

潮河流域人类活动氮输入对河流硝态氮通量的影响

王俊, 黄洁钰, 李方圆, 王晓燕

引用本文:

王俊, 黄洁钰, 李方圆, 王晓燕. 潮河流域人类活动氮输入对河流硝态氮通量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(1): 142–154.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0315>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

基于人为氮净输入及入河系数的流域河流氮输出负荷估算

凡翔, 吴凤平, 孟岑, 叶磊, 李希, 张满意, 李裕元, 吴根义, 吴金水

农业环境科学学报. 2021, 40(1): 185–193 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0762>

同位素示踪解析北澄子河流域硝态氮污染贡献

高月香, 李想, 高田田, 张毅敏, 陈婷, 张志伟

农业环境科学学报. 2022, 41(10): 2269–2276 <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0205>

滦河流域承德市非点源污染遥感模型评估分析

冯爱萍, 郝新, 罗仪宁, 王雪蕾, 李宣瑾, 黄莉

农业环境科学学报. 2022, 41(11): 2417–2427 <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0462>

巢湖典型农村流域面源氮磷污染模拟及来源解析

高田田, 谢晖, 万能胜, 熊竹阳, 胡正华, 赖锡军

农业环境科学学报. 2022, 41(11): 2428–2438 <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0231>

蔬菜地氮磷径流流失量及其规律研究

潘旭鸣, 丁淼, 周宇诚, 刘建国

农业环境科学学报. 2022, 41(10): 2262–2268 <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0155>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

王俊, 黄洁钰, 李方圆, 等. 潮河流域人类活动氮输入对河流硝态氮通量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(1): 142–154.
WANG J, HUANG J Y, LI F Y, et al. Influence of anthropogenic nitrogen input on river nitrate nitrogen flux in the Chaohe River watershed [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2023, 42(1): 142–154.



开放科学 OSID

潮河流域人类活动氮输入对河流硝态氮通量的影响

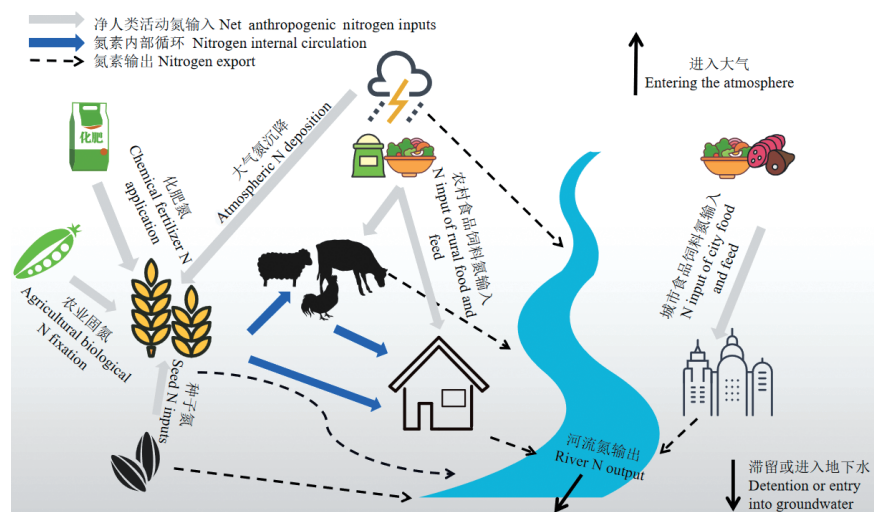
王俊¹, 黄洁钰¹, 李方圆¹, 王晓燕^{1,2*}

(1. 首都师范大学资源环境与旅游学院, 北京 100048; 2. 首都师范大学首都圈水环境研究中心, 北京 100048)

摘要: 为了有效评估流域内人类活动氮输入量, 并确定其对河流硝态氮通量的影响, 本研究将净人类活动氮输入分为人为点源和非点源输入两部分, 估算了1995—2014年人为点源和非点源氮输入量变化, 构建了其与河流硝态氮通量的多元回归模型 ($R^2=0.73$), 分析了该流域氮素输出及滞留的影响因素。结果显示, 20年间潮河流域净人类活动氮平均输入量为 $5\,569.27\text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 其中非点源输入约占净人类活动氮输入量的 76.87%, 点源输入占 23.13%。在非点源输入中化肥氮输入占净人类活动氮输入总量的比重最大, 约为 35.92%, 其次是食品饲料氮输入, 占 21.12%, 大气氮沉降占 15.05%, 种子氮输入和农业固氮分别占 4.35% 和 0.43%。潮河流域河流平均硝态氮通量为 $115.94\text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 由人类活动导致的氮输入量约占潮河流域硝态氮通量的 96.65%。流域内人类活动氮输入对河流氮通量影响较大, 点源氮输入、化肥氮输入和种子氮输入是河流氮通量的主要来源。受水文气象及下垫面等因素影响, 该流域滞留氮素对河流硝态氮通量的贡献率较大, 多年平均占比为 11.01%。

关键词: 净人类活动氮输入; 硝态氮通量; 滞留氮; 潮河流域

中图分类号: X52 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2023)01-0142-13 doi:10.11654/jaes.2022-0315



Influence of anthropogenic nitrogen input on river nitrate nitrogen flux in the Chaohe River watershed

WANG Jun¹, HUANG Jieyu¹, LI Fangyuan¹, WANG Xiaoyan^{1,2*}

(1. College of Resource Environment and Tourism, Capital Normal University, Beijing 100048, China; 2. Water Soil Conservation Station of Beijing, Capital Normal University, Beijing 100048, China)

Abstract: In order to effectively evaluate the nitrogen input of human activities in the catchment and determine their effects on the flux of stream nitrate nitrogen. In this paper, the net nitrogen input from human activities was divided into two parts: anthropogenic point source and non-point source. By estimating the variation of anthropogenic nitrogen input from point sources and non-point sources from 1995 to

收稿日期: 2022-03-31 录用日期: 2022-07-12

作者简介: 王俊(1998—), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为流域水资源与水环境污染。E-mail: wj18256998930@163.com

*通信作者: 王晓燕 E-mail: wangxy@cnu.edu.cn

基金项目: 北京市自然科学基金委员会-北京市教育委员会联合资助项目(KZ201810028047); 国家自然科学基金项目(41271495)

Project supported: The Natural Science Foundation of Beijing, China-Beijing Municipal Education Commission (KZ201810028047); The National Natural Science Foundation of China(41271495)

2014, a multivariate regression model of nitrate flux between them and the river ($R^2=0.73$) was established. The influencing factors of nitrogen export and retention in the watershed were analyzed. The results showed that the average net nitrogen input of human activities in the Chaohe River watershed during the past 20 years was $5\,569.27\text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$. The non-point and point source inputs accounted for 76.87% and 23.13% of the net nitrogen inputs, respectively, from human activities. Among non-point source inputs, fertilizer nitrogen input accounted for the largest proportion of the total net nitrogen input from human activities (35.92%), followed by food and feed nitrogen input (21.12%), atmospheric nitrogen deposition (15.05%), seed nitrogen input (4.35%), and agricultural nitrogen fixation (0.43%). The average nitrate input to the Chaohe River watershed was $115.94\text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ during the 20-year period. The nitrogen input caused by human activities accounted for 96.65% of nitrate flux in the river basin. Human input significantly influences the river nitrogen flux. Point source N input, fertilizer N input, and seed N input were the main sources of river flux. Affected by hydrometeorology and underlying surface factors, the contribution rate of retained nitrogen to nitrate flux was 11.01%.

