

岑 森, 曾琰婷, 李欣忱, 等. 农村生产生活系统氮流动及其环境影响特征[J]. 江苏农业学报, 2021, 37(5): 1224-1233.
doi: 10.3969/j.issn.1000-4440.2021.05.018

农村生产生活系统氮流动及其环境影响特征

岑 森, 曾琰婷, 李欣忱, 庄贤泉, 吉芳英
(重庆大学, 重庆 400045)

摘要: 为研究农村区域氮素输出的环境影响特征,以重庆市永川区为例,通过物质流分析阐明农村生产生活系统的氮素流动情况。结果显示,农业种植、畜禽养殖和废弃物资源化处理的氮素有效利用率分别为 32.4%、20.8% 和 71.0%;农村生产生活系统氮流动对环境的影响体现在大气、水环境上,温室效应加剧是氮素大气输出影响的体现, N_2O 是氮素大气输出中造成温室效应的主要原因,资源化处理过程是较好的减排着眼点;农村生产生活系统氮流动对水环境的影响则主要体现在引起富营养化和危害地下水质量上,其中系统地表径流和淋失氮素 2 点值得关注。针对这些影响,肥料施用减量增效、合理配施,优化废物收集、贮存环节以及改进废弃物的资源化处理技术是有效的减缓措施。

关键词: 农村; 农业生产; 氮流动; 环境影响

中图分类号: S181 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4440(2021)05-1224-10

Nitrogen flow in rural production and living system and its environmental impact characteristics

CEN Sen, ZENG Yan-ting, LI Xin-chen, ZHUANG Xian-quan, JI Fang-ying
(Chongqing University, Chongqing 400045, China)

Abstract: To study the environmental influencing characteristics of nitrogen output in rural area, Yongchuan District of Chongqing City was taken as an example, nitrogen flow in rural production and living system was clarified through material flow analysis. The results showed that, the effective utilization rates of nitrogen by agricultural planting subsystem, livestock and poultry breeding subsystem and waste recycling subsystem were 32.4%, 20.8% and 71.0% respectively. In the rural production and living system, the influence of nitrogen flow on the environment could be reflected by the atmosphere and water environment, and the aggravation of greenhouse effect could reflect the influence of nitrogen emission through the atmosphere. N_2O was the main reason causing greenhouse effect during nitrogen emission through the atmosphere, and resourceful treatment could be a good point of N_2O emission reduction. The impact of rural production and living system on the water environment mainly reflected in causing eutrophication and harming groundwater quality, among them, systematic surface runoff and nitrogen leaching deserved attention. In response to these effects, reducing fertilizer application and increasing its efficiency, reasonable fertilization combination, optimizing waste collection and storage links, and improving resource utilization technology are effective mitigation measures.

Key words: countryside; agricultural production; nitrogen flow; environmental impact

氮是生物地球化学循环的重要组成部分,也是

人类生产生活的必需元素。20 世纪以来,人类活动依附于氮循环的同时,也在极大程度上干扰了其循环过程,引起了一系列生态环境问题^[1],甚至对人体健康产生了严重威胁,针对人类生产生活的氮流动的相关研究也因此展开。

物质流分析是以质量守恒原理为基础,针对系

收稿日期:2021-01-21

基金项目:国家重点研发计划项目(2018YFD1100501)

作者简介:岑 森(1996-),男,浙江宁波人,硕士,研究方向为环境科学与工程。(E-mail) 774578815@qq.com

通讯作者:吉芳英, (E-mail) jfy@cqu.edu.cn

统物质输入、迁移、转化、输出过程进行定量化分析和评价的方法^[2]。据此,能在氮的物质循环系统中,以氮为目标,根据循环路径识别物质形态转变及对环境的影响。但这种宏观分析法易受各地不同经济、环境等因素的影响,因此研究采用同区域参数为宜。目前国内已有不少相关研究成果问世,涵盖了区域^[3]、城市^[4]在内的多个层面。但在这些研究中,多是针对农业、畜牧业等特定系统^[5-6]或以工业化城市为主体的复杂系统^[7]的研究,少有针对农村区域的综合研究。

近年来我们逐渐厘清了城市环境氮污染的形式及来源^[4,8-10],但是关于氮流动对农村环境的影响仍较为模糊。在重视农村生态环境问题的当下,展开相应研究有其必要性。本研究通过分析农村传统农牧渔业和生活过程,确定农村生产生活系统自身以及与外界的氮流动关系,进而识别氮素对农村整体环境的影响并提出减缓措施,为促进农村生态文明

建设、整治农村环境、推进乡村振兴提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究框架及数据来源

根据农村生产生活过程,将参与氮流动的农业种植、畜禽养殖、渔业养殖以及农村生活视为子系统纳入,通过相互之间含氮产品的消耗和含氮废物的再利用构成系统内物质循环,构建农村生产生活系统。在此基础上以物质流分析为研究方法,利用物质守恒定律追踪氮元素的迁移转化,明确系统内氮循环情况和在生物同化、微生物硝化、反硝化以及物理化学作用下系统与大气、水环境之间的氮素流动和环境影响。

研究统计数据摘自《重庆统计年鉴》^[11]、《永川统计年鉴》^[12]、《中国统计年鉴》^[13]、《长江经济带发展统计年鉴》^[14]、《北碚统计年鉴》^[15],具体如表1所示。

表1 统计项目数据来源

Table 1 Data sources of statistical projects

统计项目	数据来源
畜禽产品量(Y_{liv})	《永川统计年鉴》(表1-4)
水产养殖面积(A_{fis})	《重庆统计年鉴》(表11-11、表12)
播种面积(A_{sow})	《永川统计年鉴》(表2-3)
作物年产量(Y_{far_i})	《永川统计年鉴》(表2-3)
农村人口数(P_{vil})	《永川统计年鉴》(表2-1)
畜禽养殖数(B_{liv})	《永川统计年鉴》(表2-4、表5),《北碚统计年鉴》(表9-1)
渔业产品数(Y_{fis})	《永川统计年鉴》(表2-4)
有效灌溉面积	《重庆统计年鉴》(表11-2、表3)
氮肥施用量($APIN_{nf}$)、复合肥施用量($APIN_{cf}$)	《中国统计年鉴》(表12-5),《重庆统计年鉴》(表20-4)
农村人均消费(C_{con})	《重庆统计年鉴》(表7-19)
耕地面积(A_{far})	《重庆统计年鉴》(表11-3),《永川统计年鉴》(表2-3),《长江经济带发展统计年鉴》(表8-12)

1.2 氮流动核算方法

1.2.1 农业种植 农业种植是规模最大的农村生产活动,有着复杂的氮流动途径。子系统氮素输入包括肥料、种子、大气沉降、生物固氮及灌溉,其中肥料分为化肥、有机肥2类,化肥来源于社会供应,而有机肥除社会供应外,还有系统内废弃物资源化的来源途径。子系统氮素输出则有农作物、农作废弃物、水土流失、径流损失、淋失损失以及大气排放6种方式。此外,子系统内还存在氮素循环,农作物在利用耕作土壤氮素的同时,外源氮素会进入土壤被

