金盛元,卢雨琦,雷秋良,等.农牧交错带不同生态类型区人类活动净磷输入量及影响因素 [J]. 中国环境科学, 2026,46(3):1568-1576.
Jin S Y, Lu Y Q, Lei Q L, et al. Net phosphorus input and influencing factors of human activities in different ecological types of agricultural-pastoral ecotone [J]. China Environmental Science, 2026,46(3):1568-1576.

农牧交错带不同生态类型区人类活动净磷输入量及影响因素

金盛元[1],卢雨琦[1],雷秋良[1*],杜新忠[1],张天鹏[1],刘 欢[1],侯以展[1],罗加法[2],刘宏斌[1] (1.中国农业科学院农业资源与农业区划研究所,农业农村面源污染控制重点实验室,北方干旱半干旱耕地高效利用全国重点实验室,北京 100081；2.新西兰皇家农业科学院,汉密尔顿 3240)

摘要：为探究中国北方农牧交错带在不同生态类型区人类活动对净磷输入的影响,基于人类活动净磷输入模型(NAPI),收集了 1985~2020 年北方农牧交错带涉及的 7 省 23 个地级市的统计数据,分析了该区域的 NAPI 发展趋势.结果表明:从时间维度看,北方农牧交错带的 NAPI 变化整体呈先升后降趋势,1985~2015 年因化肥施用和食物摄入增加而增加,2015~2020 年因农业结构调整而下降,但辽宁和宁夏部分区域进行农业结构调整与整体趋势不一致;从组成结构看, NAPI 组成中,磷肥输入占比最高,超过 50%,食物磷次之,占 30%~40%;影响因素上看,NAPI 与人口密度、耕地面积比例、单位面积畜禽量呈极显著正相关(P<0.001).因此,北方农牧交错带农业结构调整切实降低了人类活动净磷输入.

关键词：农牧交错带；人类活动净磷输入(NAPI)；人口密度；耕地面积；畜禽量
中图分类号：X171 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)03-1568-09

Net phosphorus input and influencing factors of human activities in different ecological types of agricultural-pastoral ecotone. JIN Sheng-yuan[1], LU Yu-qi[1], LEI Qiu-liang[1*], DU Xin-zhong[1], ZHANG Tian-peng[1], LIU Huan[1], HOU Yi-zhan[1], LUO Jia-fa[2], LIU Hong-bin[1] (1.State Key Laboratory of Efficient Utilization of Arable Land in China, Key Laboratory of Nonpoint Source Pollution Control, Ministry of Agriculture, Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China；2.AgResearch, Hamilton 3240, New Zealand). *China Environmental Science*, 2026,46(3)：1568~1576

Abstract：In order to explore the impact of human activities on net phosphorus input in different ecological types in the agricultural-pastoral ecotone in northern China, the statistical data of 23 prefecture-level cities in 7 provinces involved in the northern agricultural-pastoral ecotone from 1985~2020 were collected based on the net phosphorus input model of human activities (NAPI), and the development trend of NAPI in the region was analyzed. The results show that the NAPI change in the northern agropastoral zone shows a downward trend as a whole, increasing due to fertilizer application and food intake in 1985~2015, and decreasing due to agricultural restructuring in 2015~2020, but Liaoning and Ningxia are inconsistent with the overall trend due to agricultural restructuring in only some areas; In terms of NAPI composition, phosphorus fertilizer input accounted for the highest proportion of NAPI, more than 50%, followed by food phosphorus, accounting for 30%~40%. In terms of influencing factors, NAPI was positively correlated with population density, cultivated land area, and livestock and poultry volume per unit area (P<0.001).Therefore, the adjustment of agricultural structure in the northern agricultural-pastoral ecotone has effectively reduced the net phosphorus input of human activities.

Key words：agricultural-pastoral ecotone；net anthropogenic phosphorus input (NAPI)；population density；arable land；livestock and poultry inventory

随着土地开垦、化肥农药的使用,高强度的人类活动对磷的自然地球化学循环产生了重要影响[1].人为磷输入主要来源于人类食物生产消费和农业活动产生这两方面[2].在人口密度较高的城市区域,食物的生产和消耗会导致养分的循环的改变,同时,土地利用方式的改变也同样影响着养分的循环[3].在农业集约程度较高的地区,作物种植、化肥施用、畜禽养殖等都可能导致过量的养分输入[4].除此以外,区域内地形地貌、土地利用方式等也会导致不同区域之间的养分输入强度和养分与环境之间的响应方式不同[5].北方农牧交错带作为我国北方传统农业与畜牧业过渡区域,受到人类活动影响强烈,同

收稿日期：2025-07-24
基金项目：国家重点研发计划课题(2024YFD1701304);国家自然科学基金区域创新发展联合基金资助项目(U20A20114)
* 责任作者, 研究员, leiqiuliang@caas.cn

时也是生态环境问题突出区域[6-7].在《农业部关于北方农牧交错带农业结构调整的指导意见》[8]中也指出,该区域长期以来农牧结构失衡、水资源过度开发,资源环境压力越来越大,是推进农业结构调整的重点难点.

为了准确评价人类活动导致的向生态环境中的磷输入量,Russell 等[9]最早提出了人类活动净磷输入(net anthropogenic phosphorus input, NAPI)的估算方法,并在美国切斯比克海湾流域进行了应用,其结果证实了河流磷通量与人类活动磷输入量为正相关关系.NAPI 由食物磷输入、化肥施用、非食物磷输入(洗涤剂)、种子磷等 4 方面组成,可以量化人为导致的磷输入量对生态环境的影响,并据此来评价其对土壤速效磷的影响.之后,该方法也被应用于密歇根湖流域[10]、加州中央谷地流域[11]、波罗的海流域[2].近年来,我国学者在千岛湖流域[12]、云南星云湖[13]、洞庭湖流域[14]、香溪湖流域[15]等区域使用该模型进行相关研究,结果表明 NAPI 模型可以模拟不同区域内磷输入量,NAPI 的主要影响因素与研究区域内实际情况有关,一般是与化肥中磷输入量和人类食物磷输入量有关,同时 NAPI 模型对于数据的要求不高,在缺少实测数据的区域仍能有较好的模拟结果.

