业面源污染研究, E-mail: gaoll1999@163.com

通信作者: 吴用(1990—), 男, 讲师, 博士, 主要从事农业水资源利用与保护研究, E-mail: yong.wu@henau.edu.cn

which can be used for the identification of nitrogen agricultural non-point source pollution.

Key words: nitrogen agricultural non-point source pollution; multi-factor comprehensive evaluation; risk identification; control area; Henan Province

0 引言

农业面源污染是造成我国水环境污染的重要来源,据 2020 年《第二次全国污染源普查公报》显示,农业污染源产生的化学需氧量、总氮和总磷排放分别占地表水体污染总负荷的 49.8%、46.52% 和 67.22%^[1]。农业面源污染的来源和排放过程中存在大量的不确定性^[2],污染物通过地表径流或者地下径流进入江河湖泊,其形成过程受地形、地貌、土壤、耕作方式、化肥施用量、植被覆盖、降水等多种因素影响^[3-4],因此具有随机性强、分布广、形成原因复杂、潜伏性强、产生的滞后性及控制难度大等特点^[5]。

模型是目前研究农业面源污染的重要方法^[6],与传统的河流断面监测手段相比具有范围广、成本低等优点。国内外常用的面源污染模拟模型可以归纳为机理模型和经验模型两类。机理模型代表有 SWAT^[7]、HSPE^[8]、AnnAGNPS^[9] 等。机理模型虽然在面源污染模拟上有较好的应用效果,但是所需数据繁杂,在地形平坦、沟渠复杂的平原地区适用性较差^[10]。经验模型多采用输出系数法^[11]、最小累积阻力模型^[12]、氮磷指数法^[13]和清单分析法^[14]等,这类方法优点是数据较少,计算简便,能快速对区域面源污染风险进行评估,划分污染风险等级,确定面源污染关键源区。但这类方法同样存在局限性和不足,如传统的输出系数法侧重于不同土地利用类型污染输出系数的生成^[15],清单分析法侧重于不同类型污染源的输出,两者都缺乏考虑水文因素(如降雨和径流)和下垫面条件(如土壤、坡度和植被)^[16];氮磷指数法通常需要基于实地的土壤采样数据,数据获取难度较大;MCR 最小累积阻力模型通常将耕地定义为污染源,在以耕地为主要用地类型的农业集中种植区适用性较差。

河南省是南水北调水源地和全国重要粮食生产核心区,是农业大省和粮食大省,存在化肥施用量高、农业生产方式粗放等问题,这导致河南省氮素农业面源污染负荷总体偏高^[17]。综合考虑传统经验模型的优点和不足,本文建立多因子综合评价模型^[18],以河南省为研究区域,结合 ArcGIS 和 ENVI 等软件,在栅格尺度上计算河南省氮素农业面源污染风险指数,划分风险等级并识别氮素农业面源污染风险较高的优先管控区,以期对农田管理、污水处

理措施进行指导,提高治理效率,为有效控制和治理氮素农业面源污染提供科学依据和理论支持。

1 研究区概况

河南省位于我国中部的黄淮海平原(31°23′~36°22′N,110°21′~116°39′E),面积 $1.67 \times 10^5 \text{ km}^2$,地势西高东低,地跨黄、淮、海、长江四大流域,属暖温带-亚热带、湿润-半湿润季风气候,平原面积占 55.7%,山地丘陵占 44.3%,东部平原以潮土、水稻土为主,西部山区以褐土、黄褐土、砂浆黑土为主,主要河流包括黄河、淮河、颍河等,这些河流在省内形成了丰富的水系,对于农业灌溉和水资源供应起着重要作用。作为农业大省,河南省的土地利用类型以耕地为主(图 1),耕地面积为 $7.514 1 \times 10^6 \text{ hm}^2$,其中水田 $6.820 \times 10^5 \text{ hm}^2$,占 9.08%;水浇地 $4.591 3 \times 10^6 \text{ hm}^2$,占 61.10%;旱地 $2.240 8 \times 10^6 \text{ hm}^2$,占 29.82%,种植模式以小麦玉米轮作为主。

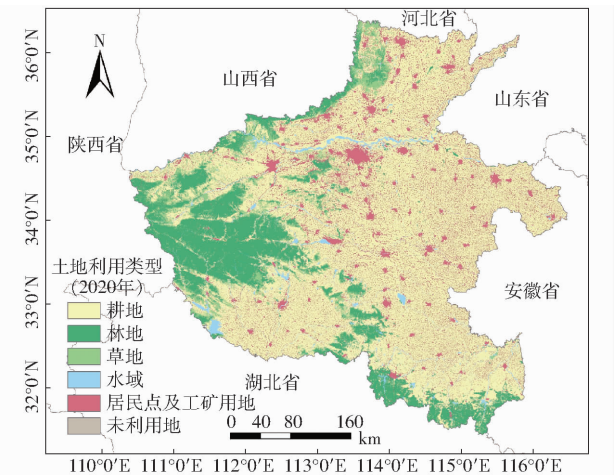


图 1 河南省土地利用现状图

Fig.1 Land use map of Henan Province

2 研究方法

2.1 河南省氮素农业面源污染风险评价体系

结合现有资料,以 2021 年为研究期,根据各影响因子在农业面源污染形成中所起的作用,将其概括为源因子和迁移因子两大类^[19]。源因子指影响污染物来源的因素,依据农田养分平衡和产排污系数法计算得到,按照污染物的输出渠道可分为种植源、养殖源和生活源^[20]3 方面,相加总和即为氮素流失负荷;迁移因子指影响污染物迁移的因素,基于土壤侵蚀模型选取,其中 P 因子由能够表征径流量的径流系数替代^[21],具体包括降雨侵蚀量、坡度、土

壤可侵蚀性因子、年植被覆盖度和径流系数。

2.1.1 源因子

氮素流失负荷基于县域统计数据计算获得,本研究将耕地和农村居民点设定为农业面源污染产生的用地类型并赋值在栅格上,其他用地类型氮素流失负荷设定为0,计算式为

$$L_i = \frac{P_i + B_i + D_i}{1\,000A_i} \tag{1}$$

式中 L_i ——第*i*县的氮素流失负荷,kg/km²
 P_i ——第*i*县种植源的氮素流失量,t
 B_i ——第*i*县养殖源的氮素流失量,t
 D_i ——第*i*县生活源的氮素流失量,t
 A_i ——第*i*县耕地和农村居民点面积和,km²