积累。农业种植氮素输入(AP_{in})、输出(AP_{out})分别按式(1)和(2)计算:

$$AP_{in} = APIN_{fer} + APIN_{of} + APIN_{see} + APIN_{bnf} + APIN_{and} + APIN_{irw} \quad (1)$$

$$AP_{out} = APOUT_{cro} + APOUT_{pla} + APOUT_{se} + APOUT_{frl} + APOUT_{fdl} + APOUT_{atm} \quad (2)$$

式(1)和(2)中各核算项含义及核算方法见表2,对应农业种植的氮素利用效率为:

$$\eta_{AP} = \frac{APOUT_{cro} + APOUT_{pla}}{AP_{in}} \quad (3)$$

表 2 农业种植氮流动项核算方法及参数含义

Table 2 Accounting method and parameter meaning of nitrogen flow in agricultural planting subsystem

核算项	核算方式及参数含义
化肥 ($APIN_{fer}$)	$APIN_{fer} = APIN_{nf} + APIN_{cf} \cdot c_N$ $APIN_{nf}$ 、 $APIN_{cf}$ 分别为社会输入氮肥、复合肥量; c_N 为复合肥中 N 养分占比 ^[16]
有机肥 ($APIN_{of}$)	$APIN_{of} = APIN_{fer} \cdot R_{0/f} = APIN_{of_s} + WROUT_i$ $R_{0/f}$ 为有机肥氮与化肥氮比例 ^[17-18] , 取 2/3; $APIN_{of_s}$ 为社会输入有机肥量; $WROUT_i$ 对应表 6 中的作物废弃物、畜禽粪污、人类污和厨余废物的资源化产物
种子 ($APIN_{see}$)	$APIN_{see} = A_{sow} \cdot c_{see}$ A_{sow} 为总播种面积; c_{see} 为单位面积综合种子氮输入量 ^[19]
生物固氮 ($APIN_{bnf}$)	$APIN_{bnf} = \sum (A_{far_i} \cdot c_{fsr_i}) + A_{far} \cdot c_{fsr}$ A_{far_i} 为作物 i 的耕种面积; c_{fsr_i} 为作物 i 的生物固氮率 ^[19] ; A_{far} 为总耕种面积; c_{fsr} 为非共生固氮率 ^[20]
大气沉降 ($APIN_{and}$)	$APIN_{and} = A_{far} \cdot R_{and_f}$ R_{and_f} 为农田干湿沉降系数 ^[21]
灌溉水 ($APIN_{irw}$)	$APIN_{irw} = A_{irw} \cdot c_{irw}$ A_{irw} 为有效灌溉面积; c_{irw} 为单位面积随灌溉水进入氮量 ^[19]
农作物 ($APOUT_{cro}$)	$APOUT_{pro} = \sum (Y_{far_i} \cdot c_{cro_i})$ Y_{far_i} 为作物 i 产量; c_{cro_i} 为作物 i 产品含氮量 ^[22-28]
农作废弃物 ($APOUT_{cro}$)	$APOUT_{pla} = \sum (Y_{far_i} \cdot s_i \cdot c_{pla_i})$ s_i 为作物 i 草谷比 ^[29-30] ; c_{pla_i} 为作物 i 废物含氮量 ^[31-32]
水土流失 ($APOUT_{se}$)	$APOUT_{se} = A_{far} \cdot c_{se} \cdot R_{soil}$ c_{se} 为土壤侵蚀系数 ^[33] ; R_{soil} 为表层土壤含氮量 ^[20]
径流损失 ($APOUT_{fri}$)	$APOUT_{fri} = \sum FMIN_i \cdot c_{fri_i}$ c_{fri_i} 为肥料 i 地表径流损失率 ^[34]
淋失损失 ($APOUT_{fdl}$)	$APOUT_{fdl} = \sum FMIN_i \cdot c_{fdl_i}$ c_{fdl_i} 为肥料 i 地下淋溶损失率 ^[35]
大气排放 ($APOUT_{atm}$)	$APOUT_{atm} = \sum [APIN_i \cdot (c_{vol_i} + c_{den_i} + c_{N_2O_i})] + (c_{vol_e} + c_{N_2O_s}) \cdot A_{far}$ $APIN_i$ 为肥料 i 施用量; c_{vol_i} 为肥料 i 氨化损失率 ^[20] ; c_{den_i} 为肥料 i 反硝化损失率 ^[20] ; $c_{N_2O_i}$ 为肥料 i N_2O 释放率 ^[18] ; c_{vol_e} 为植物净氨释放率 ^[35] ; $c_{N_2O_s}$ 为土壤 N_2O 排放率 ^[18]
土壤供应 (AP_{sup})	$AP_{sup} = (APOUT_{cro} + APOUT_{cro}) \cdot R_{fm_{sup}}$ $R_{fm_{sup}}$ 为土壤氮素供应系数 ^[17]
土壤净积累 (AP_{acc})	$AP_{acc} = AP_{in} - AP_{out}$

1.2.2 畜禽养殖 畜禽养殖子系统氮素输入有饲料产品、农作废弃物、厨余废物;氮素输出包括可食用产品、不可食用副产品和粪污。其中粪污在收集、堆置过程中,氮素会逐渐输出到环境中。畜禽养殖氮素输入(LB_{in})、输出(LB_{out})分别按式(4)和(5)计算:

$$LB_{in} = LBIN_{pla} + LBIN_{kit} + LBIN_{fee} \quad (4)$$

$$LB_{out} = LBOUT_{pro} + LBOUT_{by} + LBOUT_{lm} + LBOUT_{nr} + LBOUT_{wa} + LBOUT_{ww} \quad (5)$$

式(4)和(5)中各核算项含义及核算方法见表 3,

对应畜禽养殖的氮素利用效率(η_{LB})计算公式为:

$$\eta_{LB} = \frac{LBOUT_{pro} + LBOUT_{by}}{LB_{in}} \quad (6)$$

1.2.3 渔业养殖 渔业养殖子系统氮素输入包括鱼种、饲料、肥料及大气沉降;输出有渔业产品、气相排放及径流损失。其中气相排放指养殖活动中释放的 NH_3 、 N_2 和 N_2O 。此外,底泥不断释放并吸收着氮素,在渔业养殖中构成了微小的氮循环。渔业养殖氮素输入(AQ_{in})、输出(AQ_{out})分别按式(7)和(8)计算:

$AQ_{in} = AQIN_{see} + AQIN_{fee} + AQIN_{fer} + AQIN_{and}$ (7) 对应渔业养殖的氮素利用效率(η_{AQ})计算公式为:

$$AQ_{out} = AQOUT_{fis} + AQOUT_{atm} + AQOUT_{fri} \quad (8) \quad \eta_{AQ} = \frac{AQOUT_{fis}}{AQ_{in}} \quad (9)$$