Keywords: net anthropogenic nitrogen input; nitrate nitrogen flux; detained nitrogen; Chaohe River watershed

氮素是地球生态系统中重要的营养元素之一,已有研究表明,流域氮输入量增加通常会导致受纳水体(河流、湖库或近海水域等)氮通量增高^[1-2]。由人类活动引起的河流氮通量持续增加已成为河流生态功能退化以及下游水体富营养化的主要原因之一^[3],例如农业活动增加导致的施肥量增加^[4-5],或城镇污水集中排放和工业排放导致的河流氮输入量增加^[6]。长江、黄河和珠江等地的研究表明,在流域氮素污染中人类氮输入量已经超过了自然氮固定量^[7]。为了有效指导流域管理并控制氮污染,量化人类活动氮输入量,明确河流氮通量与人类活动氮输入响应关系至关重要。

1996年Howarth等^[8]首次提出了净人类活动氮输入(Net anthropogenic nitrogen inputs, NANI)模型,该模型主要基于经济社会统计数据,采用物料平衡的方法核算区域的人为氮输入量,模型包括食品/饲料氮、氮肥施用量、大气沉降和作物固氮4部分。在此基础上,韩玉国等^[9]进一步考虑了作物种子氮的输入。我国学者先后在长江流域^[10]、洱海流域^[11]、千岛湖流域^[12]等地区进行了人类活动氮输入的相关研究,探讨了人类活动氮输入量的时空分布特征。Howarth等^[8]证实NANI与河流氮输出通量具有显著正相关关系,随后很多学者将NANI模型应用于美国东北部、密西根湖、波罗的海等区域^[13-14],研究证实了河流氮通量与NANI之间存在线性关系,部分河流氮输出与人类活动氮输入之间可表达为线性或指数形式^[15-16]。在我国,Chen等^[17]、陈岩等^[18]、Zhang等^[19]先后在椒江、海河、淮河等流域构建区域氮负荷与河流氮输出的响应关系,证实NANI模型是研究区域人为氮输入与环境响应的重要工具。此外,研究表明NANI与河流氮输出之间的关系主要受水文气候条件(如温度、降雨量

等)和土地管理活动影响^[12]。通常降水量或河流流量较大的年份通过河流输出的NANI比例高于干旱年份^[20]。同时,研究表明流域氮输入与河流氮输出之间存在着显著的时间滞后性,且滞后时间可以长达几个月到几十年^[21],即人类活动输入到环境中的氮素有相当一部分会滞留于土壤环境中,滞留的氮素再次释放重新进入水体,对河流氮通量作出贡献,对受纳水体形成潜在危害^[22-23]。因此,仅考虑氮素的输入或输出尚不足以解决与氮素相关的环境问题,了解流域氮滞留与河流氮通量之间的响应关系是制定流域污染控制措施的重要基础。

潮河流域作为北京市重要的城市地表饮用水源地——密云水库的上游,其水质直接影响首都水环境安全。研究表明,该流域内非点源污染逐渐成为水体环境恶化的主要原因,其中氮是最主要的污染物之一,且其污染负荷的产生受人为活动的影响较大^[24]。目前关于密云水库的相关研究多集中在库区和入库口,而对其上游流域人类各项活动导致的氮输入量尚不明确,由人类活动导致的氮素输入与河流氮通量的关系也缺乏详细研究。因此,本研究以潮河流域乡镇级社会经济统计数据为数据源,量化潮河流域人为点源与非点源氮输入量,从点源和非点源的角度建立NANI与河流氮通量之间的响应关系,评估人类活动对河流氮通量的贡献率,分析该流域水文气候条件、土地利用类型等对氮输出及滞留的影响,为密云水库的水环境保护提供决策参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

如图1所示,潮河流域位于北京东北部($115^{\circ}25'\sim 117^{\circ}33'E$, $40^{\circ}19'\sim 41^{\circ}31'N$),流域面积 $4\,888\text{ km}^2$,占

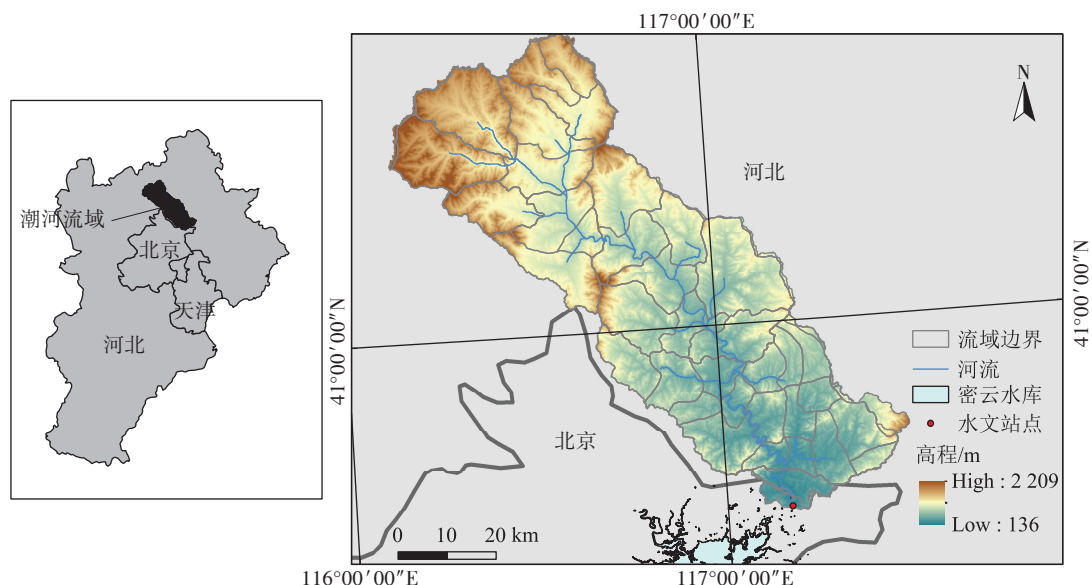


图1 研究区位置图

Figure 1 Location of study area

密云水库上游集水面积的40%,山地面积约占潮河流域总面积的80%。该地气候类型属于中温带向暖温带及半干旱向半湿润过渡的大陆性季风气候,多年平均气温为8.3℃,多年平均降水量为511 mm。研究区包括丰宁县、滦平县和密云区共25个乡镇,各乡镇面积范围在52.91~406.74 km²,共有人口约40.5万,其中农业人口约占总人口的77%,城镇人口约占23%(2014年)。该流域产业结构以农业、畜牧业为主,施肥类型主要为二胺作为底肥,追肥是尿素。近年来,以国家免费发放的复合肥为主要肥料,主要种植类型从以玉米和小麦等粮食为主改为了以果树和板栗为主^[24]。由于近年来对水源保护的重视和对管理手段的加强,密云水库上游流域范围内的工业污染源基本清除^[25],因此本研究不考虑工业生产系统中氮的输入。

1.2 数据来源

本研究选用1995—2014年间潮河流域25个乡镇的社会经济情况统计数据(人口数量、区域面积等)、生态环境数据(水质数据、土地利用类型)、气象水文数据(流量、降雨量)、农业经济类数据(农作物播种面积和产量、畜禽养殖数量和产品产量、氮肥施用量等)作为研究指标。数据来源于下会水文站、国家气象科学数据中心(<http://data.cma.cn/>)、各区县统计年鉴、丰宁县和滦平县统计局、滦平县农牧局、六道沟和六里桥村委、中科院资源环境科学数据中心(<https://www.resdc.cn/>)、污水处理厂实际处理的污水量来自《全国城市污水处理设施清单》,城市生活产生废水量

来源于北京市和河北省统计年鉴。

1.3 NANI计算方法及不确定性分析

NANI模型假设流域处于一个黑箱,内部仅3个主体(人类、农作物及畜禽)涉及流域氮素的迁移转化过程^[8]。NANI主要的构成部分包括大气中的硝态氮沉降(含干湿)、氮肥、食品/饲料净氮输入、作物固氮和种子氮输入5部分;输出方式可分为食品饲料输出、河流输出和地下水与大气环境3部分。

目前我国城市居民生活污水主要通过集中管道经污水处理厂处理后直接排入河流,农村居民氮素大多直接输入到流域内,最终汇入河流的方式有所不同,而氮通量很大程度上会受氮输送方式的影响^[26]。因此本研究在Howarth等^[8]提出的特定NANI方法的基础上,将人类活动氮输入计算分为非点源输入($NANI_n$)和点源输入($NANI_p$)。

潮河流域内无大型工业点源存在,在本研究中假设工业污染源为0。城市居民居住地污染排放较为集中,有点源污染风险,将城市居民家庭生活氮排放(即经污水处理厂处理后直接排入河流的部分)作为 $NANI_p$,将大气中的硝态氮沉降(含干湿)、氮肥、农村食品/饲料净氮输入、作物固氮和种子氮输入作为 $NANI_n$ 。

$NANI_{总}$ 计算公式为:

$$NANI_{总} = NANI_n + NANI_p \quad (1)$$

1.3.1 $NANI_n$ 计算方法

$$NANI_n = N_{fer} + N_{dep} + N_{fix} + N_{imp} + N_{im} \quad (2)$$

式中: N_{fer} 为化肥氮输入量, $\text{kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$; N_{dep} 为大气氮