NAPI 模型虽然在流域、湖泊、梯田等方面得到了广泛研究,但研究区域多为单一生态环境或不同生态环境之间进行比较,对于复杂多样的生态环境和地形的研究较少.模型使用的原始数据大多来自统计年鉴,数据可靠性较高,但模型参数选择受主观影响.本研究以生态多样,地形有明显区分的北方农牧交错带为研究对象,分别按照北方农牧交错带整体、北方农牧交错带所属各省(区)、北方农牧交错带不同地形 3 个方向来进行 NAPI 计算和评价,选取 1985~2020 年的数据进行分析总结,模拟 NAPI 的实际变化情况.旨在为保护北方农牧交错带资源和农牧结构调整提供依据.

1　材料与方法

1.1　研究区概况

北方农牧交错带是连接我国西部草原牧区和东部农耕区的生态过渡带,位于 92°20′E~126°04′E, 32°69′N~53°20′N,涉及内蒙古、陕西、辽宁、山西、甘肃、宁夏、河北等 7 个省(区)、23 个市、146 个县(市、区),总面积约 46.17 万 km^2.北方农牧交错带位于半湿润半干旱气候过渡带,位处东方和南方的地区以半湿润的平原为主,位处西方和北方的地区以半干旱的山地、沙漠、高原为主.北方农牧交错带属于温带大陆性季风气候,降水量由东南向西北减少,年平均降水量 250~500mm,降水主要集中在 6~8 月,年际变化大;气温由东南向西北逐渐降低,年平均气温 1.8~15.2℃;海拔由东北向西南降低,海拔高度变化为 72~4781m;地貌种类多样,地形破碎化严重.北方农牧交错带呈现典型传统农业和畜牧业交错的特征.

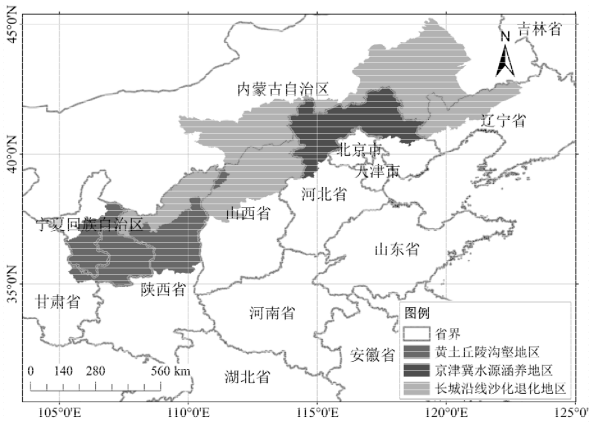


图 1　北方农牧交错带行政区划示意

Fig.1　Schematic diagram of the administrative divisions in the agricultural−pastoral ecotone

受到地形地貌等因素影响,北方农牧交错带大体上可分为长城沿线沙化退化区、黄土丘陵沟壑水土流失区、京津冀水源涵养区.其中长城沿线沙化退化区主要包括赤峰、乌兰察布、大同、朔州、榆林、朝阳等 6 个市,涉及 77 个县,年降水量 200~500mm,由东南向西北递减,属于半干旱和干旱气候区,土壤多为沙质土壤,肥力较低,保水能力差,冬春季多大风天气,风力强劲,易引发土壤沙化.由于过度开垦、过度放牧等人类活动,以及自然因素的影响,草场退化、耕地沙化问题突出,玉米播种面积占农作物播种面积的 50%以上.黄土丘陵沟壑水土流失区主要包括延安、榆林、庆阳、固原、忻州等 5 个市,涉及 44 个县,该区域地形破碎,沟壑纵横,大部分地区为黄土高原,黄土结构疏松,扛侵蚀能力差,植被覆盖率低,年降水量 400~600mm,降水主要集中在夏季,且多为暴雨,雨强大,水土流失严重.京津冀水源涵养区主要

包括张家口、承德等 2 个市,涉及 25 个县,年降水量 300~600mm,由东南向西北降水量递减,是暖温带向温带、半湿润向半干旱过渡地带,该区域内植被覆盖率较好,能有效阻挡风沙侵袭,有较强的水源涵养能力,是京津冀地区的主要水源涵养地.

1.2 数据来源

NAPI 模型的输入数据包括 1985~2020 年 7 个省(区)所属 23 个地级市的人口数量、畜禽存栏量、不同农作物产量和种植面积、复合肥和磷肥施用量等.这些数据来源于各省、地级市的统计年鉴和地方统计局官网.

1.3 数据统计

根据文献调研,确定居民磷素摄入量(城镇居民每人 973.2mg/d,农村居民每人 981.0mg/d)[16],不同畜禽磷素摄入量、排泄量、可食用比例(表 1),不同作物产品含磷量和种子磷输入强度(表 2).

表 1 单位畜禽生长周期内磷素摄入和排泄水平及畜禽产品可食用部分比例[2,17-22]

Table 1 Estimated livestock phosphorus intake and excretion rate and the edible proportion of livestock

畜禽种类	磷素摄入量(kg)	磷素排泄水平(kg)	可食用部分占比(%)
牛	10.99	9.49	79.5
猪	3.59	0.63	87.1
羊	3.81	1.06	75.7
家禽	0.18	0.03	85

表 2 农产品中含磷量和种子磷输入强度[2,18,22,31-33]

Table 2 Phosphorus content in agricultural products and phosphorus input intensity in seeds

作物种类	作物产品含磷量(g/kg)	作物种子磷输入强度(g/km^2)
稻谷	2.3	6.43
小麦	1.88	23.81
玉米	2.44	4.53
大豆	4.9	8.9
薯类	0.52	79
油菜籽	6.12	0.04
瓜果	0.61	—
蔬菜	0.35	0.03

1.4 NAPI 的估算方法

人类活动净磷输入(NAPI)模型可以估算人类活动的净磷输入量,本研究中主要由 4 部分构成[14,22-31,34]

$$\mathrm{NAPI}=P_{\mathrm{im}}+P_{\mathrm{fer}}+P_{\mathrm{nf}}+P_{\mathrm{seed}} \tag{1}$$

式中:P_{im}为食物磷输入量,kg/(km^2·a);P_{fer}为磷肥施用量,kg/(km^2·a);P_{nf} 为非食品磷的输入量(洗涤剂),kg/(km^2·a);P_{seed}为种子磷输入量,kg/(km^2·a).