(1)种植源基于文献[22-24]提出的农田养分平衡方程并引入种植业流失系数进行计算。养分盈余量增加会导致农业面源污染风险增大,通过地表径流和淋溶流失的养分量随着养分盈余量的增加而增大。计算式为

$$P_i = N_{sur}N_{loss} \tag{2}$$

其中 $N_{sur} = N_{input} - N_{output} \tag{3}$

$$N_{input} = N_{cfer} + N_{ofer} + N_{irr} + N_{dep} + N_{str} + N_{seed} + N_{bnf} + N_{cake} \tag{4}$$

$$N_{output} = N_{crop} \tag{5}$$

式中 N_{sur} ——氮素盈余量,t
 N_{loss} ——种植业总氮流失系数,参考《第二次全国污染源普查产排污系数手册》获得,小麦玉米轮作取0.389%,其他大田作物(除冬小麦、夏玉米轮作以外的旱地大田作物)取0.406%,露地蔬菜取0.948%,单季稻取0.694%

N_{input} ——氮素输入总量,t
 N_{output} ——氮素输出总量,t
 N_{cfer} ——化肥氮中带入的氮素量,t
 N_{ofer} ——人畜粪尿带入的氮素量,t
 N_{irr} ——灌溉水带入的氮素量,t
 N_{dep} ——大气干湿沉降带入的氮素量,t
 N_{str} ——秸秆还田带入的氮素量,t
 N_{seed} ——作物种子带入的氮素量,t
 N_{bnf} ——豆科作物和非豆科作物的生物固氮量,t
 N_{cake} ——饼肥还田带入的氮素量,t
 N_{crop} ——作物吸收带走的氮素量,t

(2)养殖源包括规模养殖和养殖户养殖所产生的畜禽粪尿,这一部分污染物由于各种原因没有被完全消除从而进入地表环境,计算式为

$$B_i = \sum s_j f_j m_{i,j} / 1\,000 \tag{6}$$

式中 s_j ——第*j*类畜禽品种的养殖规模占比,%
 f_j ——第*j*类畜禽品种特定规模化养殖水平下的总氮排污系数,kg/头(只)
 $m_{i,j}$ ——第*i*县、第*j*种畜禽品种的数量,头(只)

(3)生活源主要指未经处理直接排放的废水,包括厕所污水、厨余污水、洗浴污水等,计算式为

$$D_i = 365q_i u_i (1 - e_i t_i) / 100 \tag{7}$$

式中 q_i ——第*i*县农村常住人口数量,万人
 u_i ——第*i*县所在地市人均产污强度,g/(人·d)
 e_i ——第*i*县所在地市的污染物综合去除率,%
 t_i ——第*i*县所在地市的污水处置率,%

2.1.2 迁移因子

迁移因子包括降雨侵蚀量、年植被覆盖度、坡度、土壤可侵蚀性因子、径流系数。

(1)降雨侵蚀量:降雨是农业面源污染的重要驱动力,降雨直接影响土壤侵蚀和径流量,与化肥、农药这些污染物的流失程度紧密相关。采用WISCHMEMIER等^[25]提出的年降雨侵蚀公式计算,即

$$R = \sum_{i=1}^{12} 1.735 \times 10^{1.51g \frac{p_{month}^2}{p_{year}} - 0.8188} \tag{8}$$

式中 R ——降雨侵蚀量,MJ·mm/(hm²·h)
 p_{month} ——月平均降雨量,mm
 p_{year} ——年平均降雨量,mm

(2)年植被覆盖度:植被覆盖度是刻画地表植被覆盖的一个重要参数^[19]。植被覆盖状况能够反映农业面源污染下垫面情况,一个区域植被越茂盛,水土流失发生时的水土保持效果和径流过程中污染物的截留作用越大。年植被覆盖度采用像元二分法计算^[26],分别计算河南省2021年12个月植被覆盖度,并求月均值,计算式为

$$FVC = \frac{NDVI - NDVI_{soil}}{NDVI_{veg} - NDVI_{soil}} \tag{9}$$

式中 FVC ——植被覆盖度
 $NDVI$ ——植被指数
 $NDVI_{soil}$ ——纯裸土像元的NDVI值
 $NDVI_{veg}$ ——纯植被像元或高植被覆盖度区域的NDVI值

(3)坡度是土壤侵蚀和径流流速的加速因子,地形的坡度越大,污染物流失风险越高。

(4)土壤可侵蚀性因子:土壤可侵蚀性因子*K*用于量化土壤侵蚀的脆弱性,土壤可蚀性越强,*K*越高。*K*取决于土壤中黏土、壤土、砾石和有机碳含量^[27],计算式为

$$K=0.1317K_{\text{China}}$$

(10)

其中 $K_{\text{China}}=-0.01383+0.51575K_{\text{EPIC}}$

(11)

$$K_{\text{EPIC}}=\left[0.2+0.3\exp\left(-0.0256S_a\left(1-\frac{S_i}{100}\right)\right)\right]\cdot\left(\frac{S_i}{C_l+S_i}\right)^{0.3}\left(1-\frac{0.25C}{C+\exp(3.72-2.95C)}\right)\cdot\left(1-\frac{0.7S_n}{S_n+\exp(-5.51+22.9S_n)}\right)$$

(12)

$$S_n=1-\frac{S_a}{100}$$

(13)

式中 K_{EPIC} ——EPIC 模型计算得到的土壤可侵蚀性因子, $\text{t}\cdot\text{h}/(\text{MJ}\cdot\text{mm})$

K_{China} ——中国土壤可侵蚀性因子, $\text{t}\cdot\text{h}/(\text{MJ}\cdot\text{mm})$

S_a ——砂粒含量, %

S_i ——粉粒含量, %

C_l ——黏粒含量, %

C ——土壤有机碳含量, %

其中 0.1317 为美国制和国际制的单位转换系数。

(5) 径流系数是一个地区一定时间内径流量与降雨量的比值, 径流系数越大说明地表对雨水吸收作用越弱, 降雨所产生的地表径流对污染物的冲刷和运移作用越强, 计算式为

$$\alpha=\frac{R_{\text{deep}}}{P_{\text{deep}}}$$

(14)