沉降量, $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$; N_{fx} 为农业固氮量, $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$; N_{inp} 为种子氮输入量, $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$; N_{im} 为农村食品饲料氮输入量, $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。

(1) 化肥氮输入量

含氮化学肥料主要由氮肥和复合肥组成, 氮肥和复合肥的折纯施用量即化肥氮输入量。计算公式如下:

$$N_{\text{fer}} = N_{\text{f}} + C_{\text{f}} \times R_{\text{n}} \tag{3}$$

式中: N_{f} 和 C_{f} 分别为氮肥和复合肥料的施用量, kg ; R_{n} 为复合肥料中氮素的含量, kg , 其中复合肥的含氮量采用韩玉国等^[9]在北京地区的研究结果, 约为 12.80%。

(2) 食品饲料氮输入量

本研究食品饲料净氮输入量指农村地区人类和畜禽氮消费量和含氮素产品(畜禽、作物)的差值。数值为正表示发生食品与饲料的净氮输入, 反之则表示发生氮输出。计算公式为:

$$N_{\text{im}} = N_{\text{hc}} + N_{\text{lc}} - N_{\text{lp}} - N_{\text{cp}} \tag{4}$$

式中: N_{hc} 为农村人均氮消费量, kg ; N_{lc} 为畜禽氮消费量, kg ; N_{lp} 为畜禽产品氮含量, kg , 为动物饲料氮消费量减去动物排泄氮量, 考虑动物产品在运输与储存过程中, 有因变质等原因不能食用的部分, 按 10% 的量在计算中扣除^[9]; N_{cp} 为作物产品氮含量。

我国城镇居民和农村居民氮消费量存在很大差

异, 本研究中按城镇人口和农村人口分别计算人类食物氮消费量。密云区属北京市, 城镇氮消费量采用洗超凡等^[27]的研究结果, 人均氮消费量为 $17.78 \text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$, 农村居民人均氮消费量为 $12.72 \text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$; 丰宁县及滦平县属河北省承德市, 采用魏静等^[28]对中国人均年氮消费量的研究结果, 城镇居民人均氮消费量为 $4.77 \text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$, 农村居民人均氮消费量为 $4.31 \text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$ 。根据不同畜禽种类的饲养周期确定其当年年末的饲养量, 超过 1 a 的取年末存栏量为当年饲养量, 不超过 1 a 的选取年末出栏量。不同畜禽类型单个年均氮消费量及产品含氮量取自参考文献^[9, 29], 具体如表 1 所示。

本研究选取 16 种作物作为该地区主要农作物产品, 其含氮量来源于参考文献^[30]。具体参数如表 2 所示。

(3) 大气氮沉降量

本研究大气氮沉降量来自于 REAS (Regional emission inventory for Asia domain)^[31]。采用模型与监测数据结合的方法估算亚洲近几十年来硝态氮和氨氮的干湿沉降量, 本研究按潮河流域分区统计得到氮沉降量。

(4) 农业固氮量

根据潮河流域作物及土地利用类型, 研究区内农

表 1 畜禽氮消费量及畜禽产品含氮量

Table 1 N consumption and production of poultry and livestock

类型 Type	氮消费量 N consumption/ $(\text{kg}\cdot\text{头}^{-1}\cdot\text{a}^{-1})$	排泄率 Excretion rate/%	氮排泄量 N excretion/ $(\text{kg}\cdot\text{头}^{-1}\cdot\text{a}^{-1})$	畜禽产品含氮量 N content of livestock and poultry products/ $(\text{kg}\cdot\text{头}^{-1}\cdot\text{a}^{-1})$
猪 Pig	16.68	69	11.51	5.17
羊 Sheep	6.85	84	5.75	1.10
马 Horse	54.82	89	48.79	6.03
鸡 Chicken	0.57	65	0.37	0.20
鸭 Duck	0.63	65	0.41	0.22
驴和骡 Donkey and mule	54.82	—	18.90	35.92
牛 Bovine	54.82	89	43.52	11.30

表 2 主要作物产品含氮量($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Table 2 N content of major crop products($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)

作物类型 Crop type	氮含量 N content	作物类型 Crop type	氮含量 N content	作物类型 Crop type	氮含量 N content
玉米 Corn	14.08	花生 Peanut	0.80	苹果 Apple	0.01
小麦 Wheat	17.92	马铃薯 Potato	0.48	梨 Pear	3.20
稻谷 Paddy	12.44	核桃 Walnut	24.15	桃 Peach	19.36
谷子 Millet	14.26	板栗 Chestnut	0.64	葡萄 Grape	16.60
高粱 Broomcorn	16.64	白薯 Sweet potato	2.20		
大豆 Soya	56.16	蔬菜 Vegetable	2.72		

业固氮的计算主要考虑大豆固氮量、花生固氮量、旱地固氮量和水田固氮量4个部分,固氮速率分别为140、100、15 $\text{kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 30 $\text{kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ [28,30,32]。各部分固氮量为固氮速率与相应的面积之积。

(5) 种子氮输入量

种子氮输入量由单位农作物耕种面积的种子氮输入量和该农作物耕种面积相乘获得。单位耕种面积的各类种子氮输入量取值参考文献[16]。具体参数如表3所示。

表3 不同种子单位面积的氮输入量($\text{g} \cdot \text{km}^{-2}$)
Table 3 N input per unit area of different seeds($\text{g} \cdot \text{km}^{-2}$)

种子类型 Seed type	种子氮输入量 Seed N input
稻谷 Paddy	69.20
小麦 Wheat	227.10
玉米 Corn	25.90
大豆 Soya	107.50
高粱 Broomcorn	30.10

1.3.2 $NANI_p$ 计算方法

$$NANI_p = Pop \times PROT \times (1 - I_{dis} \times I_{sew}) \quad (5)$$

式中: Pop 为城镇人口数量; $PROT$ 为城市人均年氮消费量, $\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$; I_{dis} 为污水处理厂的平均氮去除率,%; I_{sew} 为污水处理厂处理的污水百分比, %。研究表明,中国不同污水处理系统的氮去除率在40%~70%之间,本研究区常见的处理系统的氮去除率为55%~59%^[33],本研究取平均值采用57%。

$$I_{sew} = \frac{I_{pra}}{W_{urban}} \times 100\% \quad (6)$$

式中: I_{pra} 为污水处理厂实际处理的污水量, m^3 ; W_{urban} 为城市生活产生的废水量, m^3 。

1.3.3 累积 $NANI$ 计算方法

累积 $NANI$ 即人类活动输入至流域内但未进入河流中而滞留于流域内,随时间逐渐累积的氮量。公式如下:

$$NANI_{accumulation} = \sum_{i=1995}^{2014} (NANI_i - F_i) \quad (7)$$

式中: $NANI_i$ 为第*i*年的人类活动氮输入量, kg ; F_i 为第*i*年由人类活动对河流硝态氮通量的贡献量, kg 。

1.3.4 不确定性分析

考虑到在 $NANI$ 计算过程中所取各类参数值可能存在较大误差,本研究采用蒙特卡罗模拟进行不确定性分析。假设在进行蒙特卡罗模拟时,用于估计 $NANI$ 的所有参数都遵循变异系数为30%的正态分

布。共进行10 000次蒙特卡罗模拟,以获得各年份 $NANI$ 的平均值和95%置信区间^[17]。

1.4 河流硝态氮通量估算方法

本研究水质数据来自下会水质监测站点。监测的水文数据是逐日连续的,水质数据尺度是逐月非连续的,因此数据尺度不匹配会在估算时造成很大的误差。本研究为增加河流硝态氮通量的估算精度,采用美国的一维水质模型 LOADEST (<http://water.usgs.gov/software/loudest>),并在此基础上考虑径流和水质突变的关系,分时段进行估算。该模型输入连续的日尺度上的流量数据和逐月采集的硝态氮数据,可通过优选两者之间的最佳回归方程,估算出日尺度下河流氮素污染物的负荷量,该模型在河流污染物通量的估算上已经得到了广泛的应用^[34-35]。

研究表明,河流中硝态氮的来源主要包括当年人类活动输入氮、多年前滞留于环境的人类活动输入氮以及自然背景源氮^[3]。当 $NANI_n$ 、 $NANI_p$ 输入量为0时,理论上表示当年没有人为氮输入,即河流中全部硝态氮来源于自然背景源及滞留氮。经研究,自然背景下的河流氮贡献量($F_{background}$)可采用 Meybeck^[36]统计的世界河流氮背景浓度值($C_b=0.12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)与河流径流量的乘积得出:

$$F_{background} = \frac{86.4 \times N \times Q \times C_b}{A} \quad (8)$$

式中: N 为一年中的天数,365 d或366 d;86.4为换算系数; Q 为当年的河流年流量, $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; A 为流域面积, km^2 。