$$P_{\mathrm{im}}=P_{\mathrm{hc}}+P_{\mathrm{lc}}-P_{\mathrm{lp}}-P_{\mathrm{cp}} \tag{2}$$

式中:P_{hc} 为人类食物磷消费量,kg/(km^2·a);P_{lc} 为动物磷素消费量,kg/(km^2·a);P_{lp} 为畜禽产品的含磷量,kg/(km^2·a);P_{cp}为作物含磷量,kg/(km^2·a).

$$P_{\mathrm{hc}}=\frac{(\mathrm{Pop1}\times 973.2+\mathrm{Pop2}\times 981.0)\times 365}{10^6} \tag{3}$$

式中:Pop1 为区域城镇人口数量,人;Pop2 为区域农村人口数量,人.

$$P_{\mathrm{lc}}=\sum_{i=1}^{n}(\mathrm{AN}_i\cdot\mathrm{API}_i) \tag{4}$$

式中:AN_i 为区域畜禽养殖数量,头或只;API_i 为畜禽个体磷消耗量,kg/(hd·a);n 为区域养殖的畜禽种类数量,种.

$$P_{\mathrm{lp}}=\sum_{i=1}^{n}\mathrm{AN}_i\cdot(\mathrm{API}_i-\mathrm{APO}_i)\cdot r_{\mathrm{edi}} \tag{5}$$

式中:APO 为畜禽磷素排泄水平,kg/(hd·a);r_{edi} 为畜禽可食用部分比例.

$$P_{\mathrm{cp}}=\sum_{i=1}^{n}(\mathrm{CP}_i-\mathrm{PC}_i) \tag{6}$$

式中:CP_i 为作物产量,kg;PC_i 为作物产品的含磷量,g/kg^2.

$$P_{\mathrm{fer}}=(\mathrm{PF}\cdot\mathrm{CF}\cdot r_{\mathrm{p}}) \tag{7}$$

式中:PF 为磷肥折纯量以 P_2O_5 计;CF 为复合肥量;r_{p} 为复合肥中的磷含量,%;本文中 r_{p}=17%.

$$P_{\mathrm{nf}}=I\cdot P_{\mathrm{e}} \tag{8}$$

式中:I 为人均非食物性磷年排放量,kg;P_{e} 为各区域常住人口数.本文中人均非食物性磷年排放量 0.175kg/a.

$$P_{\mathrm{seed}}=\sum_{i=1}^{n}(S_i\cdot\mathrm{SP}_i) \tag{9}$$

式中:S_i 为各类型作物的播种面积 km^2;SP_i 为种子磷输入强度.

猪当量的计算 不同种类畜禽磷排泄量不同,为了探究畜禽磷排泄量对 NAPI 的影响,这里将不同种类畜禽排泄量转换为猪当量进行分析,猪当量的计算按照农业部印发的《畜禽粪污土地承载力测算技术指南》[35]中的换算指标进行核算.

1.5 数据处理与绘图

本文使用 Excel2016 及 IBM SPSS Statistics26

进行制图与数据分析,采用 Origin2021 及 ArcGIS 10.8 制图.

2　结果与讨论

2.1　NAPI 时空分布特征

2.1.1　北方农牧交错带 NAPI 及组分年际变化　在 1985~2020 年总平均 NAPI 呈现上升趋势[图 2(a)],以 2015 年为分界点,在 1985~2015 年 NAPI 值呈现上升趋势,其中 2005~2010 年上升幅度最大,年平均增长率达到 8.37%;峰值出现在 2015 年为 914kg/(km^2·a),在 2015~2020 年 NAPI 值呈现下降趋势,年平均下降率为 1.43%;到 2020 年 NAPI 值降为 849kg/(km^2·a), 35a 间 NAPI 平均值为 686kg/(km^2·a). 人类食物磷输入量所占百分比先减少后增加[图 2(b)],整体上呈现下降趋势,在 2015 年占比达到最低为 25%;化肥中磷输入量所占百分比先增加后减少,整体上呈现上升趋势,在 2015 年占比达到最大为 73%;非食品磷输入量和种子磷输入量所占百分比之和不足 4%,含量较低,可忽略不计.

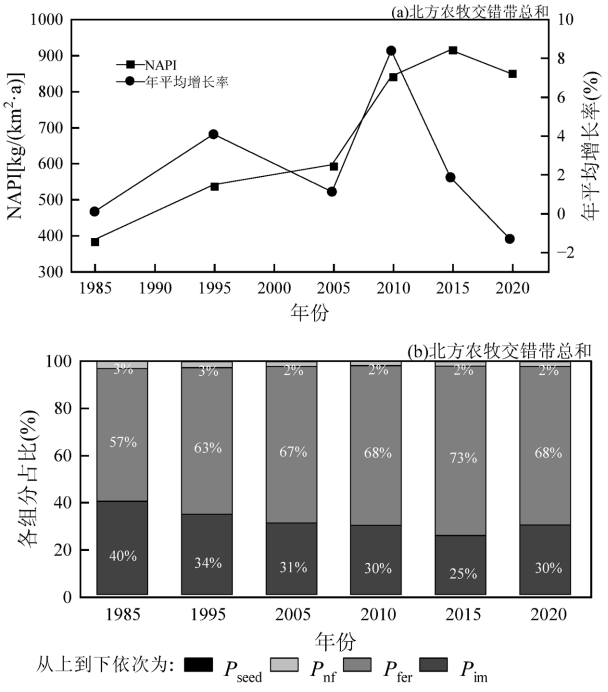


图 2　北方农牧交错带 NAPI 及其组成占比年际变化

Fig.2　Interannual variability of NAPI and NAPI composition in the agricultural−pastoral ecotone

2.1.2　北方农牧交错带所属各省 NAPI 年际变化　在 1985~2020 年北方农牧交错带所属各省 NAPI 整体均呈现上升趋势(图 3).