其中 $R_{\text{deep}}=\frac{W}{1\,000B}$

(15)

式中 α ——径流系数

R_{deep} ——径流深度, mm

P_{deep} ——年降水深度, mm

W ——年径流总量, m^3

B ——流域面积, km^2

2.2 模型建立

本研究所建立的氮素农业面源污染风险多因子综合评价模型基于层次分析法对影响因子进行分级赋值, 影响因子的权重采用文献参考、专家打分法和熵值法相结合进行确定。考虑到源因子主要受人为因素影响且对农业面源污染的贡献较大, 所以源因子的权重采用专家打分和文献参考获得; 迁移因子权重采用熵值法确定, 坡度、降雨等自然因素受人类活动影响较小, 依据其本身存在的空间差异性进行权重划分能够有效避免人为主观性的影响^[21], 具体方法为将栅格统一分辨率并进行归一化处理利用 ArcGIS 中模型构建器编写代码计算权重, 熵值法权重计算式为

$$W_o=\frac{\sigma_o}{\sum_{o=1}^n\sigma_o}$$

(16)

式中 W_o ——第 o 个迁移因子权重

σ_o ——第 o 个迁移因子差异系数

根据各影响因子对氮素流失风险贡献赋予相应的权重并划分 4 个等级, 分别赋值 1、2、3、4, 最后通过栅格叠加得到氮素农业面源污染风险指数, 通过自然断点法将氮素农业面源污染风险划分为 4 个风险等级。氮素农业面源污染风险指数计算式为

$$TNANSP=\sum W_mI_m$$

(17)

式中 $TNANSP$ ——氮素农业面源污染风险指数

W_m ——第 m 个影响因子的权重

I_m ——第 m 个影响因子的赋值

各影响因子的权重及分级赋值见表 1, 空间分布见图 2。

表 1 河南省氮素农业面源污染影响因子评价体系

Tab.1 Evaluation system of influencing factors for nitrogen agricultural non-point source pollution in Henan Province

赋值	氮素流失负荷/ ($\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$)	降雨侵蚀量/ ($\text{MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)	坡度/($^{\circ}$)	土壤可侵蚀性因子/ ($\text{t}\cdot\text{h}\cdot\text{MJ}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$)	年植被覆盖度	径流系数
1	0~300	0~3 000	0~6	0~0.005	>0.75	0~0.23
2	300~485	3 000~4 000	6~15	0.005~0.013	0.60~0.75	0.23~0.32
3	485~755	4 000~5 500	15~25	0.013~0.018	0.45~0.60	0.32~0.42
4	>755	>5 500	>25	>0.018	0~0.45	>0.42
分级依据	自然断点法	自然断点法	坡耕地分级标准	文献[28]	文献[28]	自然断点法
权重	0.35	0.20	0.09	0.13	0.07	0.16

2.3 数据来源

本研究选取 2021 年河南省的相关数据。其中遥感数据为 2021 年 MOD13Q1 的 NDVI 数据(分辨率 250 m、植被指数 16 a 合成产品(<https://ladsweb.modaps.eosdis.nasa.gov/search/>)), 用于植被覆盖

度反演; 降水数据来自国家地球科学数字中心(<http://www.geodata.cn/>), 用于降雨侵蚀量计算; 水质数据来自国家水质自动监管平台(<https://szzdjc.cnemc.cn:8070/GJZ/Business/Publish/Main.html>), 用于模型精度验证; 高程数据为 ASTER 全球

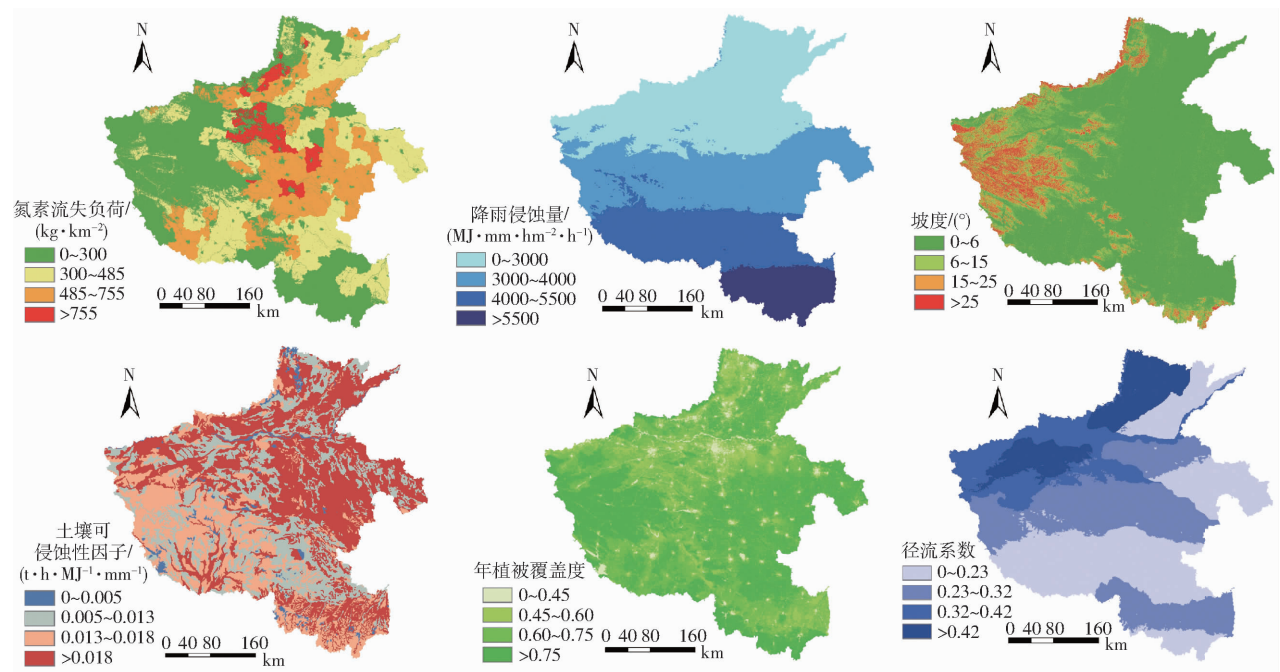


图 2 河南省氮素农业面源污染影响因子空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of influencing factors of nitrogen agricultural non-point source pollution in Henan Province