$NANI$ 贡献量(F_{NANI})计算公式:

$$F_{NANI} = F - F_r - F_{background} \quad (9)$$

式中: F 为河流硝态氮通量, $\text{kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$; F_r 为滞留库贡献量。

各来源贡献率计算公式:

$$\text{贡献率} = \frac{\text{贡献量}}{\text{河流硝态氮通量}} \times 100\% \quad (10)$$

2 结果与分析

2.1 潮河流域 $NANI$ 组分特征

由于潮河流域氮素输入为主要污染来源之一,因此有必要研究流域内氮素来源及其分布。研究结果(图2)显示,1995—2014年潮河流域 $NANI$ 总体呈现上升的趋势,以流域面积为基准,平均输入量为5 569.27 $\text{kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,由1995年的4 751.62 $\text{kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 增长至2014年的6 131.67 $\text{kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,增长了0.29倍,其中

76.87%以非点源的形式贡献,其余23.13%以点源污染形式流入到生态系统当中。 $NANI_n$ 中贡献最大的是化肥氮输入,占比为42.28%,其次是食品饲料氮输入,占28.99%,大气氮沉降量占21.96%,种子氮输入和农业固氮占比较小,分别为6.15%和0.62%。 $NANI_n$ 和 $NANI_p$ 在第一阶段(1995—2005年)的平均增长幅度为12.42%和1.68%,均明显高于第二阶段(2005—2014年)的平均增幅(1.03%和0.16%)。原因可能是在1995—2005年间化肥氮输入量较大,且城市扩张导致城镇人口迅速增长,随后该流域进行了一系列水保措施,人口增长幅度也逐渐减缓。

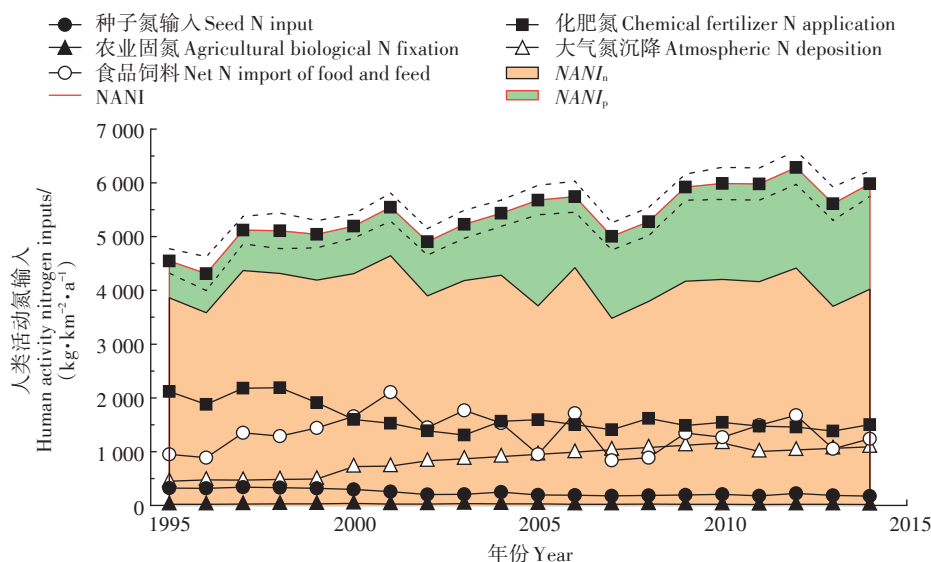
通过1995、2005、2014年潮河流域点源和非点源氮素输入的地理差异(图3)可以看出,总体上 $NANI_n$ 输入量呈现上游至下游方向逐渐升高趋势。 $NANI_n$ 较大的乡镇为虎什哈、高岭、古北口等,其中最大值出现在1995年太师屯镇,平均输入量为 $3\,133.18\text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,最低位于2014年窟窿山镇,平均输入量为 $259.75\text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。 $NANI_p$ 排放量较高的区域也由上游至下游逐渐增多,丰宁县和密云区输入量较大,平均输入量由1995年的 $73.42\text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $32.88\text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,增长到2014年的 $156.53\text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $92.07\text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。值得注意的是,大阁镇及其周边黑山嘴、南关等镇 $NANI_n$ 、 $NANI_p$ 值均较高,即这些地区有两种模式氮污染的风险,且临近密云水库保护区具有更大的非点源污染风险,需要特别注意。

2.2 河流硝态氮通量与 $NANI$ 经验模型

2.2.1 河流硝态氮通量与 $NANI$ 的响应关系

本文通过分时段LOADEST模型对河流硝态氮通量进行估算,将其估算值与实测值进行线性拟合,结果显示,1994—2010年的 R^2 为0.87,2011—2014年的 R^2 为0.93,表明拟合结果较好。以LOADEST模型估算得到的日尺度硝态氮负荷为基础,计算得到各年硝态氮负荷总量,结果如图4所示,1995—2014年间潮河流域平均硝态氮通量为 $115.94\text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,在1999年前呈现抛物线趋势,1998年通量达到最大,为 $344.33\text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,1998年后河流硝态氮通量显著减小,但总体上呈现出上升的趋势,但增幅较小,为19.49%。这可能是受到水文因素影响,1999年前潮河流域河流流量维持在较高水平,多年间平均流量为 $9.47\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$,1998年最大,达到 $14.23\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$,1999年后河流流量显著下降,1999—2014年平均流量为 $2.95\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ 。

如图5所示,本研究河流硝态氮通量与当年的集水区 $NANI_n$ 、 $NANI_p$ 、化肥氮输入量、种子氮输入量之间均存在显著的正相关性,与 $NANI_n$ 最符合指数形式,与 $NANI_p$ 最符合二次多项式形式。河流硝态氮通量与河流流量呈线性正相关,且相关性系数较大($R^2=0.95$, $P<0.01$),这可能是由于本研究中LOADEST模型估算河流硝态氮通量时以河流流量为主要参数。在 $NANI_n$ 中,大气氮沉降量、食品饲料氮输入量、农业



虚线范围为通过蒙特卡罗模拟得到的 $NANI$ 的95%置信区间
Dotted line range denote the standard deviation for $NANI$ from Monte Carlo simulations (95% confidence)