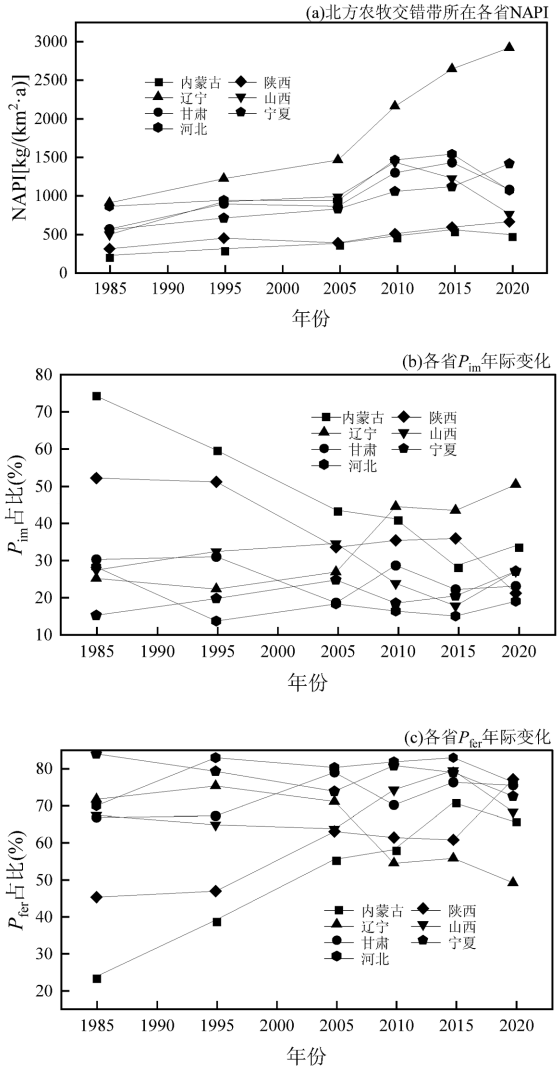


图 3　各省 NAPI、P_{im}、P_{fer} 年际变化

Fig.3　Interannual variations of NAPI, *P*im and *P*fer in each province

其中内蒙古自治区、山西省、甘肃省、河北省 NAPI 年际变化表现为先上升后下降,内蒙古自治区 NAPI 值以 2015 年为分界点,峰值为 527kg/(km^2·a), P_{fer} 占比呈现上升趋势,在 23.2%~70.7%范围内波动,P_{im} 占比呈现下降趋势,在 27.9%~74.1%范围内波动.山西省 NAPI 值以 2010 年为分界点,峰值为 1414kg/(km^2·a),P_{fer} 占比呈现上升趋势,在 63.5%~79.5%范围内波动,P_{im} 占比呈现下降趋势,在 17.2%~34.1%范围内波动.甘肃省 NAPI 值以 2015 年为分界点,峰值为 1407kg/(km^2·a),P_{fer} 占比呈现上升趋势,在 66.6%~76.2%范围内波动,P_{im} 占比呈现下降趋势,在 21.5%~30.5%范围内波动;河北省 NAPI 值以 2015

年为分界点,峰值为 1522kg/(km^2·a), P_{fer} 占比呈现上升趋势,在 69.8%~82.9%范围内波动,P_{im} 占比呈现下降趋势,在 13%~27.6%范围内波动.辽宁省和宁夏回族自治区 NAPI 值年际变化为一直上升,辽宁省在 2020 年 NAPI 值达到最大为 2914kg/(km^2·a),P_{fer} 占比呈现下降趋势,在 48.8%~75.2%范围内波动,P_{im} 占比呈现上升趋势,在 21.7%~50.1%范围内波动,宁夏回族自治区在 2020 年 NAPI 值达到最大为 1395kg/(km^2·a),P_{fer} 占比呈现下降趋势,在 72.4%~84%范围内波动,P_{im} 占比呈现上升趋势,在 14.5%~26.5%范围内波动. 陕西省 NAPI 年际变化表现为先上升,在 1995 年 NAPI 值为 418kg/ (km^2·a),然后下降,在 2005 年 NAPI 值为 352kg/ (km^2·a),高于 1985 年的 280kg/(km^2·a),然后再上升,在 2020 年 NAPI 值达到最大为 633kg/(km^2·a), P_{fer} 占比呈现上升趋势,在 44.9%~77.1%范围内波动,P_{im} 占比呈现下降趋势,在 20.5%~51.9%范围内波动.1985~2020 年北方农牧交错带所属各省非食品磷输入量和种子磷输入量占比之和较低,不足 5%,可忽略不计.

2.1.3 北方农牧交错带不同地形分区年际变化 为进一步加深北方农牧交错带 NAPI 的研究,将北方农牧交错带分成 3 个区域,长城沿线沙化退化地区、黄土丘陵沟壑水土流失地区和京津冀水源涵养地区.在 1985~2020 年 3 个区域 NAPI 整体上呈现上升趋势(图 4),长城沿线沙化退化地区和黄土丘陵沟壑水土流失地区 NAPI 年际变化为先增加再减少,在 2005 年达到最大值,分别为 926kg/(km^2·a)、894kg/ (km^2·a);京津冀水源涵养地区 NAPI 年际变化为先减少再增加,然后再减少,在 2015 年达到最大值为 993kg/(km^2·a).长城沿线沙化退化地区食品磷输入量占比不断减少,由 1985 年的 60%减少到 2020 年的 27%,化肥中磷输入量占比不断增加,由 1985 年的 36%增加到 72%,非食品磷输入量和种子磷输入量占比之和不足 5%,可忽略不计.黄土丘陵沟壑水土流失地区食品磷输入量占比呈现下降趋势,由 1985 年的 31%到 2020 年减少为 20%,化肥中磷输入量占比呈现上升趋势,由 1985 年 66%到 2020 年上升为 78%,非食品磷输入量和种子磷输入量占比之和不足 5%,可忽略不计.京津冀水源涵养地区食品磷输入量占比在 16%~26%范围内波动,化肥中磷输入量占比呈现下降趋势,由 1985 年的 72%增加到 67%,非食品磷输入量和种子磷输入量占比之和不足 5%,可忽略不计.