式(7)和(8)中各核算项含义及核算方法见表4,

表3 畜禽养殖氮流动项核算方法及参数含义

Table 3 Accounting method and parameter meaning of nitrogen flow in livestock and poultry breeding subsystem

核算项	核算方式及参数含义
农作废弃物($LBIN_{pla}$)	$LBIN_{pla} = APOUT_{pla} \cdot (1 - R_{re_f})$ $APOUT_{pla}$ 为农作废弃物总产量; R_{re_f} 为农作废弃物资源化比例 ^[36]
厨余废物($LBIN_{kit}$)	$LBIN_{kit} = RLOUT_{kit} \cdot (1 - R_{re_k})$ $RLOUT_{kit}$ 为厨余废物产量; R_{re_k} 为厨余废物资源化比例 ^[37]
饲料产品($LBIN_{fee}$)	$LBIN_{fee} = LB_{out} - LBIN_{pla} - LBIN_{kit}$
可食用畜禽产品($LBOUT_{pro}$)	$LBOUT_{pro} = \sum (Y_{liv_i} \cdot c_{liv_i})$ Y_{liv_i} 为可食用畜禽 <i>i</i> 产品量; c_{liv_i} 为对应含氮量 ^[22]
不可食用畜禽副产品($LBOUT_{by}$)	$LBOUT_{by} = \sum (Y_{lp_i} \cdot c_{li} / R_{edi_i}) - LBOUT_{pro}$ R_{edi_i} 为可食用畜禽 <i>i</i> 产品的比例 ^[38] ; c_{li} 为畜禽 <i>i</i> 整体含氮量 ^[22]
粪污资源化部分($LBOUT_{lm}$)	$LBOUT_{lm} = \sum (B_{liv_i} \cdot p_{was_i} \cdot c_{was_i}) \cdot R_{re_f} - LBOUT_{wa} - LBOUT_{ww}$ B_{liv_i} 为畜禽 <i>i</i> 养殖数; p_{was_i} 为畜禽 <i>i</i> 粪污产生系数 ^[39] ; c_{was_i} 为畜禽 <i>i</i> 粪污含氮量 ^[39] ; R_{re_f} 为粪污资源化率 ^[40]
粪污未资源化部分($LBOUT_{nr}$)	$LBOUT_{nr} = \sum (B_{liv_i} \cdot p_{was_i} \cdot c_{was_i}) \cdot (1 - R_{re_f})$
粪污堆置气态排放($LBOUT_{wa}$)	$LBOUT_{wa} = \sum (B_{liv_i} \cdot p_{was_i} \cdot c_{was_i}) \cdot R_{re_f} \cdot (R_{ww} + R_{wn})$ R_{ww} 为堆置过程氨挥发率 ^[40-41] ; R_{wn} 为堆置过程 N_2O 排放率 ^[42-43]
粪污堆置径流损失($LBOUT_{ww}$)	$LBOUT_{ww} = \sum (B_{liv_i} \cdot p_{was_i} \cdot c_{was_i}) \cdot R_{re_f} \cdot R_{ww}$ R_{ww} 为堆置过程径流途径损失率 ^[40]

表4 渔业养殖氮流动项核算方法及参数含义

Table 4 Accounting method and parameter meaning of nitrogen flow in aquaculture subsystem

核算项	核算方式及参数含义
渔业饲料($AQIN_{fee}$)	$AQIN_{fee} = AQOUT_{fis} \cdot R_{fee}$ $AQOUT_{fis}$ 为渔业产品量; R_{fee} 为饲料比 ^[44]
鱼种($AQIN_{see}$)	$AQIN_{see} = AQOUT_{fis} \cdot R_{see}$ R_{see} 为鱼种比 ^[45]
肥料($AQIN_{fer}$)	$AQIN_{fer} = AQIN_{fee} \cdot R_{fer}$ R_{fer} 为肥料比 ^[46]
大气沉降($AQIN_{and}$)	$AQIN_{and} = A_{fis} \cdot R_{and_w}$ A_{fis} 为渔业养殖面积; R_{and_w} 为水体干湿沉降系数 ^[21]
渔业产品($AQOUT_{fis}$)	$AQOUT_{fis} = Y_{fis} \cdot c_{fis}$ Y_{fis} 为渔业产品量; c_{fis} 为渔业产品含氮量 ^[22]
大气排放($AQOUT_{atm}$)	$AQOUT_{atm} = (AQ_{in} - AQOUT_{fis}) \cdot (c_{vol} + c_{den} + c_{nit})$ c_{vol} 为渔业养殖氨挥发率 ^[47] ; c_{den} 为反硝化率 ^[47] ; c_{nit} 为 N_2O 释放率 ^[48]
径流损失($AQOUT_{fri}$)	$AQOUT_{fri} = (AQ_{in} - AQOUT_{fis}) \cdot c_{fri}$ c_{fri} 为径流损失率 ^[47]
底泥供应(AQ_{sup})	$AQ_{sup} = AQ_{in} \cdot R_{aq_{sup}}$ $R_{aq_{sup}}$ 为底泥氮素供应系数 ^[49]
底泥净积累(AQ_{acc})	$AQ_{acc} = AQ_{in} - AQ_{out}$

1.2.4 农村生活 农村生活子系统氮素输入包含农作物、可食用畜禽产品以及渔业产品,三者分别来源于农业种植、畜禽养殖和渔业养殖。这些氮素在生活中会经历食品加工、人体消化及厕所贮存等环节,相应的子系统氮素输出有食品加工损失、厨余废物、厕所贮存大气排放等多条途径。此外,食物中部分氮素会被人体吸收,可理解为农村生活子系统的氮素积累。农村生活氮素输入(RL_{in})、输出(RL_{out})

分别按式(10)和(11)计算:

$$RL_{in} = RLIN_{cro} + RLIN_{liv} + RLIN_{fis} \quad (10)$$

$$RL_{out} = RLOUT_{mac} + RLOUT_{kit} + RLOUT_{oth} + RLOUT_{re} + RLOUT_{atm} \quad (11)$$

式(10)和(11)中各核算项含义及核算方法见表5,对应农村生活的氮素利用效率(η_{RL})计算公式为:

$$\eta_{RL} = \frac{RLOUT_{bod}}{RL_{in}} \quad (12)$$

表5 农村生活子系统氮流动项核算方法及参数含义

Table 5 Accounting method and parameter meaning of nitrogen flow in rural living subsystem