图2 潮河流域 $NANI$ 组分变化图

Figure 2 Variation of $NANI$ components in Chaohe River watershed

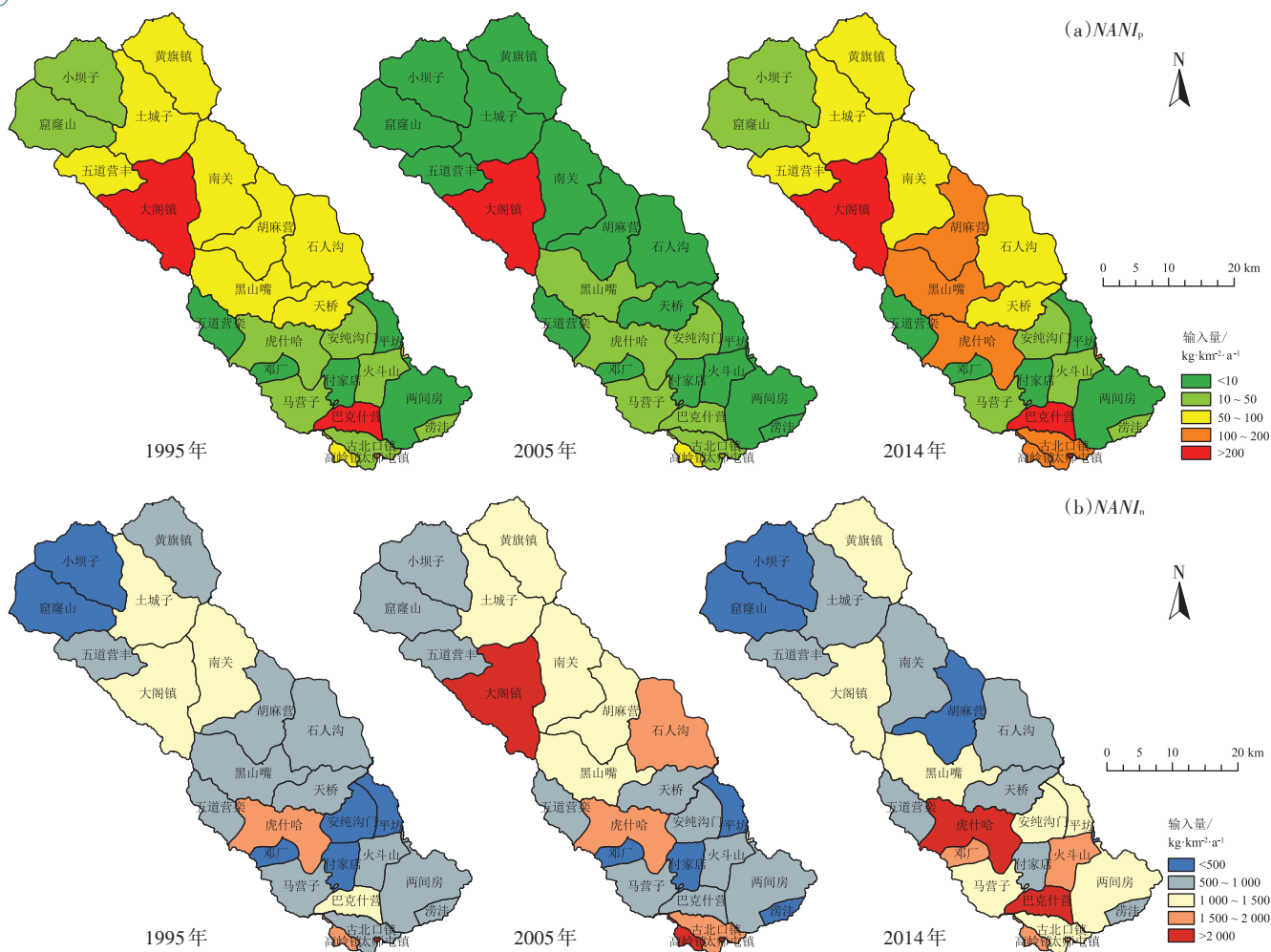


图3 潮河流域NANI空间分布情况

Figure 3 NANI spatial distribution in Chaohe River watershed

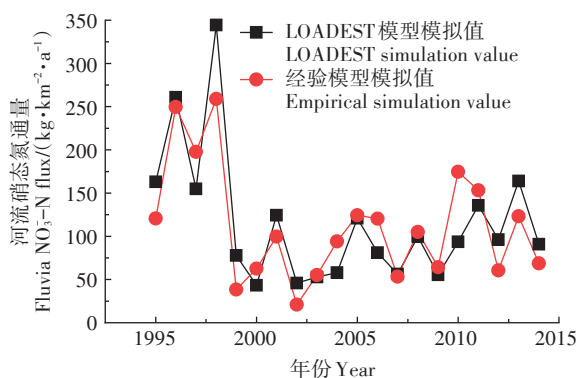


图4 NANI与河流硝态氮输出响应方程与LOADEST模拟结果对比

Figure 4 The NANI and river nitrate nitrogen output response equations compared with LOADEST simulation results

固氮量虽然对河流硝态氮通量有一定贡献,但无显著相关性。化肥氮输入与河流硝态氮通量相关性最显

著($R^2=0.44, P<0.01$),可能是因为该流域是一个典型的农业耕作区,耕地面积约占流域总面积的17.67%,耕地单位面积施肥量为 $5.69\sim 10.41 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。因此合理控制化肥施用量可以有效减少河流硝态氮通量。

基于此,试构建潮河流域硝态氮输出通量的多元回归模型。经计算,以河流流量作为参数构建方程,LOADEST模型模拟的硝态氮通量与河流流量存在共线性关系($VIF=20.228$),遂以年均降雨量表征河流流量与 $NANI_n$ 、 $NANI_p$ 共同构建的回归方程。多元回归模型形式如下:

$$F = 3.85 \times \exp(0.001 \times NANI_n) \times P^{0.165} + 4.301 \times 10^{-5} \times NANI_p^2 - 0.144 \times NANI_p \quad (11)$$

式中: F 为某年的河流硝态氮通量, $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$; P 为年平均降雨量, $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$ 。

如图4所示,用已构建的回归模型对河流硝态氮通量进行模拟,将模拟值与LOADEST模型的计算值

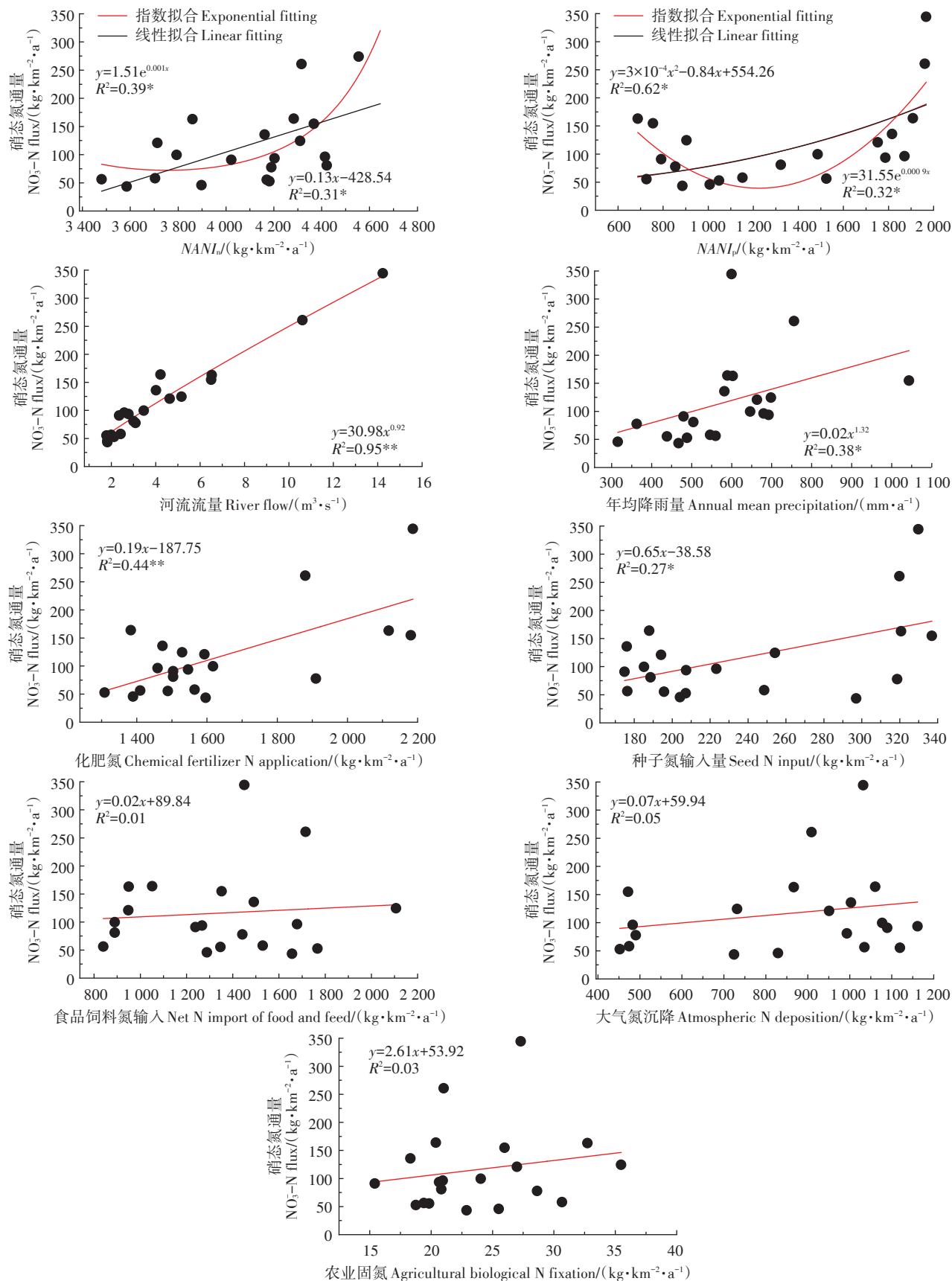


图5 河流硝态氮通量与NANI及各组分相关性

Figure 5 Correlation between nitrate flux with NANI and its components in rivers

进行比较。两者之间的 R^2 可达0.73($n=20$),建立的确态氮通量与NANI之间的响应关系方程效果良好,因此可以通过NANI较好地预测河流硝态氮通量。

2.2.2 河流硝态氮通量贡献率

如图6结果显示,潮河流域1995—2014年河流中由人类活动输入氮的平均量为 $94.42 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,当年NANI贡献为85.64%(52.38%~95.73%),滞留氮库对河流硝态氮通量的贡献为11.01%(2.17%~40.86%),平均输入量为 $7.67 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,自然背景源氮多年贡献率较为稳定,为3.35%(1.23%~6.75%),平均贡献率为 $3.29 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。总体上,潮河流域多年间河流硝态氮输入主要由人类活动导致,自然背景源对河流硝态氮通量贡献量变化较小。在人类活动输入氮量相对较小的年份(如2002年为 $4\,904.93 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$),人类活动氮输入在河流硝态氮通量的占比也相对较小(52.3%),滞留氮为河流硝态氮通量的主要输入来源。