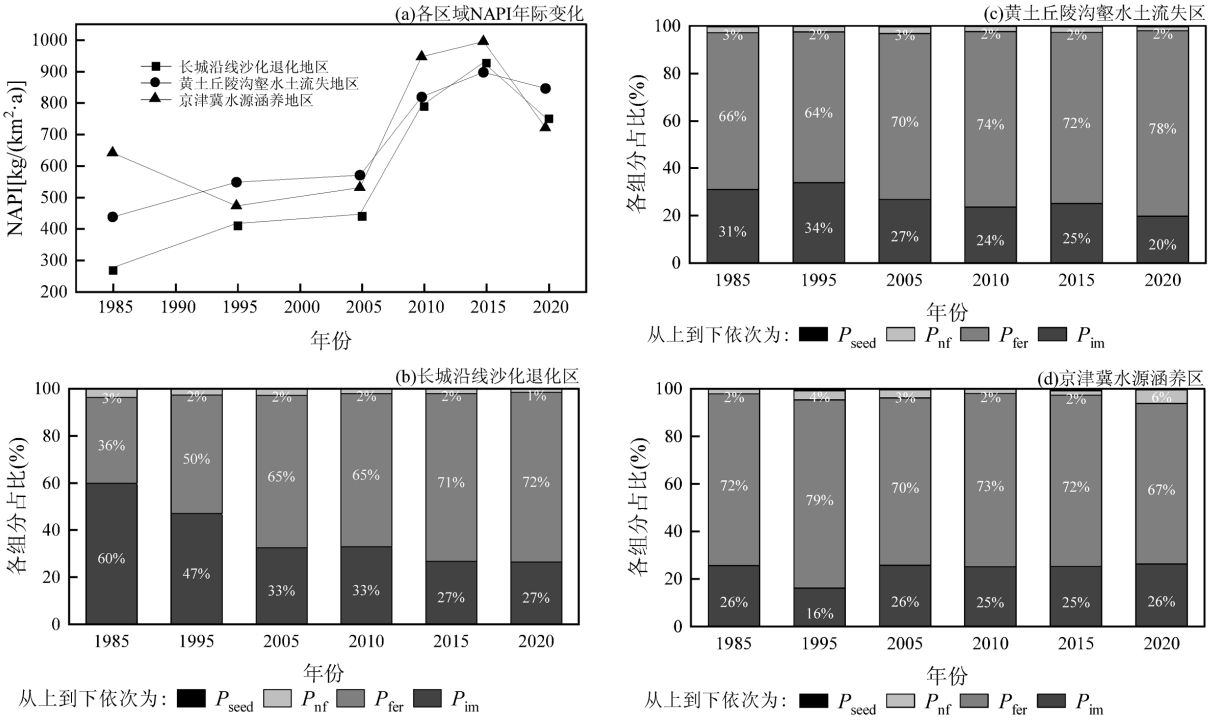


图 4 长城沿线沙化退化地区、黄土丘陵沟壑水土流失地区、京津冀水源涵养地区 NAPI 及组分占比年际变化

Fig.4 Interannual variations of NAPI and components in desertification degradation areas along the great wall, loess hilly and gully areas, and Beijing−tianjin−hebei water conservation areas

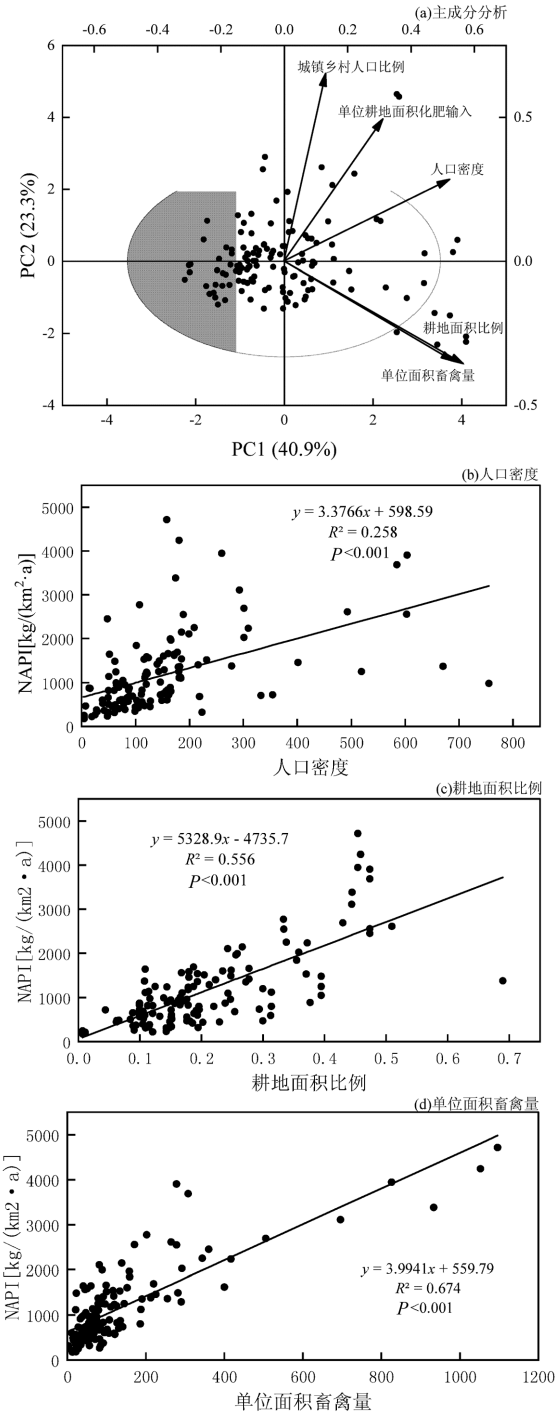


图 5　主成分分析、NAPI 与人口密度和耕地面积占比关系

Fig.5　Principal component analysis, relationship between NAPI and population density, cultivated land area ratio

2.2　NAPI 影响因素主成分分析　分析结果显示,人口密度、耕地面积比例、单位面积畜禽量相较于城镇乡村人口比例、单位面积化肥输入对 NAPI 有更大影响图 5(a).北方农牧交错带 NAPI 值与人口密度、耕地面积比例、单位面积畜禽量具有极显著关系(P<0.001),NAPI 值随人口密度、耕地面积比例、单位面积畜禽量增加而增加.畜牧业作为北方农牧交错带主要农业生产方式之一,单位面积畜禽量对 NAPI 参数影响较大,并且在一定程度上反应畜禽活动强度,R^2 为 0.6744.耕地面积比例能从侧面反映肥料使用情况,R^2 为 0.5571.人口密度直接影响 NAPI 结构中人类食品磷消费量,R^2 为 0.26(图 5).以上 R^2 数值均表明人类活动对区域内 NAPI 值的影响,NAPI 值随人类活动强度增加而增大.