DEM 数据,来自中国科学院资源环境科学与数据中心 (<https://www.resdc.cn/>);土壤数据来自世界土壤数据库 (<https://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/soil-maps-and-databases/>),主要包括土壤中黏土、壤土、砾石、有机碳含量,用于土壤可侵蚀性因子计算;化肥施用量、作物产量等统计数据来自 2021 年河南省各地市统计年鉴,用于氮素流失负荷计算;流量数据来自全国雨水情信息网站 (<http://xxfb.mwr.cn/index.html>),用于径流系数计算。水质数据和流量数据为课题组记录的逐日数据,地理数据统一转换为分辨率 250 m 的栅格。

3 结果与分析

3.1 氮素流失负荷空间分布

研究期内河南省氮素流失平均负荷为 441 kg/km²,种植源、养殖源和生活源分别贡献 31.52%、38.47% 和 30.01% 的流失负荷,其中周口市、驻马店、许昌市、漯河市的养殖源流失负荷显著高于种植源和生活源,其他地区分布较为平均。由图 3 可知,氮素流失负荷在县域尺度上总体呈现为西、南部低,中、东、北部高的特点,与河南省的地形地势分布具有较强的相关性。河南省的西部地区多为山地丘陵地貌,包括太行山脉、伏牛山脉、桐柏山脉和大别山脉,地势相对较陡峭;河南省的中、东、北部是黄淮海冲积平原,地势相对较低,地形平坦,是农业集中种植区。氮素流失负荷的高值区分布在郑州、许昌、漯河、周口、新乡等城市,其中氮素流失强度最高的县域单元分布在郑州市区周边的新密市、新郑市、荥阳

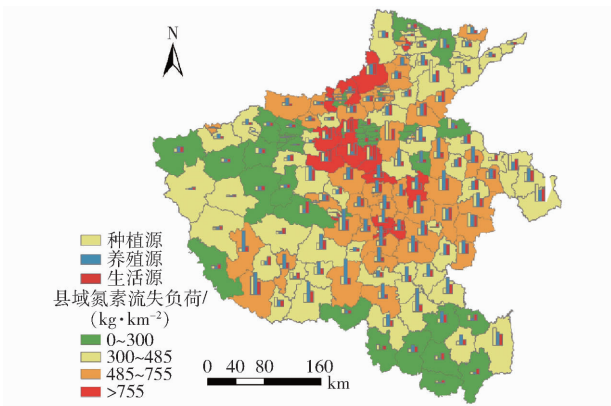


图 3 河南省县域氮素流失负荷

Fig. 3 Nitrogen loss load at county level in Henan Province

市、巩义市和登封市,氮素流失来源以种植源和生活源为主,主要原因是这些地区作为县级市临近郑州市区,农业市场需求较大,蔬菜、瓜果等时令作物种植面积广,此外,受郑州市快速城镇化的影响,耕地面积的减少和劳动力的转移迫使耕地投入要素相应加强^[29],从而导致农业生产活动强度高、化肥施用量大。氮素流失负荷的低值区主要分布在三门峡、洛阳、信阳等地的山地丘陵地区,三门峡、洛阳大部分县域和信阳的部分县域是典型的山区农业县或林业县,耕地面积占比相对较少,农业生产活动强度不高,因此氮素流失负荷普遍较低。

3.2 氮素农业面源污染风险评价与关键管控区识别

利用自然断点法对河南省氮素农业面源污染风险指数进行划分,分级标准为:无风险(风险指数为 1.5~1.8)、低风险(风险指数为 1.8~2.1)、中风险(风险指数为 2.1~2.5)和高风险(风险指数为

2.5~3.1),如图4所示。河南省有17 318 km²区域存在高风险,约占河南省总面积的10.37%;39 429 km²区域存在中风险,约占总面积的23.61%;低风险与无风险的面积分别为64 879 km²和45 374 km²,分别占总面积的38.85%与27.17%。中、高风险区主要分布在河南省中东部、西南部、南部和北部的平原地区,低风险及无风险区主要集中在西部山区。河南省中部、东部的中、高风险区作为农业集中种植区氮素流失负荷较高,耕地和农村居民点作为污染源景观分布广泛;南部信阳的部分地区虽然氮素流失负荷量较低,但受降雨影响较大,且主要种植作物为单季稻,水田景观对污染物拦截作用较差,稻田排水会产生较多的氮素流失^[30],所以综合风险较高;北部焦作、新乡、安阳的中、高风险区受养殖源、生活源以及径流系数影响较大,该地区处于卫河流域,西部为太行山脉,受地势影响对雨水汇集作用强且河流流速快^[31],整体径流系数较高,从而导致风险程度较高;河南西部山区虽然坡度较大,有利于污染物的扩散,但耕地源景观分布较少、植被覆盖度高且以林地为主,对污染物的拦截作

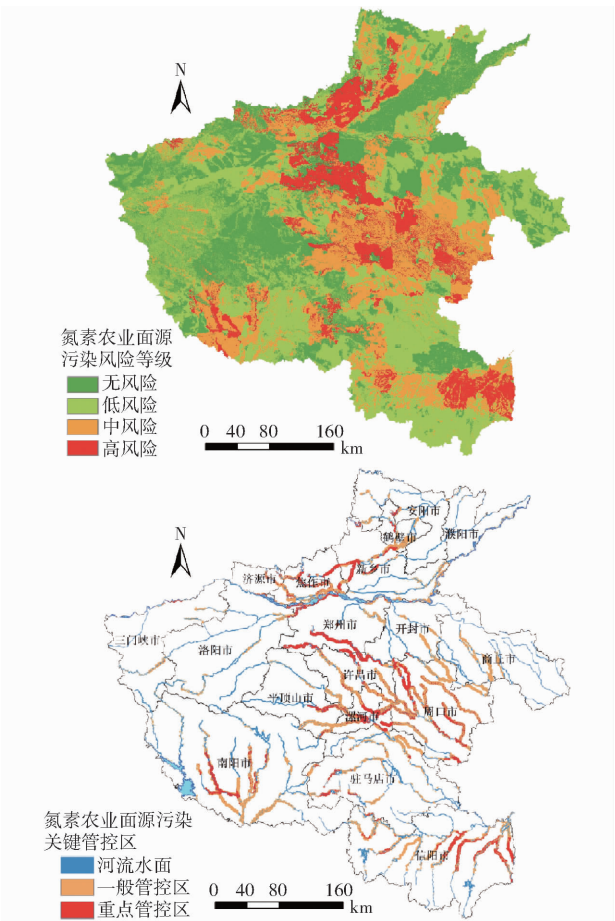


图4 氮素农业面源污染风险等级及关键管控区分布
Fig.4 Spatial distribution of risk levels and critical control areas of nitrogen agricultural non-point source pollution in Henan Province