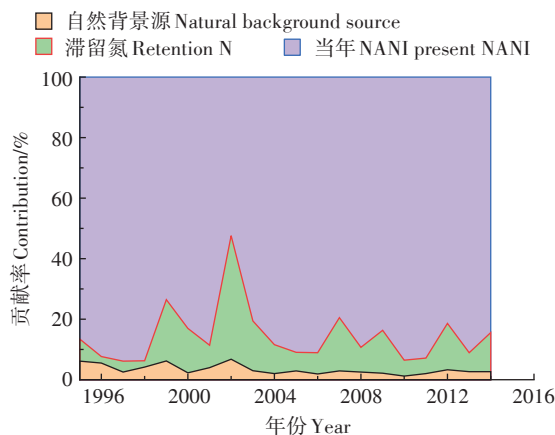


图6 河流硝态氮通量来源贡献率

Figure 6 $\text{NO}_3\text{-N}$ flux sources contribution

3 讨论

3.1 NANI影响因素

NANI除了受人类各项活动的影响,也会受到人口密度、降雨量、土地利用类型、经济水平等的影响。1995—2014年,潮河流域NANI总体呈现上升的趋势,平均输入量与中国大陆1980—2015年均值^[17]相比较,但与长江、滇池、淮河等流域^[10,19,37]相比较低。流域内南部密云区NANI较高,主要是因为化肥氮输入量及点源氮素输入量较高,处在该流域的3个镇产业结构主要为农业耕种,其耕地面积比例较其他两县较高,且密云区隶属北京市,相较其他两县经济较发

达,城镇人口密度大于丰宁和滦平,人类氮消费量较大。据统计,2014年,密云区人均可支配收入为35 499元,是丰宁县和滦平县人均可支配收入的1.8倍和1.5倍,且密云区拥有多处国家级旅游景区,客流量较高,导致人类消费氮量高于其他镇。河流下游特别是靠近潮河干流的付家店、巴克什营、古北口等的NANI很高,表明临近密云水库保护区具有更大的非点源污染风险,需要特别注意。

采用相关性分析探讨人口密度、降雨量、土地利用类型等各影响因素对研究区 NANI 、 NANI_n 、 NANI_p 分布格局的影响,结果如图7所示。 NANI 与总人口密度、土地利用类型显著相关,与降雨量无显著相关性, NANI_p 受土地利用类型及人口密度影响较大, NANI_n 与各影响因素无显著相关性。降低人口密度可减少点源污染,同时也可降低由人类活动产生的大气氮沉降量^[38],从而减少氮素污染。20年间潮河流域城镇用地面积明显增加,且城镇用地与NANI相关性极高,这意味着人类活动对流域的影响越来越大,需要加以集中管控。

3.2 潮河流域氮素输出及滞留影响因素

潮河流域20年间平均硝态氮通量为 $115.94 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,与长江、黄河、珠江流域河流氮通量($1\,106 \sim 2\,093 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)^[39]相比较小。这可能是由于该流

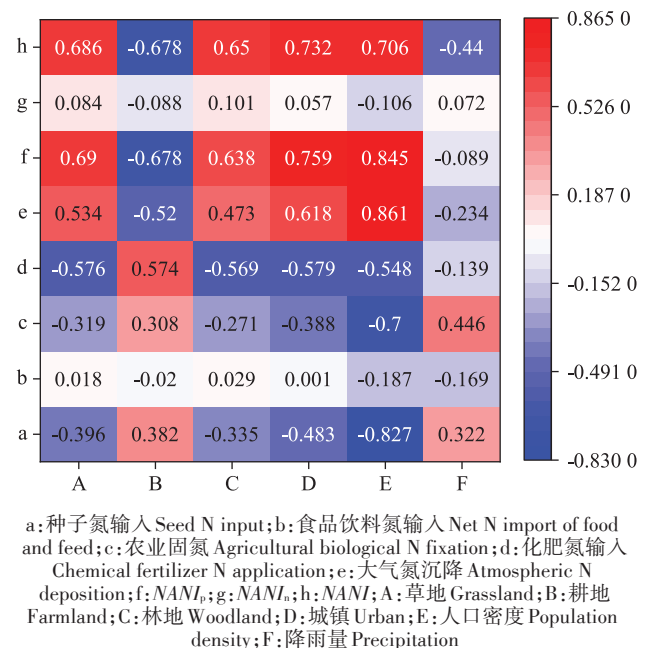


图7 潮河流域土地利用类型、人口密度及降雨量与NANI各组成成分的相关性

Table 7 Correlation between land use type, population density and rainfall and components of NANI in Chaohe River basin

域处于水源保护区,无工业污染源,且有研究表明,降水量、径流量、温度和土地利用类型变化是氮、磷通量变化的主要原因^[40],当降雨和径流量较大时,径流在河道中停留时间变短,反硝化作用减弱,河流硝态氮通量相应变大。受剧烈的人为活动与降雨量偏少的综合影响,潮河流域的河道生态用水不足,断流现象十分普遍,反硝化作用增强使得一部分氮进入大气,且流域地处我国北部,年均气温较低,使得流域硝态氮通量较小(图5和图8)。且该流域土地类型主要为林地和草地,近年来实施退耕还林还草工程成效显著,林地草地的面积还在不断增加,草地面积占各土地利用类型的比例由2000年的28%增长至2010年的34%,林地面积由50%增至54%,而高覆盖度草地和林地面积的增加可以有效减少地表径流,减小水土流失,进而减小流域氮、磷负荷^[41]。这也是该流域河流硝态氮通量较小的原因之一。

北美和欧洲主要流域的河流中平均有20%~25%的NANI输出。然而,在不同的集水区,通过河流输出的NANI比例差别很大,从低于10%到50%甚至更多^[37]。研究表明潮河流域出口总氮污染负荷主要以硝态氮为主^[42],多年平均占比为87.02%,即该流域通过河流输出氮量占NANI的2.41%,相较于其他流域较小(5.2%~10%)^[43-44],这说明有大量氮素滞留在土壤中,或进入地下水或通过反硝化作用进入大气。由于密云水库上游地区采取了较多的水保措施,如退耕还林、荒山造林和坡地治理^[45],使得流域内林地面积逐渐增加,水保措施有效地减少了土壤侵蚀,减少了非点源污染,但同时增加了地表水的入渗过程,增大了氮素滞留量。但本研究结果中滞留氮输入对河流硝态氮通量的贡献率(11.01%)与长江流域(36%)^[10]、椒

江流域(24%)^[46]、福建山美水库(44%)^[47]等流域相比相对较低。研究表明滞留氮量会随着水文气象条件的波动而变化,径流量增大会将上一年积累的污染物冲刷出来^[48]。本研究采用相关性分析法探究滞留氮量与河流径流量的关系,结果表明(图8)滞留氮量与河流径流量呈显著负相关,且滞留氮量的增加与NANI无显著相关关系,因此,本流域滞留量较大的原因之一可能是潮河流域地处我国北部,属于半干旱的大陆性季风气候,多年间河流径流量相对较小。

将流域内逐年累积NANI与滞留氮贡献率进行相关性分析,结果如图9所示,自1995年起随NANI不断增大,流域内累积NANI量也不断增大,滞留于流域内的氮对河流硝态氮通量的贡献率呈递减趋势,反之,当年NANI的贡献逐渐升高。这表明流域内滞留氮库在逐渐饱和,其接纳氮素的能力变弱,这也意味着越来越多的NANI将被排入水体,因此需注意加强NANI与滞留氮的协同管理,这一结论可以为氮负