2.3　讨论

2.3.1　与其他地区的比较　为了体现北方农牧交错带的磷输入强度,将北方农牧交错带 1985~2020 年 NAPI 均值与国内外已有 NAPI 均值进行比较(表 3).北方农牧交错带 1985~2020 年均值为 686kg/(km^2·a),其中长城沿线沙化退化区、黄土丘陵沟壑水土流失区、京津冀水源涵养区 NAPI 值依次为 596,682,713kg/(km^2·a),长城沿线沙化退化区农业生产方式畜牧业占比较大,而黄土丘陵沟壑水土流失区和京津冀水源涵养区农业生产方式种植业占比较大是造成区域 NAPI 值差异较大的原因.波的尼亚湾、芬兰湾、松花江流域等地区植被覆盖率高,人口密度和农业生产强度低,是这些区域 NAPI 值低于北方农牧交错带 NAPI 值的主要原因,而波罗的海本体、卡特加特海峡、长江流域、淮河流域等地区有多条河流汇入并富集或人口集中、农业发达,是这些区域 NAPI 值高于北方农牧交错带 NAPI 值的主要原因;黄河流域与北方农牧交错带植被覆盖率相接近,人口密度和农业生产强度相当,故两地区 NAPI 值接近.

表 3　部分地区 NAPI 汇总[36-37]

Table 3　Summary of NAPI values in some regions of the world

研究区	NAPI[kg/(km^2·a)]	数据来源
北方农牧交错带	686	本研究
长城沿线沙化退化区	596	本研究
黄土丘陵沟壑水土流失区	682	本研究
京津冀水源涵养区	713	本研究
波的尼亚海	447	[37]
芬兰湾	541	[37]
波罗的海本体	982	[37]
卡特加特海峡	1870	[37]
松花江流域	334	[36]
黄河流域	609	[36]
长江流域	1245	[36]
淮河流域	4005	[36]

本文中北方农牧交错带NAPI主要组成为,食物磷输入、化肥中磷施用、非食物磷输入、种子磷输入四部分.其NAPI组成结构与湛江湾流域[25]、鄱阳湖流域[26]洞庭湖流域[27]变化基本一致,表现为化肥中磷施用占比增加,逐渐在NAPI构成中取得主导地位.与香溪湖流域不同,香溪湖流域除食物磷输入、化肥中磷使用、非食物磷输入外,磷化工和磷矿开采也是NAPI的影响因素且占比为16%~24%[15].由于北方农牧交错带的复杂地形、人类聚散程度以及土地利用方式等多种因素,导致北方农牧交错带NAPI在整体上变化相对平缓,但在部分地区NAPI变化出现波动,且波动的剧烈程度不同.

从1985~2020年,北方农牧交错带NAPI整体上呈现上升趋势.这是由于社会发展,使得人们食品磷摄入增加,以及开垦荒地耕地面积增加,工业生产能力的提高使得化肥用量的增加,共同作用从而表现出NAPI值呈现上升趋势.北方农牧交错带各省NAPI年际变化情况各不相同,内蒙古自治区、陕西省、山西省、甘肃省、河北省整体呈现上升趋势,P_{fer}占比增加,P_{im}占比减少,其中内蒙古自治区、陕西省P_{fer}占比和P_{im}占比变化率大;而山西省、甘肃省、河北省P_{fer}占比和P_{im}占比变化率较小;辽宁省、宁夏回族自治区NAPI值一直增加,P_{fer}占比减少,P_{im}占比增加,其中辽宁省P_{fer}占比和P_{im}占比变化率大;而宁夏回族自治区P_{fer}占比和P_{im}占比变化率较小.组成NAPI的四部分中,食品磷输入量和化肥中磷输入量占比之和较大,食品磷输入量和化肥中磷输入量主导优势明显.

对北方农牧交错带分区统计,从1985~2020年,长城沿线沙化退化地区、黄土丘陵沟壑水土流失地区、京津冀水源涵养地区NAPI年际变化整体上都表现为先上升后下降的趋势,在2015年达到最大值,

依据《农业部关于北方农牧交错带农业结构调整的指导意见》中对各地区进行农业结构调整,长城沿线沙化退化地区降水少,土壤多为沙质土壤,肥力低,保水能力差,结构调整方案以控制玉米种植面积,发展耐盐耐旱的沙生植物为主,结构调整后该区域内不同作物耕种面积改变,化肥中磷输入量减少,使得该区域内NAPI值下降;黄土丘陵沟壑水土流失地区植被覆盖率低,降雨集中在夏季,雨强大,水土流失严重,结构调整以保护性耕作和促进果业发展为主,结构调整后化肥中磷输入量基本保持不变,人口密度和单位面积畜禽量改变,人类食品磷输入量降低,使得该区域内NAPI值下降;京津冀水源涵养地区结构调整以保护资源为主,结构调整后不同作物耕种面积、人口密度和单位面积畜禽量改变,人类食品磷输入和化肥中磷输入量均减少,使得该区域内NAPI值减小.总体而言,北方农牧交错带农业结构调整让该区域NAPI总体呈现出下降趋势.各地区需按照指导意见继续保持相应的结构调整方案.

同时,影响北方农牧交错带NAPI的因素多种多样,其中人口密度、耕地面积比例、单位面积畜禽量较其他影响因素影响更大,NAPI值与人口密度、耕地面积比例、单位面积畜禽量存在极显著正相关关系($P<0.001$).这是因为人口密度在一定程度上反映了该区域内的人口活动强度,人口活动强度会影响食品磷输入和非食品磷输入强度;耕地面积比例则能反映该区域内的化肥中磷施用情况[30];单位面积畜禽量能够反映区域内畜禽磷排泄水平.在该区域NAPI构成组分中,无论是整体或是分区域划分,化肥中磷输入和食品磷输入占比之和都超过90%.