用强,所以整体风险程度较低。

不同于点源污染排放的位置固定性,农业面源污染的产生具有随机性和不确定性,所以其排放量并不等于入河量,使得源头控制和过程拦截成为农业面源污染防治的关键^[32]。河南省农业集中种植区地形相对平坦,存在大量与天然河流相连的人工河流、干渠^[33],极大地改变了自然河流流量和水文连通性,化肥农药、生活污水等通过排水沟渠汇入河流成为污染物传输的重要通道^[34]。考虑到沟渠长度和污染物衰减距离的影响,潜在污染物入河风险随着与河道距离的增加而减少,参考孔佩儒等^[35]对海河流域面源污染核心控制距离的研究结果以及河南省的实际情况,将距河流2 km以内的氮素农业面源污染中风险区和高风险区分别划定为氮素农业面源污染一般管控区和重点管控区,如图4所示。一般管控区面积为10 982 km²,重点管控区面积为9 285 km²。对于一般管控区,应以“保护优先,预防为主”,在不损害农户利益的前提下开展农业面源污染的防治工作;对于重点管控区,应以水环境质量为约束条件,重点进行水质监测,从源头控制、过程拦截、末端治理3方面进行重点管控,根据所在区域、主要的污染源类型和自然环境特点进行有针对性的治理。

3.3 模型精度验证

为确定模型的有效性,本研究在流域尺度上通过与实测值对比进行结果验证。选取河南省内面积较大、水系相对完整且监测断面分布均匀的9个三级流域,分别为丹江口以上、徒骇马颊河、金堤河和天然文岩渠、蚌洪区间北岸、王家坝以上北岸、唐白河、伊洛河、王蚌区间北岸、卫河平原区,如图5所示。氮素农业面源污染风险指数越大说明该区域氮素流失潜在风险越高,考虑到各流域面积不同且流量差异较大,将不同流域氮素农业面源污染风险指数均值与河南省地表水环境数据进行分析,结果见表2。

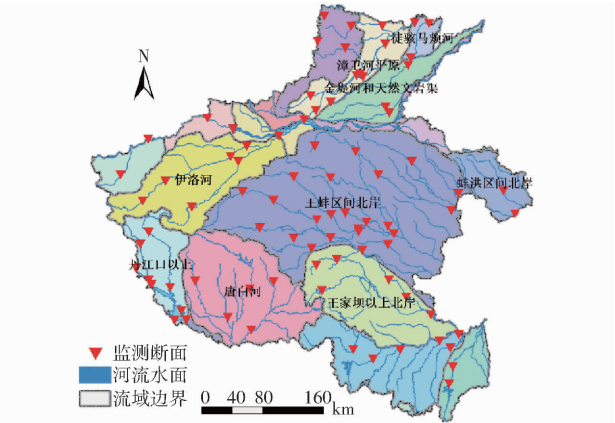


图5 河南省三级流域与水质监测断面分布
Fig.5 Distribution of three-order basins and water quality monitoring sections in Henan Province

表2 河南省三级流域氮素农业面源污染风险指数与总氮水质数据

Tab.2 Risk index of nitrogen agricultural non-point source pollution and total nitrogen in rivers of three-order basins in Henan Province

三级流域名称	氮素农业面源 污染风险指数	总氮质量 浓度年均值/ (mg·L ⁻¹)	1—3 月总氮质量 浓度均值/ (mg·L ⁻¹)	4—6 月总氮质量 浓度均值/ (mg·L ⁻¹)	7—9 月总氮质量 浓度均值/ (mg·L ⁻¹)	10—12 月总氮质 量浓度均值/ (mg·L ⁻¹)
丹江口以上	1.69	2.03	2.19	1.97	1.71	2.55
徒骇马颊河	1.80	3.11	1.82	1.71	3.47	6.04
金堤河和天然文岩渠	1.83	3.29	2.54	2.39	2.567	4.39
蚌洪区间北岸	1.92	3.56	4.74	2.61	3.48	3.34
王家坝以上北岸	1.99	4.08	4.99	3.14	3.51	4.82
唐白河	2.03	3.68	4.41	3.28	3.04	3.98
伊洛河	2.15	3.97	4.29	3.20	3.07	5.64
王蚌区间北岸	2.19	4.21	4.33	2.71	3.77	6.49
卫河平原区	2.32	6.29	6.77	4.42	5.20	9.88

基于同期国家地表水质自动监测平台所发布的河南省 94 个监测断面的逐日数据,将 2021 年年均以及 4 个季度的总氮质量浓度分别与氮素农业面源污染风险指数进行相关分析,考虑到与河流相比湖库远离农田和居民点^[36],所以剔除了湖库的监测数据,结果如图 6 所示。氮素农业面源污染风险指数与河南省 9 个三级流域总氮质量浓度年均值的拟合效果最好,决定系数 R^2 为 0.82;在月尺度上,7—9 月拟合效果较好,决定系数 R^2 达到 0.80,10—12 月拟合效果稍差,但决定系数 R^2 也能达到 0.60。综合结果表明,该模型具有较高的可信度,能够较好地评价氮素农业面源污染风险。

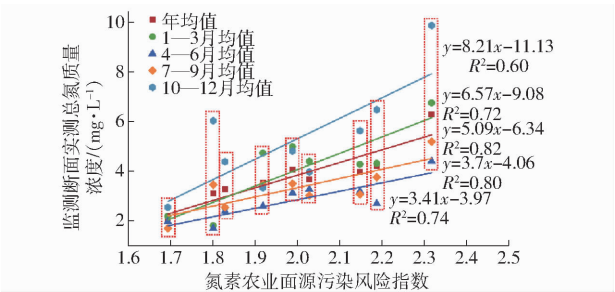


图6 氮素农业面源污染风险指数与实测总氮质量浓度关系

Fig.6 Relationship between nitrogen agricultural non-point source pollution risk index and measured total nitrogen concentration