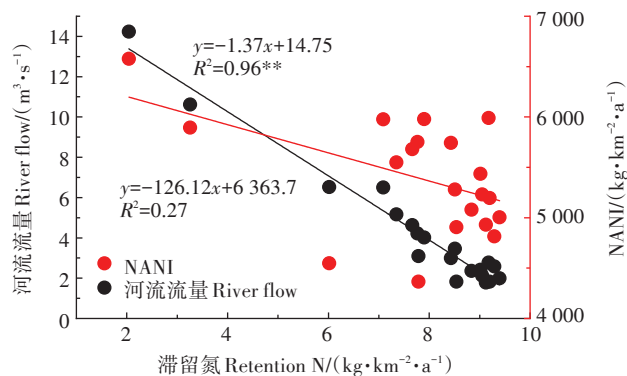
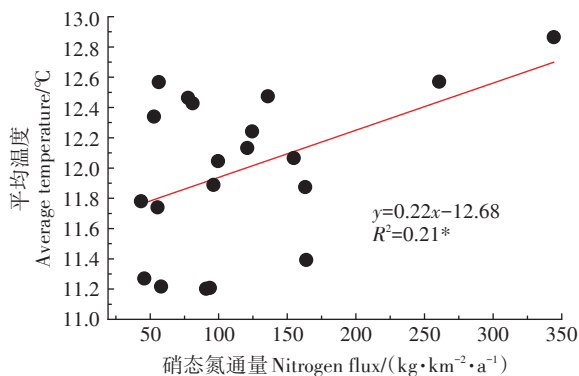


图8 潮河流域平均温度对硝态氮通量的影响及NANI、河流流量对滞留氮的影响

Figure 8 Effects of average temperature on nitrogen flux and effects of NANI and river flow on retained nitrogen in Chaohe River watershed

荷评估和流域污染综合防治提供参考。

4 结论

(1)潮河流域1995—2014年NANI总体呈现上升趋势,平均输入量为 $5\,569.27\text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,年均增幅1.62%。点源氮输入量占比23.13%,非点源输入占比76.87%。化肥输入是潮河流域NANI_n最主要的输入来源,占总NANI的35.92%,食品饲料输入量次之,占总NANI的21.12%。

(2)人口密度和土地利用类型的变化是潮河流域NANI变化的主要驱动力。巴什克营、高岭、古北口等镇位于河流下游段靠近水库且氮素输入量高,需特别注意通过控制流域氮素输入来降低潮河流域氮素输出的生态风险。

(3)潮河流域河流硝态氮通量多年平均值(1995—2014年)为 $115.94\text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,20年间增加18.78%。NANI可以很好地解释河流硝态氮通量,基于NANI_n、NANI_p与河流流量的多元回归模型 R^2 可达0.73。分析氮源来源,结果发现点源氮输入、化肥氮输入和种子氮输入直接影响河流硝态氮通量。受气候因素、河流径流量、降雨量及土地利用类型影响,河流硝态氮通量较其他流域偏小。

(4)潮河流域河流硝态氮通量中当年NANI、滞留氮库和自然背景源的贡献率分别为85.64%、11.01%和3.35%,大量人类活动产生的氮素滞留于流域内,是流域重要的氮汇。滞留氮会对河流硝态氮通量产生持续影响,需注意加强NANI与滞留氮的协同管理。

参考文献:

- [1] HONG B, SWANEY D P, MORTH C M, et al. Evaluating regional variation of net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs (NANI/NA-PI), major drivers, nutrient retention pattern and management implications in the multinational areas of Baltic Sea basin[J]. *Ecological Modelling*, 2012, 227: 117–135.
- [2] HAN H, ALLAN J D. Uneven rise in N inputs to the Lake Michigan basin over the 20th century corresponds to agricultural and societal transitions[J]. *Biogeochemistry*, 2012, 109(1/2/3): 175–187.
- [3] 张汪寿, 李叙勇, 苏静君. 河流氮输出对流域人类活动净氮输入的响应研究综述[J]. *应用生态学报*, 2014, 25(1): 272–278. ZHANG W S, LI X Y, SU J J. Responses of riverine nitrogen export to net anthropogenic nitrogen inputs: A review[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2014, 25(1): 272–278.
- [4] BILLEN G, GARNIER J, FICHT A, et al. Modeling the response of water quality in the Seine River estuary to human activity in its watershed

- over the last 50 years[J]. *Estuaries*, 2001, 24(6B): 977–993.
- [5] BILLEN G, GARNIER J, LASSALETTE L, et al. The nitrogen cascade from agricultural soils to the sea: Modelling nitrogen transfers at regional watershed and global scales[J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B—Biological Sciences*, 2013, 368(1621): 1–13.
- [6] VAN DRECHT G, BOUWAN A F, HARRISON J, et al. Global nitrogen and phosphate in urban wastewater for the period 1970 to 2050[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2009, 23: 1–19.
- [7] XING G X, ZHU Z L. Regional nitrogen budgets for China and its major watersheds[J]. *Biogeochemistry*, 2002, 57(1): 405–427.
- [8] HOWARTH R W, BILLEN G, SWANEY D, et al. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences[J]. *Biogeochemistry*, 1996, 35(1): 75–139.
- [9] 韩玉国, 李叙勇, 南哲, 等. 北京地区2003—2007年人类活动氮累积状况研究[J]. *环境科学*, 2011, 32(6): 1538–1545. HAN Y G, LI X Y, NAN Z, et al. Net anthropogenic nitrogen accumulation in the Beijing metropolitan region in 2003 to 2007[J]. *Environmental Science*, 2011, 32(6): 1538–1545.
- [10] 姚梦雅, 胡敏鹏, 陈丁江. 1980—2015年长江流域净人为氮输入与河流氮输出动态特征[J]. *环境科学*, 2021, 42(12): 5777–5785. YAO M Y, HU M P, CHEN D J. Dynamic of net anthropogenic nitrogen input and riverine nitrogen export in the Yangtze River basin in 1980—2015[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(12): 5777–5785.
- [11] 李影, 刘宏斌, 雷秋良, 等. 洱海流域乡镇尺度上人类活动对净氮输入量的影响[J]. *环境科学*, 2018, 39(9): 4189–4198. LI Y, LIU H B, LEI Q L, et al. Impact of human activities on net anthropogenic nitrogen inputs (NANI) at township scale in Erhai Lake basin[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(9): 4189–4198.
- [12] 缪今典, 张晓明, 魏天兴, 等. 千岛湖流域杭州段人类活动净氮、净磷输入时空分布[J]. *中国环境科学*, 2021, 41(6): 2831–2842. MIAO J D, ZHANG X M, WEI T X, et al. Temporal and spatial distribution characteristics of net nitrogen and phosphorus input from human activity: A case study of Hangzhou section of Qiandao Lake basin[J]. *China Environmental Science*, 2021, 41(6): 2831–2842.
- [13] BOYER E W, GOODALE C L, JAWORSK N A, et al. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern USA[J]. *Biogeochemistry*, 2002, 57(1): 137–169.
- [14] HAN H J, ALLAN J D. Estimation of nitrogen inputs to catchments: Comparison of methods and consequences for riverine export prediction[J]. *Biogeochemistry*, 2009, 91(2/3): 177–199.
- [15] 高伟, 高波, 严长安, 等. 鄱阳湖流域人为氮磷输入演变及湖泊水环境响应[J]. *环境科学学报*, 2016, 36(9): 3137–3145. GAO W, GAO B, YAN C A, et al. Evolution of anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to Lake Poyang basin and its effect on water quality of lake[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, 36(9): 3137–3145.
- [16] HAN H J, ALLAN J D, SCAVIA D. Influence of climate and human activities on the relationship between watershed nitrogen input and river export[J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(6): 1916–1922.
- [17] CHEN D J, HU M P, GUO Y, et al. Modeling forest/agricultural and