2.3.2 不确定性分析 人类活动净磷输入(NAPI)模型得到广泛研究与认可,并应用于各类区域研究中,但在计算项目和公式使用上,与实际情况仍然存在一定的差距,无法准确计算出该区域的实际净磷输入.例如,本研究中仅仅考虑了该区域城镇和乡村人口数,未考虑到流动人口对于NAPI的影响;作物种类较少,对于瓜果蔬菜是看成整体取相对平均的值来计算,与实际会有所差距;未考虑经济情况对非食品磷输入强度的影响,仅是用平均值代替.为进一步加强NAPI模型的可靠性,在未来的研究中需要不断对模型参数进行修改调整.

3 结论

3.1 从时间尺度上看,北方农牧交错带的NAPI变化整体呈先升后降趋势,1985~2015年因化肥施用和食物摄入增加而增加, 2015~2020年因农业结构调整而下降,但辽宁和宁夏因仅部分区域进行农业结构调整与整体趋势不一致,表现为一直增加.

3.2 从NAPI组成结构来看, NAPI不同组成中,化肥中磷输入量占比最高,一般超过50%,食物磷输入量占比次之,占30%~40%,非食物磷和种子磷输入占

比少,一般不足 5%.化肥中磷输入量与食物磷输入量仍然占据主导地位.

3.3　从影响因素来看, 人口密度、耕地面积比例、单位面积畜禽量是影响北方农牧交错带 NAPI 值的主要因素,且均呈现极显著正相关关系(P<0.001).人口密度反映了人类活动强度对NAPI的影响;耕地面积比例反映了化肥中磷输入量对NAPI的影响;单位面积畜禽量反映了畜禽磷排泄量对 NAPI 的影响.

参考文献：

[1] 邓陈宁,张泽乾,徐　睿,等.成渝地区双城经济圈人类活动氮磷输入时空演变及其驱动因素 [J]. 环境科学研究, 2022,35(7):1596-1604.
Deng C N, Zhang Z Q, Xu R, et al. Spatiotemporal evolution and driving factors of nitrogen and phosphorus input from human activities in Chengdu-Chongqing economic circle [J]. Research of Environmental Sciences, 2022,35(7):1596-1604.

[2] Hong B, Swaney P D, McCrackin M, et al. Advances in NANI and NAPI accounting for the Baltic drainage basin: spatial and temporal trends and relationships to watershed TN and TP fluxes [J]. Biogeochemistry, 2017,133(3):245-261.

[3] Chenning D, Lusan L, Dingzhi P, et al. Net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs in the Yangtze River economic belt: spatiotemporal dynamics, attribution analysis, and diversity management [J]. Journal of Hydrology, 2021,597.DOI:10.1016/J.JHYDROL.2021.126221.

[4] 项　颂,吴　越,吕兴菊,等.洱海流域农业面源污染空间分布特征及分类控制策略 [J]. 环境科学研究, 2020,33(11):2474-2483.
Xiang S, Wu Y, Lv X J, et al. Characteristics and spatial distribution of agricultural Non-Point source pollution in erhai lake basin and its classified control strategy [J]. Research of Environmental Sciences, 2020,33(11):2474-2483.

[5] Large-scale patterns of river inputs in southwestern Europe: Seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone [J]. Biogeochemistry, 2013,113481-505.

[6] 李文龙,石育中,鲁大铭,等.北方农牧交错带干旱脆弱性时空格局演变 [J]. 自然资源学报, 2018,33(9):1599-1612.
Li W L, Shi Y Z, Lu D M, et al. The Spatio-temporal evolution of drought vulnerability in the ecotone between agriculture and animal husbandry in the north of china [J]. Journal of Natural Resources, 2018,33(9):1599-1612.

[7] 李旭亮,杨礼箫,田　伟,等.中国北方农牧交错带土地利用/覆盖变化研究综述 [J]. 应用生态学报, 2018,29(10):3487-3495.
Li X L, Yang L X, Tian W, et al. Land use and land cover change in agro-pastoral ecotone in Northern China [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2018,29(10):3487-3495.

[8] 农业部发布《关于北方农牧交错带农业结构调整的指导意见》[J]. 北方牧业, 2016,(23):18.
Ministry of agriculture issues guidance on agricultural structural adjustment in the northern agricultural and animal husbandry crossborder zone [J]. Northern Pastoralism, 2016,(23):18.

[9] Russell J M, Weller E D, Jordan E T, et al. Net Anthropogenic Phosphorus Inputs: Spatial and Temporal Variability in the Chesapeake Bay Region [J]. Biogeochemistry, 2008,88(3):285-304.

[10] Han H, Allan D J, Bosch S N. Historical pattern of phosphorus loading to Lake Erie watersheds [J]. Journal of Great Lakes Research, 2012, 38(2):289-298.

[11] J D S, A J H, A R D. Linking dissolved and particulate phosphorus export in rivers draining California's Central Valley with anthropogenic sources at the regional scale [J]. Journal of Environmental Quality, 2011, 40(4):1290-1302.

[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] 白姣杰,孟　岑,李裕元,等.典型高原湖泊人类活动净氮磷输入时空变化及其影响因素——以云南星云湖为例 [J]. 湖泊科学, 2024, 36(4):1110-1122.
Bai J J, Meng C, Li Y Y, et al. Spatiotemporal variation of net nitrogen and phosphorus input and its influencing factors in a typical lake: Acase study of Lake Xingyun, Yunnan Province [J]. Journal of Lake Sciences, 2024,36(4):1110-1122.

[14] 刘艳萍,肖雅倩,张　颖.洞庭湖流域人类活动净磷输入及其空间分布 [J]. 应用生态学报, 2019,30(7):2404-2414.
Liu Y P, Xiao Y Q, Zhang Y, et al. Spatial dstribution of the net anthropogenic phosphorus input (NAPI) to the Dongting Lake basin [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2019,30(7):2404-2414.

[15] 张天鹏,雷秋良,秦丽欢,等.香溪河流域人类活动净磷输入量及其影响因素 [J]. 中国环境科学, 2020,40(11):4957-4964.
Zhang T P, Lei Q L, Qin L H, et al. Net phosphorus input from human activities and its influencing factors in Xiangxi River Watershed [J]. China Environmental Science, 2020,40(11):4957-4964.