4 讨论

前人^[20,22,37-39]对农业面源污染风险评价的研究主要集中在农田氮磷平衡、输出系数法等污染物产生方面或是地形、植被覆盖度、降雨量等影响污染物迁移方面,本研究在此基础上选取了比较代表性的影响因子用于源因子和迁移因子的计算并进行了拓展。其中,在源因子的选择上,本研究以县域尺

度为单位选取种植业、养殖业和农村生活污水作为主要污染源进行计算,将氮素流失负荷赋值到耕地和农村居民点的栅格图层上,对氮素农业面源污染可能产生的来源和用地类型进行了综合考虑,在计算种植业氮素流失负荷过程中基于农田养分平衡并引入流失系数,王莹等^[40]研究表明引入流失系数相比于传统的产排污系数法得到的结果更接近实测值;在迁移因子的选择上,考虑到农村可能存在的大气干湿沉降带来的氮素、散养畜禽遗留的粪便以及未经处理排放的生活污水受降雨冲刷的影响会直接汇入下游水体^[41],本研究在土壤侵蚀模型基础上添加了径流系数,简化了地表径流过程^[42],使模型在方法理论上更加合理。此外,与常见的农业面源污染评估方法通常应用于流域尺度或只能评估整个地区的污染风险不同,本研究所采用的多因子综合评价模型通过栅格叠加的方式可以实现像素级别的氮素农业面源污染风险程度的可视化,同时使研究范围不局限在流域尺度,也能够 在行政尺度上为氮素农业面源污染管控提供参考。

本研究所得出的河南省氮素农业面源污染流失负荷及划分的风险格局与相关研究能得到较好的验证,例如裴玮等^[17]利用 NANI 模型计算的河南省人类净氮输入量空间分布格局显示,豫东、豫中地区负荷显著高于豫西地区,高值区集中在周口、新乡等地市,与本文研究所得到的氮素流失负荷空间分布结果较为接近;冯爱萍等^[43]利用 DPeRS 模型模拟划分的淮河流域总氮污染优先控制单元空间分布与本文所划分的氮素农业面源污染风险格局较为一致。

影响农业面源污染产生和迁移的因素很多,受限于数据获取的有限性本研究仅选取了种植源、养殖源、生活源、植被覆盖度、坡度、降雨侵蚀量等具有代表性的指标,根据不同的研究区域可

以进一步引入如水产养殖流失负荷或具有空间特性的影响因子来进一步提高模型精度。在对影响因子进行分级时,由于缺少相关标准和参考,多采用自然断点法进行分级,这种分级方法划分的是相对值,未必完全符合实际情况,对各个影响因子阈值的合理划分是未来农业面源污染研究需要重点关注的问题。

5 结 论

- (1)氮素农业面源污染风险多因子综合评价模型精度较高,决定系数 R^2 达到 0.82,可用于流域和行政尺度上氮素农业面源污染风险的识别。
- (2)河南省种植源、养殖源和生活源分别贡献 31.52%、38.47% 和 30.01% 的氮素流失负荷,氮素流失负荷总体呈现为西低、中、东部高的特点。氮素流失负荷的高值区主要分布在郑州、许昌、漯河、周

- 口、新乡等平原地区;低值区主要分布在三门峡、洛阳、信阳等山地丘陵地区。
- (3)河南省氮素农业面源污染风险分级标准为:无风险(风险指数为 1.5~1.8)、低风险(风险指数为 1.8~2.1)、中风险(风险指数为 2.1~2.5)和高风险(风险指数为 2.5~3.1)。河南省有 39 429 km² 区域存在中风险,约占河南省总面积的 23.61%,有 17 318 km² 区域存在高风险,约占总面积的 10.37%,中、高风险区主要分布在平原农业集中种植区,低风险和无风险区主要分布在山区和城市建成区。
- (4)划定距河流 2 km 的氮素农业面源污染中风险区和高风险区分别为一般管控区和重点管控区,一般管控区面积为 10 982 km²,重点管控区面积为 9 285 km²。对于一般管控区应以预防为主,对于重点管控区应进行有针对性的治理。

参 考 文 献

[1] 中华人民共和国生态环境部,国家统计局,中华人民共和国农业农村部. 第二次全国污染源普查公报[EB/OL]. (2020-06-08)[2023-10-01] https://www.mee.gov.cn/home/ztdl/rddl/wrypc/zlzx/202006/t20200616_784745.html.

[2] 柴世伟,裴晓梅,张亚雷,等. 农业面源污染及其控制技术研究[J]. 水土保持学报,2006,20(6):192-195.
CHAI Shiwei, PEI Xiaomei, ZHANG Yalei, et al. Research on agricultural diffuse pollution and controlling technology[J]. Journal of Soil and Water Conservation,2006,20(6):192-195. (in Chinese)

[3] 杨林章,吴永红. 农业面源污染防控与水环境保护[J]. 中国科学院院刊,2018,33(2):168-176.
YANG Linzhang, WU Yonghong. Prevention and control of agricultural non-point source pollution and aquatic environmental protection[J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences,2018,33(2):168-176. (in Chinese)

[4] 齐智娟,李鹭,张忠学,等. 水土保持耕作对黑土玉米氮素利用与温室气体排放影响[J]. 农业机械学报,2023,54(9):365-373.
QI Zhijuan, LI Ao, ZHANG Zhongxue, et al. Effects of soil and water conservation tillage on nitrogen utilization and greenhouse gas emissions of maize in black soil[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery,2023,54(9):365-373. (in Chinese)

[5] 贺缠生,傅伯杰,陈利顶. 非点源污染的管理及控制[J]. 环境科学,1998,19(5):88-92,7.
HE Chansheng, FU Bojie, CHEN Liding. Non-point source pollution control and management[J]. Environmental Science,1998,19(5):88-92,7. (in Chinese)

[6] 朱凯航,陈磊,王怡雯,等. 分布式水土流失型面源污染模型初探[J]. 农业环境科学学报,2022,41(11):2382-2394.
ZHU Kaihang, CHEN Lei, WANG Yiwen, et al. Preliminary study on distributed erosion-type non-point source pollution model[J]. Journal of Agro-Environment Science,2022,41(11):2382-2394. (in Chinese)

[7] ZHANG X, CHEN P, DAI S, et al. Analysis of non-point source nitrogen pollution in watersheds based on SWAT model[J]. Ecological Indicators,2022,138:113892.