- residential nitrogen budgets and riverine export dynamics in catchments with contrasting anthropogenic impacts in eastern China between 1980—2010[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2016, 221:145–155.
- [18] 陈岩, 高伟, 王东, 等. 缺水地区人类活动净氮输入与河流响应特征:以海河流域为例[J]. 环境科学学报, 2016, 36(10):3600–3606. CHEN Y, GAO W, WANG D, et al. Net anthropogenic nitrogen inputs (NANI) and riverine response in water shortage region: A case study of Haihe River watershed[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, 36(10):3600–3606.
- [19] ZHANG W S, SWANEY D P, LI X Y, et al. Anthropogenic point-source and non-point-source nitrogen inputs into Huai River basin and their impacts on riverine ammonia-nitrogen flux[J]. *Biogeosciences*, 2015, 12(14):4275–4289.
- [20] HOWARTH R W, SWANEY D P, BOYER E W. The influence of climate on average nitrogen export from large watersheds in the North-eastern United States[J]. *Biogeochemistry*, 2006, 79(1/2):163–186.
- [21] HOWDEN N J K, BURT T P, Worrall F, et al. Nitrate concentrations and fluxes in the River Thames over 140 years (1868—2008): Are increases irreversible?[J]. *Hydrological Processes*, 2010, 24(18):2657–2662.
- [22] ZHANG W S, LI H P, LI Y L. Spatio-temporal dynamics of nitrogen and phosphorus input budgets in a global hotspot of anthropogenic inputs[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 656:1108–1120.
- [23] CHEN D J, SHEN H, HU M P, et al. Legacy nutrient dynamics at the watershed scale: Principles, modeling, and implications[J]. *Agriculture Week*, 2019, 149:217–313.
- [24] 耿润哲, 王晓燕, 庞树江, 等. 潮河流域非点源污染控制关键因子识别及分区[J]. 中国环境科学, 2016, 36(4):1258–1267. GENG R Z, WANG X Y, PANG S J, et al. Identification of key factors and zonation for nonpoint source pollution control in Chaohe River watershed[J]. *China Environmental Science*, 2016, 36(4):1258–1267.
- [25] 耿润哲, 王晓燕, 焦帅, 等. 密云水库流域非点源污染负荷估算及特征分析[J]. 环境科学学报, 2013, 33(5):1484–1492. GENG R Z, WANG X Y, JIAO S, et al. Application of improved export coefficient model in estimating non-point source nutrient load from Miyun Reservoir watersheds[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, 33(5):1484–1492.
- [26] CARPENTER S R, CARACO N F, CORREL D L, et al. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen[J]. *Ecological Application*, 1998, 8(3):559–568.
- [27] 洗超凡, 欧阳志云. 城乡居民食物氮足迹估算及其动态分析:以北京市为例[J]. 生态学报, 2016, 36(8):2413–2421. XIAN C F, OUYANG Z Y. Calculation and dynamic analysis of the food nitrogen footprints of urban and rural residents in Beijing[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(8):2413–2421.
- [28] 魏静, 马林, 路光, 等. 城镇化对我国食物消费系统氮素流动及循环利用的影响[J]. 生态学报, 2008, 28(3):1016–1025. WEI J, MA L, LU G, et al. The influence of urbanization on nitrogen flow and recycling utilization in food consumption system of China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(3):1016–1025.
- [29] 王方浩, 马文奇, 窦争霞, 等. 中国畜禽粪便产生量估算及环境效应[J]. 中国环境科学, 2016, 26(5):614–617. WANG F H, MA W Q, DOU Z X, et al. The estimation of the production amount of animal manure and its environmental effect in China[J]. *China Environmental Science*, 2016, 26(5):614–617.
- [30] 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 S T, JIN J Y. Characteristics of nutrient input/output and nutrient balance in different regions of China[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2011, 44(20):4207–4229.
- [31] OHARA T, AKIMOTO H, KUROKAWA J, et al. An Asian emission inventory of anthropogenic emission sources for the period 1980—2020[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2007, 7(16):4419–4444.
- [32] 张汪寿, 苏静君, 杜新忠, 等. 1990—2010年淮河流域人类活动净氮输入[J]. 应用生态学报, 2015, 26(6):1831–1839. ZHANG W S, SU J J, DU X Z, et al. Net anthropogenic nitrogen input to Huaihe River basin, China during 1990—2010[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2015, 26(6):1831–1839.
- [33] QIU Y, SHI H C, HE M. Nitrogen and phosphorous removal in municipal wastewater treatment plants in China: A review[J]. *International Journal of Chemical Engineering*, 2010, 2010:1–10.
- [34] US Geological Survey. A load estimator (LOADEST): A fortran program for estimating constituent loads in streams and rivers[R]. US: Department of the Interior, 2004.
- [35] 李娜, 盛虎, 何成杰, 等. 基于统计模型 LOADEST 的宝象河污染物通量估算[J]. 应用基础与工程科学学报, 2012, 20(3):355–366. LI N, SHENG H, HE C J, et al. Pollutant fluxes estimation for Baoxiang River, Dianchi Lake by using LOADEST model[J]. *Journal of Science and Engineering*, 2012, 20(3):355–366.
- [36] MEYBECK M. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers[J]. *American Journal of Science*, 1982, 282(4):401–450.
- [37] GAO W, HOWARTH R W, HONG B, et al. Estimating net anthropogenic nitrogen inputs (NANI) in the Lake Dianchi basin of China[J]. *Biogeosciences*, 2014, 11(16):4577–4586.
- [38] CHEN F, HOU L, LIU M, et al. Net anthropogenic nitrogen inputs (NANI) into the Yangtze River basin and the relationship with riverine nitrogen export[J]. *Journal of Geophysical Research—Biogeosciences*, 2016, 121(2):451–465.
- [39] MERCY J, BORBOR-CORDOVA M J, BOYER E W, et al. Nitrogen and phosphorus budgets for a tropical watershed impacted by agricultural land use: Guayas, Ecuador[J]. *Biogeochemistry*, 2006, 79(1/2):135–161.
- [40] 何卓识, 霍守亮, 马春子, 等. 气候变化对小流域氮、磷通量的影响:以延安市河流流域为例[J]. 环境工程技术学报, 2020, 10(6):964–970. HE Z S, HUO S L, MA C Z, et al. Impact of climate change on the variation of nitrogen and phosphorus fluxes at watershed scale: A case study in watersheds of Yan'an City[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2020, 10(6):964–970.
- [41] 刘梅冰, 陈兴伟, 陈莹. 山美水库氮营养盐滞留特征及其影响因素的多时间尺度分析[J]. 应用生态学报, 2016, 27(7):2348–2356.

- LIU M B, CHEN X W, CHEN Y. Multiple time-scale analysis of nitrogen retention characteristics and influencing factors in Shanmei Reservoir, Fujian, China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2016, 27(7):2348-2356.
- [42] 包鑫, 江燕, 胡羽聪. 潮河流域降雨径流事件污染物输出特征[J]. 环境科学, 2021, 42(7):3316-3327. BAO X, JIANG Y, HU Y C. Characteristics of pollutant dynamics under rainfall-runoff events in the Chaohe River watershed[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(7):3316-3327.
- [43] HOWARTH R, SWANEY D, BILLEN G, et al. Nitrogen fluxes from the landscape are controlled by net anthropogenic nitrogen inputs and by climate[J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2012, 10(1):37-43.
- [44] HOWARTH R. Coastal nitrogen pollution: A review of sources and trends globally and regionally[J]. *Harmful Algae*, 2008, 8(1):14-20.
- [45] 李子君, 李秀彬, 余新晓. 基于水文分析法评估水保措施对潮河上游年径流量的影响[J]. 北京林业大学学报, 2008, 30(增刊2):6-11. LI Z J, LI X B, YU X X. Impacts of soil and water conservation measures on annual runoff in the upper Chaohe River basin in northern China based on hydrological analysis method[J]. *Journal of Beijing Forestry University*, 2008, 30(Suppl 2):6-11.
- [46] 张柏发, 陈丁江. 1980—2010年浙江某典型河流硝态氮通量对净人类活动氮输入的动态响应[J]. 环境科学, 2014, 35(8):2911-2919. ZHANG B F, CHEN D J. Dynamic response of riverine nitrate flux to net anthropogenic nitrogen inputs in a typical river in Zhejiang Province over the 1980—2010 period[J]. *Environmental Science*, 2014, 35(8):2911-2919.
- [47] 王迪. 山美水库流域人类活动净氮输入及河流氮通量输出响应特征研究[D]. 福州: 福建师范大学, 2019:34-40. WANG D. Study on the net anthropogenic nitrogen input and the response to riverine nitrogen flux export in Shanmei Reservoir watershed[D]. Fuzhou: Fujian Normal University, 2019:34-40.
- [48] DAVIDE M B, DRINKWATER L E, MCISAAC G F. Sources of nitrate yields in the Mississippi River basin[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2010, 39(5):1657-1667.

(责任编辑:朱晓昱)