核算项	核算方式及参数含义
农作物($RLIN_{cro}$)	$RLIN_{cro} = \sum (C_{cro_i} \cdot P_{vil} \cdot c_{cro_i})$ C_{cro_i} 为作物 i 农村人均消费量; P_{vil} 为农村人口数
可食用畜禽产品($RLIN_{liv}$)	$RLIN_{liv} = \sum (C_{liv_i} \cdot P_{vil} \cdot c_{liv_i})$ C_{liv_i} 为可食用畜禽 i 农村人均消费量
渔业产品($RLIN_{fis}$)	$RLIN_{fis} = C_{fis} \cdot P_{vil} \cdot c_{fis}$ C_{fis} 为渔业产品农村人均消费量
厨余废物($RLOUT_{kit}$)	$RLOUT_{kit} = RL_{in} \cdot R_{kit}$ R_{kit} 为食物成为厨余废物的比例 ^[37]
加工损失($RLOUT_{mac}$)	$RLOUT_{mac} = RL_{in} \cdot R_{mac}$ R_{mac} 为加工氮损失率 ^[37]
人体保留($RLOUT_{bod}$)	$RLOUT_{bod} = RL_{in} \cdot R_{ign} \cdot R_{bod} = RL_{in} - RL_{out}$ R_{ign} 为食物摄取率; R_{bod} 为摄取食物人体保留率 ^[50]
其他去向($RLOUT_{oth}$)	$RLOUT_{oth} = RL_{in} \cdot R_{ign} \cdot R_{oth}$ R_{oth} 为摄取食物其他去向的比例 ^[50]
厕所贮存粪污($RLOUT_{re}$)	$RLOUT_{sto} = RL_{in} \cdot R_{ign} \cdot R_{man} \cdot (1 - R_{vol})$ R_{man} 为摄取食物进入粪污的比例 ^[50] ; R_{vol} 为贮存氮挥发率 ^[51-52]
大气排放($RLOUT_{atm}$)	$RLOUT_{atm} = RL_{in} \cdot R_{ign} \cdot (R_{atm} + R_{man} \cdot R_{vol})$ R_{atm} 为摄取食物氮素气体排放率 ^[53]

1.2.5 废弃物资源化 废弃物包括农作废弃物、畜禽粪污、农村生活污水、厨余废物等。废物资源化可以促进废弃物氮素资源的循环利用。目前,废弃物资源化处理的常用技术有好氧、厌氧处理两大类。好氧处理能快速实现废物资源化回用,操作简单,成本低廉,是目前最常见的资源化处理模式。但是,相对厌氧技术而言,好氧法有氮素损失严重的问题。

本研究以好氧堆肥为基础,核算了资源化过程中的氮素转化途径,除进入堆肥产品之外,还关注了处理过程中氮素进入大气、渗滤液中的量。废弃物资源化处理氮素输入(WR_{in})、输出(WR_{out})分别按式(13)和(14)计算:

$$WR_{in} = WRIN_{man} + WRIN_{liv} + WRIN_{pla} + WRIN_{kit} \quad (13)$$

$$WR_{out} = WROUT_{man} + WROUT_{liv} + WROUT_{pla} + WROUT_{kit} + WROUT_{atm} + WROUT_{le} \quad (14)$$

式(13)和(14)中各核算项含义及核算方法见表6,对应废弃物资源化的氮素利用效率(η_{WR})计算公式为:

$$\eta_{WR} = \frac{WROUT_{man} + WROUT_{liv} + WROUT_{pla} + WROUT_{kit}}{WR_{in}}$$

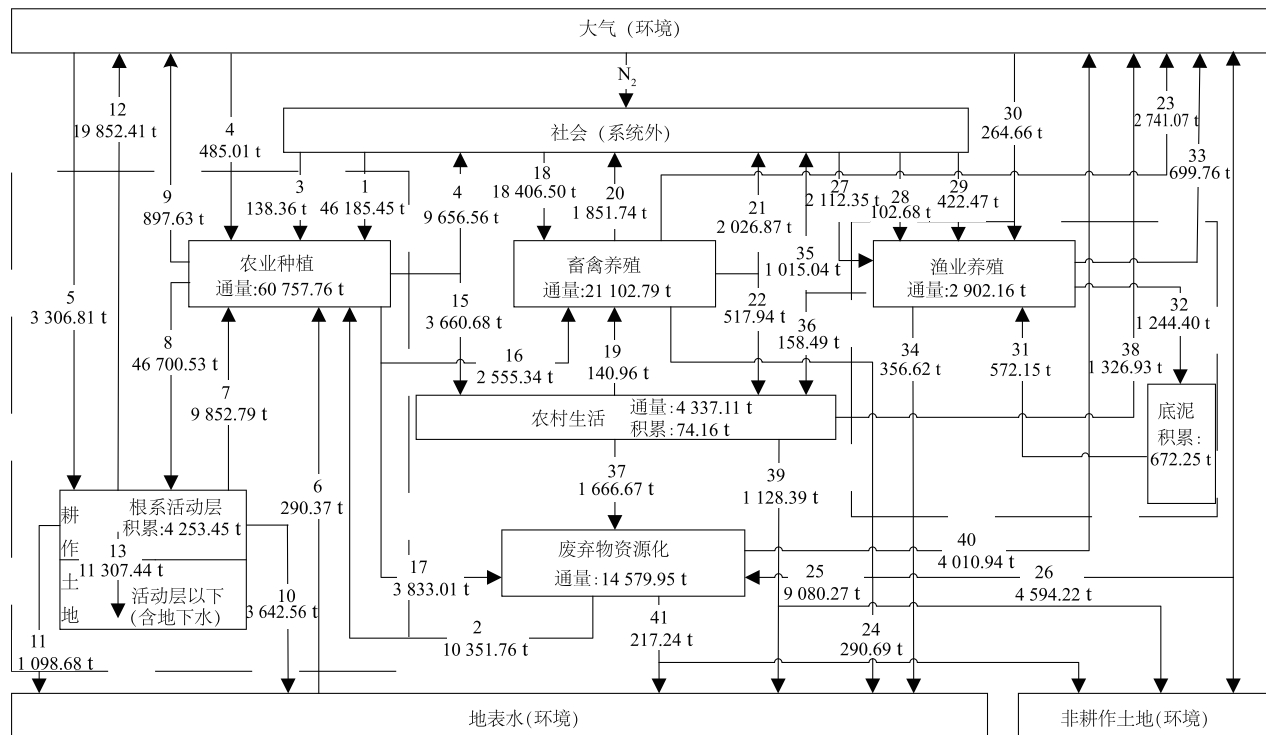
2 结果与分析

农村生产生活系统含氮物质关联遵循就近原则,即系统内生产的作物/产品优先满足系统内部需求,富余或不足部分再向社会(系统外)输出或输入。研究区域系统的氮素流动情况详见图1。

表 6 废弃物资源化子系统氮流动项核算方法及参数含义

Table 6 Accounting method and parameter meaning of nitrogen flow in waste recycling subsystem