[8] LIAN Y, CHAN I, SINGH J, et al. Coupling of hydrologic and hydraulic models for the Illinois River Basin[J]. Journal of Hydrology,2007,344(3):210-222.

[9] KARKI R, TAGERT M L M, PAZ J O, et al. Application of AnnAGNPS to model an agricultural watershed in East-Central Mississippi for the evaluation of an on-farm water storage (OFWS) system[J]. Agricultural Water Management,2017,192:103-114.

[10] SAMIMI M, MIRCHI A, MORIASI D, et al. Modeling arid/semi-arid irrigated agricultural watersheds with SWAT: applications, challenges, and solution strategies[J]. Journal of Hydrology,2020,590:125418.

[11] 王思如,杨大文,孙金华,等. 我国农业面源污染现状与特征分析[J]. 水资源保护,2021,37(4):140-147,72.
WANG Siru, YANG Dawen, SUN Jinhua, et al. Analysis on status and characteristics of agricultural non point source pollution in China[J]. Water Resources Protection,2021,37(4):140-147,72. (in Chinese)

[12] ZHU K, CHEN Y, ZHANG S, et al. Identification and prevention of agricultural non-point source pollution risk based on the minimum cumulative resistance model[J]. Global Ecology and Conservation,2020,23:e01149.

[13] 苏静君,赵洪涛,焦茹媛,等. 基于 R 语言的非点源颗粒态磷指数构建及应用——以丘陵红壤区小流域为例[J]. 中国

环境科学, 2021, 41(4): 1868 – 1877.

SU Jingjun, ZHAO Hongtao, JIAO Ruyuan, et al. Identifying the critical sources areas of non-point particulate phosphorus based on an index approach in R: a case study in red soil hilly micro-watershed[J]. China Environmental Science, 2021, 41(4): 1868 – 1877. (in Chinese)

[14] 丁学谦, 吴群, 文高辉, 等. 2005—2019 年洞庭湖平原耕地面源污染迁移轨迹及空间格局[J]. 农业工程学报, 2021, 37(15): 258 – 266.

DING Xueqian, WU Qun, WEN Gaohui, et al. Migration trajectory and spatial pattern of cultivated land non-point source pollution in Dongting Lake Plain from 2005 to 2019[J]. Transactions of the CSAE, 2021, 37(15): 258 – 266. (in Chinese)

[15] WANG W, CHEN L, SHEN Z. Dynamic export coefficient model for evaluating the effects of environmental changes on non-point source pollution[J]. Science of the Total Environment, 2020, 747: 141164.

[16] GUO X, TANKPA V, WANG L, et al. Framework of multi-level regionalization schemes based on non-point source pollution to advance the environmental management of small watersheds[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2021, 28: 31122 – 31137.

[17] 裴玮, 杜新忠, 雷秋良, 等. 河南省人类活动净氮输入量与参数影响研究[J]. 中国环境科学, 2021, 41(9): 4447 – 4456.

PEI Wei, DU Xinzong, LEI Qiuliang, et al. Net anthropogenic nitrogen input from human activities and its impacts from parameters in Henan Province[J]. China Environmental Science, 2021, 41(9): 4447 – 4456. (in Chinese)

[18] 刘建昌, 严岩, 刘峰, 等. 基于多因子指数集成的流域面源污染风险研究[J]. 环境科学, 2008, 29(3): 599 – 606.

LIU Jianchang, YAN Yan, LIU Feng, et al. Risk assessment and safety evaluation using system normative indexes integration method for non-point source pollution on watershed scale[J]. Environmental Science, 2008, 29(3): 599 – 606. (in Chinese)

[19] WANG S, WANG Y, WANG Y, et al. Assessment of influencing factors on non-point source pollution critical source areas in an agricultural watershed[J]. Ecological Indicators, 2022, 141: 109084.

[20] 龚世飞, 丁武汉, 居学海, 等. 典型农业小流域面源污染源解析与控制策略——以丹江口水源涵养区为例[J]. 中国农业科学, 2021, 54(18): 3919 – 3931.

GONG Shifei, DING Wuhan, JU Xuehai, et al. Source analysis and control strategies of non-point source pollution in typical agricultural small watershed: a case study of Danjiangkou Water Conservation Area[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2021, 54(18): 3919 – 3931. (in Chinese)

[21] WANG Y, LIU G, ZHAO Z, et al. Using soil erosion to locate nonpoint source pollution risks in coastal zones: a case study in the Yellow River Delta, China[J]. Environmental Pollution, 2021, 283: 117117.

[22] 李书田, 金继运. 中国不同区域农田养分输入、输出与平衡[J]. 中国农业科学, 2011, 44(20): 4207 – 4229.

LI Shutian, JIN Jiyun. Characteristics of nutrient input/output and nutrient balance in different regions of China[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2011, 44(20): 4207 – 4229. (in Chinese)

[23] 刘晓永. 中国农业生产中的养分平衡与需求研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2018.

LIU Xiaoyong. Study on nutrients balance and requirement in agricultural production in China[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2018. (in Chinese)

[24] WANG X, FENG A, WANG Q, et al. Spatial variability of the nutrient balance and related NPSP risk analysis for agroecosystems in China in 2010[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2014, 193: 42 – 52.

[25] WISCHMEIER W H, SMITH D D. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning[M]. Washington: United States Department of Agriculture, 1978.

[26] 李苗苗, 吴炳方, 颜长珍, 等. 密云水库上游植被覆盖度的遥感估算[J]. 资源科学, 2004, 26(4): 153 – 159.

LI Miaomiao, WU Bingfang, YAN Changzhen, et al. Estimation of vegetation fraction in the upper Basin of Miyun Reservoir by remote sensing[J]. Reservoir Resources Science, 2004, 26(4): 153 – 159. (in Chinese)

[27] ZHANG K, SHU A, XU X, et al. Soil erodibility and its estimation for agricultural soils in China[J]. Journal of Arid Environments, 2008, 72(6): 1002 – 1011.

[28] 杨金凤, 冯爱萍, 王雪蕾, 等. 海河流域农业面源污染潜在风险识别方法[J]. 中国环境科学, 2021, 41(10): 4782 – 4791.