[16] 翟凤英,何宇娜,王志宏,等.中国城乡居民膳食营养素摄入状况及变化趋势 [J]. 营养学报, 2005,(3):181-184.
Zhai F Y, He Y N, Wang Z H, et al. The status and trends of dietary nutrients intake of Chinese population [J]. Acta Nutrimenta Sinica, 2005,(3):181-184.

[17] 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]. Journal of Environmental Sciences, 2016,36(9): 3137-3145.

[18] 许俊香,刘晓利,王方浩,等.我国畜禽生产体系中磷素平衡及其环境效应 [J]. 生态学报, 2005,(11):119-126.
Xu J X, Liu X L, Wang F H, et al. Phosphorus balance and environmental effect of animal production in China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2005,(11):119-126.

[19] 耿　维,胡　林,崔建宇,等.中国区域畜禽粪便能源潜力及总量控制研究 [J]. 农业工程学报, 2013,29(1):171-179,295.
Geng W, Hu L, Cui J Y, et al. Biogas energy potential for livestock manure and gross control of animal feeding in region level of China

[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2013,29(1):171−179,295.

[20] 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, 2006,(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, 2006,(5):614−617.

[21] 刘晓利,许俊香,王方浩,等.畜牧系统中氮素平衡计算参数的探讨 [J]. 应用生态学报, 2006,(3):3417−3423.
Liu X L, Xu J X, Wang F H, et al. Estimation parameters of nitrogen balance in stock farming system of China [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2006,(3):3417−3423.

[22] Han Y, Yu X, Wang X, et al. Net anthropogenic phosphorus inputs (NAPI) index application in China's mainland [J]. Chemosphere, 2013,90(2):329−337.

[23] Yang B, Chengqian S, Li W, et al. The Characteristics of Net Anthropogenic Nitrogen and Phosphorus Inputs (NANI/NAPI) and TN/TP Export Fluxes in the Guangdong Section of the Pearl River (Zhujiang) Basin [J]. Sustainability, 2022,14(23):16166.

[24] Chen D, Hu M, 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, 2016,221145−155.DOI:10.1016/j.agee.2016.01.037.

[25] 姜菁秋,毛珊珊,王 凡,等.湛江湾人为净磷输入时空演变及驱动因素分析 [J]. 环境科学研究, 2024,37(9):1939−1947.
Jiang J Q, Miao S S, Wang F, et al. Spatial and temporal evolution of net anthropogenic phosphorus input to Zhanjiang Bay and its driving Factors [J]. Research of Environmental Sciences, 2024,37(9):1939−1947.

[26] 钟文军,王圣瑞,廖 伟,等.鄱阳湖流域人类活动净磷输入时空差异 [J]. 环境科学与技术, 2023,46(7):140−146.
Zhong W J, Wang S R, Liao W, et al. Spatio−temporal pattern of net anthropogenic phosphorus inputs in the Poyang Lake basin [J]. Environmental Science & Technology, 2023,46(7):140−146.

[27] 刘艳萍.洞庭湖流域人类活动净氮/磷输入(NANI/NAPI)时空分布评估 [D]. 北京:北京林业大学, 2019.
Liu Y P. Spatio−temporal variations of the net anthropogenic nitrogen and phosphorus(NANI/NAPI)into the Dongting Lake basin [D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2019.

[28] Zhang W, Swaney D P, Hong B, et al. Net anthropogenic phosphorus inputs and riverine phosphorus fluxes in highly populated headwater watersheds in China [J]. Biogeochemistry, 2015,126(3):269−283.

[29] Han H, Bosch N, Allan J D. Spatial and temporal variation in phosphorus budgets for 24 watersheds in the Lake Erie and Lake Michigan basins [J]. Biogeochemistry, 2011,102(1−3):45−58.

[30] 李晓虹,刘宏斌,雷秋良,等.人类活动净氮输入时空变化特征及其影响因素 [J]. 中国环境科学, 2019,39(2):812−817.
Li X H, Liu H B, Lei Q L, et al. Spatio−temporal characteristics and influential factors of net anthropogenic nitrogen input: A case study of Xiangxi River Watershed [J]. China Environmental Science, 2019, 39(2):812−817.

[31] 秦延文,赵艳民,马迎群,等.三峡水库氮磷污染防治政策建议:生态补偿·污染控制·质量考核 [J]. 环境科学研究, 2018,31(1):1−8.
Qin Y W, Zhao Y M, Ma Y Q, et al. Prevention and control of nitrogen, phosphorus pollution in the Three Gorges Reservoir: ecological compensation, pollution control, quality assessment [J]. Research of Environmental Sciences, 2018,31(1):1−8.

[32] 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.

[33] 董红敏,朱志平,黄宏坤,等.畜禽养殖业产污系数和排污系数计算方法 [J]. 农业工程学报, 2011,27(1):303−308.
Dong H M, Zhu Z P, Huang H K, et al. Pollutant generation coefficient and discharge coefficient in animal production [J]. Transactions of the CSAE, 2011,27(1):303−308.

[34] 杨木兰,黄洁钰,王焕晓,等.潮河流域净人为磷输入变化及其对河流总磷通量的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2024,43(7):1599−1608.
Yang M L, Huang J Y, Wang H X, et al. Variation of net anthropogenic phosphorus input and its impact on total phosphorus flux in the Chaohe River basin [J]. Journal of Agro−Environment Science, 2024,43(7):1599−1608.

[35] 畜禽粪污土地承载力测算技术指南 [J]. 农技服务, 2018,35(5):33−36.
Technical Guidelines for Measuring the Land Carrying Capacity of Livestock and Poultry Manure [J]. Agricultural services, 2018,35(5):33−36.

[36] Wang Y, Xie X, Liu C, et al. Variation of net anthropogenic phosphorus inputs (NAPI) and riverine phosphorus fluxes in seven major river basins in China [J]. Science of the Total Environment, 2020,742(prepublish):140514.DOI:10.1016/j.scitotenv.2020.140514.

[37] Hong B, Swaney P D, Mörth C, et al. Evaluating regional variation of net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs (NANI/NAPI), major drivers, nutrient retention pattern and management implications in the multinational areas of Baltic Sea basin [J]. Ecological Modelling, 2012,227117-135.DOI:10.1016/j.ecolmodel.2011.12.002

作者简介： 金盛元(2001−),男,安徽合肥人,科研助理,学士,主要研究方向为农业面源污染.3426445302@qq.com.