核算项	核算方式及参数含义
废弃物资源化量($WRIN_i$)	$WRIN_i = A_{was_i} \cdot R_{reu_i}$ A_{was_i} 为处理废物含氮总量,分别对应 $RLOUT_{sto}$ 、 $LBOUT_{was}$ 、 $APOUT_{pla}$ 及 $RLOUT_{kii}$; R_{reu_i} 为各类废物资源化率 ^[36-37,40]
堆肥气态损失($WROUT_{atm}$)	$WROUT_{atm} = \sum WROUT_{atm_i} = \sum WRIN_i \cdot (R_{vol_{ep}} + R_{N_2O_{ep}})$ $R_{vol_{ep}}$ 为堆肥 NH_3 挥发率 ^[54] ; $R_{N_2O_{ep}}$ 为堆肥 N_2O 排放率 ^[55]
堆肥渗滤液损($WROUT_{le}$)	$WROUT_{le} = \sum WROUT_{le_i} = \sum WRIN_i \cdot R_{le}$ R_{le} 为渗滤液产生率 ^[54]
废弃物资源化产物($WROUT_i$)	$WROUT_i = WRIN_i - WROUT_{atm_i} - WROUT_{le_i}$



1. 肥料社会输入: 化肥33 922.33 t, 有机肥12 263.23 t; 2. 废弃物处理后作为有机肥还田: 农作废弃物2 721.44 t, 畜禽粪污6 446.99 t, 人粪污1 083.26 t, 厨余废物100.08 t; 3. 种子; 4. 共生固氮; 5. 非共生固氮1 643.75 t, 大气沉降1 663.06 t; 6. 灌溉; 7. 农业种植土壤供应; 8. 农业种植土壤输入; 9. 植物氮释放; 10. 径流损失; 11. 水土流失; 12. 农业种植大气输出: 氨挥发9 437.05 t, 反硝化10 005.67 t, N_2O 释放409.69 t; 13. 淋失损失; 14. 农作物社会输出; 15. 农作物生活消费; 16. 农作废弃物饲料用途; 17. 农作废弃物资源化用途; 18. 饲料产品; 19. 厨余废物饲料用途; 20. 不可食用畜禽副产品; 21. 可食用畜禽产品社会输出; 22. 可食用畜禽产品生活消费; 23. 粪污收集部分堆置大气输出: 氨挥发2 685.49 t, N_2O 释放55.58 t; 24. 粪污收集部分堆置径流损失; 25. 实际资源化粪污氮量; 26. 粪污未收集部分(具体去向不能确定); 27. 饲料产品; 28. 鱼苗; 29. 肥料; 30. 大气沉降; 31. 底泥供应; 32. 底泥输入; 33. 渔业养殖大气输出: 氨挥发287.60 t, 反硝化400.34 t, N_2O 释放11.83 t; 34. 径流损失; 35. 渔业产品社会输出; 36. 渔业产品生活消费; 37. 实际资源化人粪污1 525.72 t, 厨余废物140.96 t; 38. 人粪污贮存氨挥发720.38 t, 食品加工损失346.97 t, 人体排气259.58 t; 39. 其他去向111.25 t, 人粪污未收集部分1 017.14 t; 40. 废弃物资源化大气输出: 氨挥发3 281.95 t, N_2O 释放729.00 t; 41. 渗滤液损失。以上数据以 N 计。

图 1 农村生产生活系统氮素流动情况

Fig.1 Nitrogen flow diagram in rural production and living system

2.1 农村生产生活系统氮素流动特征

2.1.1 系统整体 研究区域 2018 年农村生产生活

系统的氮输入、输出总量分别为 71 714.66 t 和 66 714.80 t, 其差值代表氮素在系统中的积累量, 而

这部分氮积累可能会引起地下水污染等环境问题。从图1可知,系统氮素的输入、输出途径多样,分别以肥料输入和大气输出为最大流动途径。基于就近原则,农业种植、畜禽养殖、渔业养殖的部分作物/产品会在系统内被消费,若以这些作物/产品的净社会输出量作为系统氮素的有效利用部分,研究区域农村生产生活系统的氮素利用效率为20.3%。

2.1.2 农业种植子系统 从图1可以看出,农业种植子系统的氮通量为60 757.76 t,是研究区域内氮通量最大的部分。施用肥料是农业种植中提高作物产量的有效办法,因此在子系统中以肥料形式输入的氮素通量高达输入总量的93.1%,对应研究区域的施氮量为692.84 kg/hm²,在同区域或同类研究^[7,56]中也处于较高水平,且已远超朱兆良^[57]建议的150~180 kg/hm²的施氮量控制范围,会造成大量氮素的损失。在输出方面,有19 705.59 t氮素进入农产品、农作废弃物中,相应子系统氮素利用效率为32.4%,这与同类研究得出的32.87%的氮素利用效率^[7]相当,但也意味着其余大量氮素未被吸收利用,这些氮素会输出到环境中引起环境问题,其中以进入大气、水环境中的氮素为主,分别占总量的34.2%和26.4%。因此在农业种植中减少肥料施用量、提高氮素利用效率,对减缓区域水环境氮素污染、农田气态氮排放具有重要意义。

2.1.3 畜禽养殖子系统 畜禽养殖是研究区域农业经济的重要组成,其子系统氮通量为21 102.79 t,仅次于农业种植子系统。饲料是唯一的氮素输入途径。根据就近原则,饲料应来自区域内农作产品、农作废弃物自给,或经社会加工后以饲料产品形式回用。但对于区域内较多的规模化养殖企业,则还需采购区域外饲料产品进行补充。畜禽产品是子系统氮素利用的体现形式,相应利用效率为20.8%,在畜禽养殖氮流动研究结果^[58-59]中处于中间水平,仍有较大的提升空间。畜禽产品和粪污共同构成了子系统输出的氮素。但粪污氮素会因收集不完全、微生物作用等产生环境输出,再经资源化处理后实际能还田利用的氮素仅为总量的39.0%左右,与目标值60%^[36]仍有较大差距。为提高粪污养分回用率、减少环境输出,降低中间过程的氮素损失是其关键。

2.1.4 渔业养殖子系统 渔业养殖子系统氮通量是系统氮通量最小的部分,仅为2 902.16 t。氮素输入的主要途径是饲料,但其他途径也提供了789.81

t氮素。渔业养殖的氮素利用效率与养殖模式有关,在不同养殖模式下其利用效率为18.00%~68.73%^[60]。研究区域渔业养殖采用多品种混养模式,对应子系统氮素利用效率较高,为40.4%。除被吸收利用外,子系统氮素还有36.4%输出到环境中,23.2%积累在水体底泥内。后者虽然在同类研究结果^[60]中处于较低水平,但也表明底泥作为子系统内氮素供体,同时也是潜在的环境污染隐患。