YANG Jinfeng, FENG Aiping, WANG Xuelei, et al. An identification method of potential risk for agricultural non-point source pollution in the Haihe River Basin[J]. China Environmental Science, 2021, 41(10): 4782 – 4791. (in Chinese)

[29] 葛小君, 黄斌, 袁再健, 等. 近 20 年来广东省农业面源污染负荷时空变化与来源分析[J]. 环境科学, 2022, 43(6): 3118 – 3127.

GE Xiaojun, HUANG Bin, YUAN Zaijian, et al. Temporal and spatial variation characteristics and source analysis of agricultural non-point source pollution load in Guangdong during the past 20 years[J]. Environmental Science, 2022, 43(6): 3118 – 3127. (in Chinese)

[30] 高学睿, 董斌, 秦大庸, 等. 用 DrainMOD 模型模拟稻田排水与氮素流失[J]. 农业工程学报, 2011, 27(6): 52 – 58.

GAO Xuerui, DONG Bin, QIN Dayong, et al. Simulation of drainage process and nitrogen loss in paddy field using DrainMOD[J]. Transactions of the CSAE, 2011, 27(6): 52 – 58. (in Chinese)

[31] 张彦, 邹磊, 窦明, 等. 卫河流域河南段不同时期水环境风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(8): 1778 – 1789.

ZHANG Yan, ZOU Lei, DOU Ming, et al. Water environmental risk assessment across different periods in the Henan section of the Wei River Basin[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2023, 42(8): 1778 – 1789. (in Chinese)

[32] BHATTA B, SHRESTHA S, SHRESTHA P K, et al. Evaluation and application of a SWAT model to assess the climate change impact on the hydrology of the Himalayan River Basin[J]. Catena, 2019, 181: 104082.

[33] SUN C, CHEN L, ZHU H, et al. New framework for natural-artificial transport paths and hydrological connectivity analysis in an agriculture-intensive catchment[J]. Water Research, 2021, 196: 117015.

[34] 程浩森, 季书, 葛恒军, 等. 生态沟渠对农田面源污染的消减机理及其影响因子分析[J]. 农业工程学报, 2022, 38(21): 42 – 52.

CHENG Haomiao, JI Shu, GE Hengjun, et al. Dissipation mechanisms of ecological ditch on agricultural non-point source pollution and their influencing factors[J]. Transactions of the CSAE, 2022, 38(21): 42 – 52. (in Chinese)

[35] 孔佩儒, 陈利顶, 孙然好, 等. 海河流域面源污染风险格局识别与模拟优化[J]. 生态学报, 2018, 38(12): 4445 – 4453.

KONG Peiru, CHEN Liding, SUN Ranhao, et al. Identification and optimized simulation of non-point source pollution risk patterns in the Haihe River Basin[J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(12): 4445 – 4453. (in Chinese)

[36] 嵇晓燕, 王姗姗, 杨凯, 等. 2016—2020 年中国地表水中总氮浓度时空变化特征分析[J]. 生态环境学报, 2022, 31(6): 1184 – 1192.

JI Xiaoyan, WANG Shanshan, YANG Kai, et al. Temporal and spatial variation characteristics of total nitrogen concentration in surface water from 2016 to 2020 in China[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2022, 31(6): 1184 – 1192. (in Chinese)

[37] 刘亚琼, 杨玉林, 李法虎. 基于输出系数模型的北京地区农业面源污染负荷估算[J]. 农业工程学报, 2011, 27(7): 7 – 12.

LIU Yaqiong, YANG Yulin, LI Fahu. Estimation of pollution loads from agricultural nonpoint sources in Beijing region based on export coefficient modeling approach[J]. Transactions of the CSAE, 2011, 27(7): 7 – 12. (in Chinese)

[38] 王金亮, 谢德体, 邵景安, 等. 基于最小累积阻力模型的三峡库区耕地地面源污染源-汇风险识别[J]. 农业工程学报, 2016, 32(16): 206 – 215.

WANG Jinliang, XIE Deti, SHAO Jing'an, et al. Identification of source – sink risk pattern of agricultural non-point source pollution in cultivated land in Three Gorge Reservoir Area based on accumulative minimum resistance model[J]. Transactions of the CSAE, 2016, 32(16): 206 – 215. (in Chinese)

[39] 楚天舒, 王德睿, 韩鲁佳, 等. 黑龙江垦区农田土壤养分平衡分析与评价[J]. 农业工程学报, 2020, 36(15): 19 – 27.

CHU Tianshu, WANG Derui, HAN Lujia, et al. Analysis and evaluation of farmland soil nutrient balance in Heilongjiang Land Reclamation Areas, China[J]. Transactions of the CSAE, 2020, 36(15): 19 – 27. (in Chinese)

[40] 王莹, 冯菁, 吕佩遥, 等. 平原河网地区非点源污染负荷精细化估算模型与应用——耦合养分收支模型和产排污核算模型[J]. 环境科学学报, 2023, 43(10): 166 – 176.

WANG Ying, FENG Jing, LÜ Peiyao, et al. A refined model coupling nutrient budget model with pollutant generation and discharge accounting model to estimate non-point source pollution loads in a plain river network region[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2023, 43(10): 166 – 176. (in Chinese)

[41] 李裕元, 李希, 孟岑, 等. 我国农村水体面源污染问题解析与综合防控技术及实施路径[J]. 农业现代化研究, 2021, 42(2): 185 – 197.

LI Yuyuan, LI Xi, MENG Cen, et al. Analysis of agricultural non-point source pollution issue in waters and technical strategy of comprehensive prevention and control in rural area of China[J]. Research of Agricultural Modernization, 2021, 42(2): 185 – 197. (in Chinese)

[42] HUANG C, HOU X, LI H. An improved minimum cumulative resistance model for risk assessment of agricultural non-point source pollution in the coastal zone[J]. Environmental Pollution, 2022, 312: 120036.

[43] 冯爱萍, 黄莉, 徐逸, 等. 基于 DPeRS 模型的淮河流域氮磷面源污染评估[J]. 环境监测与预警, 2019, 11(5): 66 – 71.

FENG Aiping, HUANG Li, XU Yi, et al. Diffuse pollution assessment of nitrogen and phosphorus in Huaihe River Basin based on DPeRS model[J]. Environmental Monitoring and Forewarning, 2019, 11(5): 66 – 71. (in Chinese)