2.1.5 农村生活子系统 农村生活子系统的氮通量略高于渔业养殖子系统,为4 337.11 t。食物是子系统氮素的唯一来源,这些食物氮素会在餐厨加工、人体摄取过程中逐渐转化为不同形态输出,其中仅1.7%被人体保留,有75.0%会进入到人粪污中。与畜禽粪污相同的是,这部分氮素也会逐渐损失,最终能进行资源化处理的人粪污氮素量约为总量的35%。

2.1.6 废弃物资源化子系统 废弃物资源化子系统氮通量为14 579.95 t,其中畜禽粪污输入占比高达62.2%。通过堆肥处理有10 351.76 t氮素以有机肥形式还田,利用效率为71.0%。此外,还有27.5%和1.5%氮素以气态和渗滤液形式损失。废弃物资源化子系统在促进氮素资源循环利用的同时,对改善农村生产生活环境质量有着重要贡献,是现代农业生产中必不可少的环节。但需要注意的是,资源化技术如堆肥处理可能会有高达78%的氮素损失^[61],这不但会减少子系统对农业生产的贡献,甚至可能会严重危害环境。因此,重视资源化技术的选择与改进也尤为关键。

2.2 农村生产生活系统氮素流动的环境影响特征

2.2.1 大气环境影响 目前工业生产的氮肥几乎都是以大气中的N₂为原料制备的,外加沉降、固氮作用等途径,可以说大气环境向农村生产生活系统输入了38 398.51 t以N₂为主的氮素。在经过一系列转变后,约29 528.74 t N会以NH₃、N₂和N₂O 3种形式输回大气中。而在城市系统中,由于工业生产、燃料燃烧以及交通运输的贡献,其排放的气态氮形式为NO_x和NH₃^[9-10]。其中NO_x和人为排放的碳氢化合物发生化学反应生成臭氧等物质以及NH₃与SO₂等污染物反应生成无机气溶胶^[62]会引起城市区域的光化学烟雾、PM_{2.5}污染等环境问题。NH₃是两者共同具有的气态氮排放形式,但在农村区域,建筑低矮、地域广阔的环境保证了良好的扩散条件,NH₃对大气环境的影响并不显著。因此区别于城市区域的大气氮污染,农村生

活系统氮素输出的大气影响主要体现在 N_2O 的排放影响,即加剧温室效应。 N_2O 强烈吸收长波辐射的物理特性是主要原因。虽然农村生产生活系统 N_2O 排放量仅占大气氮素输出量的 4.08%,但由于其显著的增温效应,相应的产生及排放途径值得关注。农业种植和废弃物资源化是农村生产生活系统 N_2O 的两大排放源。虽然前者氮通量是后者的 4 倍以上,但就 N_2O 排放量而言,后者几乎是前者的 2 倍,原因在于好氧堆肥过程有约 5%^[55] 的氮素会以 N_2O 形式排放,而化肥、有机肥配施过程的 N_2O 排放量仅占肥料总氮量的 0.69%^[18],可以说好氧堆肥对系统 N_2O 排放的影响更大。因此在减缓系统氮素输出的大气环境影响问题上,废弃物资源化过程可能会是一个较好的着眼点。

2.2.2 水环境影响 研究区域农业生产生活系统向水环境输出了至少 16 696.0 t N,其中有超过 90% 来源于农业种植的氮素流失,且有铵态氮、硝态氮、有机氮等多种存在形式。这与城市系统的氮素水环境输出有所不同,污水处理设施的存在决定了其输出形式以硝态氮为主^[63],但可能存在的偷排漏排现象会引起水体黑臭等城市水环境污染问题。

农村区域的水环境氮素影响不同于城市的污染问题,且不同的输出去向有着不同的影响。对于地表水环境,降雨、灌溉等水资源的输入是造成大量氮素进入其中的重要原因。研究区域降雨地表径流流经农田区域后的年平均氮质量浓度为 5.15 mg/L,约是 V 类(参见 GB 3838-2002《地表水环境质量标准》)地表水氮质量浓度的 2.6 倍。由于施肥为集中短暂的过程,且降雨具有随机性,实际径流氮质量浓度可能远超上述理论值。这些氮素基本以活性氮形式存在^[8],短时间的大量输入会对水体造成强烈冲击,造成富营养化,引起藻类过度繁殖,进而危害其他生物生存。

而对于地下水环境,输出到其中的氮素也称为淋失氮素,其输出量约为输出到地表水中氮素的 2 倍。这部分氮素会在土壤溶液作用下移动进而影响地下水质量,硝态氮和可溶性有机氮是其主要形态^[32]。值得注意的是,目前氮素淋失的研究很多只关注了土壤溶液的侧渗,忽略了淋洗的积累效应,淋失系数约为 0.1^[20]。但有部分氮素会随溶液下渗到土壤深层,无法被根系利用或被毛管上升水转运,对应系数可在 0.2 及以上^[35]。因此系统淋失氮素有约 50% 会直接影响地下水质量,另外部分会沉积在土壤深层间接威胁地下水安全。

2.3 农村生产生活系统氮素流动的环境影响减缓措施

由图 1 可知,各子系统对氮素环境输出都有贡献,其中农业种植排放量远超其他子系统,会造成区域性环境影响,但由于种植面积广阔,以单位面积排放量考虑,畜禽养殖、废弃物资源化的点源环境氮排放更具威胁,会引起局部环境问题。针对这两方面问题,确定如下 3 类环境影响减缓措施。

2.3.1 肥料施用减量提效,合理配施 农业种植过程中肥料损失率高且过量施用是系统氮素输出造成环境影响的重要原因。通过测土施肥、覆土深施等措施,在减少肥料施用量同时,可以防止肥料与大气、地表径流直接接触从而提高利用率,能够有效减少肥料氮素的环境输出。

此外,化肥、有机肥的环境氮素输出在不同途径上有所区别,这与土壤类型等因素有关。有研究结果^[18]表明,在紫色土农田中,长期施用有机肥的 N_2O 排放量会显著高于长期施用氮磷钾肥的农田;在华北农田,研究结果^[64]则相反。因此,化肥、有机肥的因地制宜配施也是必要的减缓措施。

2.3.2 优化废弃物的收集、贮存环节 废弃物收集会直接影响其资源化回用量,进而影响系统对外界氮素的需求;此外未收集、直排的粪污等废弃物会造成环境污染。因此,优化收集环节、提高收集率将有效减少系统氮素输出。

废弃物,特别是畜禽粪污,在资源化处理前的贮存环节常常直接暴露于环境中^[40]。其间会有大量氮素以 NH_3 、 N_2O 形式输出到大气中或被降雨径流裹挟输出到水体中。对此,优化贮存措施如应用封闭式贮存、减少堆放时间、添加覆盖物等都能有效控制其氮素流动。

2.3.3 改进资源化技术 好氧堆肥虽然能快速实现废弃物资源化利用^[65],但也有着显著的氮素损失问题,堆肥过程中分别会有 22% 和 5% 的氮素以 NH_3 和 N_2O 形式输出到大气中。通过改进技术如适当降低翻堆频率、添加吸附剂等,能够减少资源化处理过程的氮素损失,减缓环境影响。与好氧处理相比,厌氧处理在这个问题上更具优势,如沼气发酵过程中约 2.7%~15.8%^[66] 的氮素转化为气态物质进入沼气内,少有 N_2O 生成。因此可见,如果条件允许,笔者更推荐以沼气发酵作为资源化技术应用,能够有效降低相应的氮素输出。

3 结论

本研究根据农业生产、农村生活过程及其相互之间的物质流动关系构建了农村生产生活系统,在此基础上通过物质流分析阐明氮素在系统、社会与环境之间的流动关系。以重庆市永川区为例分析了系统氮素流动特征和环境影响,据此提出环境影响减缓措施。主要结论如下:(1)研究区域系统的氮素总输入量、总输出量分别为71 714.66 t、66 714.80 t,其中若以作物/产品形式的氮素净社会输出量作为系统氮素的有效利用部分,系统整体氮素利用效率约 20.3%。各子系统中,农业种植氮素利用效率为 32.4%,其环境输出以大气排放为主;畜禽养殖的氮素利用效率为 20.8%,粪污氮素实际能资源化回用的部分约占 39.0%;渔业养殖中 23.2%的氮素进入底泥中,形成潜在的环境污染隐患;农作废弃物资源化处理能够实现 71.0%废弃物氮素的资源化利用。(2)农村生产生活系统的环境影响主要体现在加剧温室效应、引起水体富营养化以及危害地下水质量三方面。 N_2O 排放是加剧温室效应的主因,好氧堆肥和农业种植是主要排放源,其中前者对排放的贡献更大,而 NH_3 会通过物质转化从侧面加剧温室效应。过量的肥料是造成水环境影响的主要原因,地表径流中活性氮大量输出可能会对地表水体造成强烈冲击,引起富营养化。淋失的氮素在直接影响地下水质量的同时也会沉积在深层土壤中产生间接威胁。(3)针对系统的环境影响及各子系统的贡献,采用测土施肥、覆土深施促进肥料减量增效,并因地制宜合理配施有机肥、化肥能够有效减少氮素的环境输出。优化废弃物收集贮存处理环节、提高收集率、减少贮存氮素流动、改进堆肥技术、降低处理氮损失或通过厌氧处理实现资源化回用等也是有效的环境影响减缓措施。

参考文献:

- [1] GUAN B, XIE B H, YANG S S, et al. Effects of five years' nitrogen deposition on soil properties and plant growth in a salinized reed wetland of the Yellow River Delta[J]. *Ecological Engineering*, 2019, 136: 160-166.
- [2] 黄和平,毕军,张炳,等.物质流分析研究述评[J]. *生态学报*, 2007, 27(1): 368-379.
- [3] 赵永宏,邓祥征,鲁奇.乌梁素海流域种养系统氮素收支及其对当地环境的影响[J]. *生态与农村环境学报*, 2010, 26(5): 442-447.
- [4] 李彦彦,高兵,汤剑雄,等.厦门市氮素流动与水环境负荷演变特征[J]. *环境科学学报*, 2019, 39(2): 610-623.
- [5] 刘昱.中国农业生态系统的碳氮平衡模拟、耦合和政策评估[D].北京:清华大学,2016.
- [6] 李晓琳,郑毅.云南省农牧生产系统氮素流动时空变化特征与环境效应[J]. *中国农业科学*, 2018, 51(3): 481-492.
- [7] 赖敏,王伟力.社会经济系统氮素流动及其环境负荷——以长江中下游城市群为例[J]. *中国人口·资源与环境*, 2015, 25(12): 15-24.
- [8] 洗超凡,潘雪莲,甄泉,等.城市生态系统污染氮足迹与灰水足迹综合评价[J]. *环境科学学报*, 2019, 39(3): 985-995.
- [9] SHI Y L, CUI S H, JU X T, et al. Impacts of reactive nitrogen on climate change in China[J]. *Scientific Reports*, 2015, 5: 9.
- [10] 张博韬.北京大气中 NH_3 的分布和变化情况研究[J]. *环境科学与管理*, 2016, 41(1): 119-122.
- [11] 重庆市统计局,国家统计局重庆调查总队.重庆统计年鉴[M].北京:中国统计出版社,2019.
- [12] 永川区统计局.永川统计年鉴[EB/OL].(2020-07-13)[2021-01-11]. http://www.cqyc.gov.cn/zwgk_204/zfxgk/zfxgkml/tjxx/tjnj/202007/t20200713_7670866.html.
- [13] 国家统计局.中国统计年鉴[M].北京:中国统计出版社,2019.
- [14] 长江经济带发展统计监测协调领导小组办公室.长江经济带发展统计年鉴[M].北京:中国统计出版社,2018.
- [15] 北碚区统计局.北碚区统计年鉴[EB/OL].(2019-09-27)[2021-01-11]. http://www.beibei.gov.cn/zwgk_239/fdzdgknr/tjxx/202003/t20200328_6488980.html.
- [16] 陈敏鹏,陈吉宁.中国区域土壤表观氮磷平衡清单及政策建议[J]. *环境科学*, 2007(6): 1305-1310.
- [17] 王定勇,石孝均,毛知耘.长期水旱轮作条件下紫色土养分供应能力的研究[J]. *植物营养与肥料学报*, 2004, 10(2): 120-126.
- [18] 肖乾颖,黄有胜,胡廷旭,等.施肥方式对紫色土农田生态系统 N_2O 和 NO 排放的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2018, 26(2): 203-213.
- [19] 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.
- [20] 郭劲松,刘京,方芳,等.三峡库区紫色土坡耕地小流域氮收支估算及污染潜势[J]. *重庆大学学报*, 2011, 34(11): 141-147.
- [21] 张六一.三峡库区大气氮沉降特征、通量及其对水体氮素的贡献[D].北京:中国科学院大学(中国科学院重庆绿色智能技术研究院),2019.
- [22] 马林.中国食物链氮素流动规律及调控策略[D].保定:河北农业大学,2010.
- [23] BURESH R J, PAMPOLINO M F, WITT C. Field-specific potassium and phosphorus balances and fertilizer requirements for irrigated rice-based cropping systems[J]. *Plant and Soil*, 2010, 335(1/2): 35-64.
- [24] LIU M Q, YU Z R, LIU Y H, et al. Fertilizer requirements for wheat and maize in China: the QUEFTS approach[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2006, 74(3): 245-258.
- [25] 钱晓刚,陆引罡,魏成熙,等.贵州酒用高粱对氮磷钾养分的吸收规律[J]. *土壤通报*, 1997(1): 32-34.
- [26] 张兴梅,蔡德利,王法清,等.不同大豆品种在养分吸收及产量上的比较[J]. *土壤肥料*, 2004(3): 41-42.

- [27] 苏小娟,王 平,刘淑英,等. 施肥对定西地区马铃薯养分吸收动态、产量和品质的影响[J]. 西北农业学报, 2010, 19(1): 86-91.
- [28] 李家康,陈培森,沈桂琴,等. 几种蔬菜的养分需求与钾素增产效果[J]. 土壤肥料, 1997(3): 3-6.
- [29] 卫洪建,杨 晴,李佳硕,等. 中国农作物秸秆资源时空分布及其产率变化分析[J]. 可再生能源, 2019, 37(9): 1265-1273.
- [30] 毕于运,高春雨,王亚静,等. 中国秸秆资源数量估算[J]. 农业工程学报, 2009, 25(12): 211-217.
- [31] 全国农业技术推广服务中心. 中国有机肥料养分数据集[M]. 北京: 中国农业出版社, 1999.
- [32] 卞建民,李育松,胡显欣,等. 吉林西部农田生态系统氮平衡及其水环境影响研究[J]. 环境科学学报, 2014, 34(7): 1862-1868.
- [33] 李 豪,张信宝,文安邦,等. 三峡库区紫色土坡耕地土壤侵蚀的¹³⁷Cs示踪研究[J]. 水土保持通报, 2009, 29(5): 1-6.
- [34] 朱 波,彭 奎,谢红梅. 川中丘陵区典型小流域农田生态系统氮素收支探析[J]. 中国生态农业学报, 2006, 14(1): 108-111.
- [35] 王敬国. 生物地球化学物质循环与土壤过程[M]. 北京: 中国农业大学出版社, 2017: 416.
- [36] 重庆市农业委员会. 2018年重庆市化肥减量使用行动工作要点[EB/OL]. (2018-03-23) [2021-01-11]. http://nynw.cq.gov.cn/zwxw_161/tzgg/202003/t20200326_6099123.html.
- [37] 魏 静. 城镇化对我国食物消费系统氮素流动和农田氮素循环的影响[D]. 保定: 河北农业大学, 2008.
- [38] 周玲仙,陈彦红. 畜产品加工副产物中蛋白质营养价值评价[J]. 云南畜牧兽医, 1998(3): 3-4.
- [39] 吴浩伟,孙小淇,梁博文,等. 我国畜禽粪便污染现状及处理与资源化利用分析[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(6): 1168-1176.
- [40] 常志州,靳红梅,黄红英,等. 畜禽养殖场粪便清扫、堆积及处理单元氮损失率研究[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(5): 1068-1077.
- [41] 王海候,沈明星,常志州,等. 规模化蛋鸡场鸡粪产生量及堆积过程中氮素的变化特征[J]. 安全与环境学报, 2013, 13(4): 111-116.
- [42] 李路路. 粪污存储过程中温室气体和氨气排放特征与减排研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2016.
- [43] 山 楠. 畜禽养殖固体废物不同堆置条件下碳氮气体排放规律研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2018.
- [44] 张玉珍,洪华生,陈能汪,等. 水产养殖氮磷污染负荷估算初探[J]. 厦门大学学报(自然科学版), 2003, 42(2): 223-227.
- [45] 舒廷飞,温琰茂,汤叶涛. 养殖水环境中氮的循环与平衡[J]. 水产科学, 2002(2): 30-34.
- [46] CRAB R, AVNIMELECH Y, DEFOIRDT T, et al. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production[J]. Aquaculture, 2007, 270(1/2/3/4): 1-14.
- [47] GROSS A, BOYD C E, WOOD C W. Nitrogen transformations and balance in channel catfish ponds[J]. Aquacultural Engineering, 2000, 24(1): 1-14.
- [48] 罗国芝,邵李娜. 水产养殖活动中N₂O的排放研究进展[J]. 中国水产科学, 2019, 26(3): 604-619.
- [49] 韩 宁,郝 卓,徐亚娟,等. 江西香溪流域干湿季交替下底泥氮释放机制及其对流域氮输出的贡献[J]. 环境科学, 2016, 37(2): 534-541.
- [50] 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.
- [51] 徐康宁,李继云,张 驰,等. 尿液废水腐熟肥化技术研究[J]. 中国给水排水, 2013, 29(15): 14-18.
- [52] 钱承梁,鲁如坤. 农田养分再循环研究Ⅲ. 粪肥的氨挥发[J]. 土壤, 1994(4): 169-174.
- [53] LIU X, XU J, WANG F, et al. Estimation parameters of nitrogen balance in stock farming system of China[J]. The journal of applied ecology, 2006, 17(3): 417-423.
- [54] 朱新梦,董雯怡,王洪媛,等. 堆肥方式对氮素损失和留存的影响[J]. 中国农学通报, 2017, 33(16): 97-104.
- [55] 吴伟祥,李丽劫,吕豪豪,等. 畜禽粪便好氧堆肥过程氧化亚氮排放机制[J]. 应用生态学报, 2012, 23(6): 1704-1712.
- [56] 林 杉,冯明磊,胡荣桂,等. 三峡库区小流域农户氮循环和排放特征[J]. 环境科学, 2010, 31(3): 632-638.
- [57] 朱兆良. 农田中氮肥的损失与对策[J]. 土壤与环境, 2000(1): 1-6.
- [58] 王巧佳,韩睿明,蔡祖聪,等. 小兴安岭典型农田生产-畜禽养殖系统氮素流动特征[J]. 土壤, 2020, 52(5): 1001-1010.
- [59] 马怡斐,柏兆海,马 林,等. 栾城城郊型农牧系统养分流动与环 境排放时空特征[J]. 中国农业科学, 2018, 51(3): 493-506.
- [60] 王 申,高珊珊,蒋 力,等. 水产养殖系统氮磷营养盐收支及其生态影响研究[J]. 水产学杂志, 2018, 31(5): 50-57.
- [61] 赵 秋,张明怡,刘 颖,等. 猪粪堆肥过程中氮素物质转化规律研究[J]. 黑龙江农业科学, 2008(2): 58-60.
- [62] 钱晓雍,郭小品,林 立,等. 国内外农业源NH₃排放影响PM_{2.5}形成的研究方法探讨[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(10): 1908-1914.
- [63] 李彦雯,洗超凡,徐 刚,等. 城市污水氮污染排放特征及来源探讨——以北京市海淀区为例[J]. 环境科学学报, 2017, 37(1): 146-153.
- [64] 李燕青,唐继伟,车升国,等. 长期施用有机肥与化肥氮对华北夏玉米N₂O和CO₂排放的影响[J]. 中国农业科学, 2015, 48(21): 4381-4389.
- [65] 张 霞,潘孝青,李 健,等. 兔粪与中药渣低碳氮比堆肥理化性质变化特征[J]. 江苏农业学报, 2020, 36(6): 1459-1467.
- [66] 李 恒. 厌氧消化产物及副产物中碳、氮、磷分布的模拟研究[D]. 厦门: 厦门大学, 2017.

(责任编辑:张震林)