中国生态农业学报(中英文)
Chinese Journal of Eco-Agriculture

**江苏省农牧系统氮素流动特征及环境效应评价**

余　乐，焦阳湄，丁　尚，朱治强，赵洪伟

**Characteristics and environmental effects of nitrogen flows in the crop-livestock system of Jiangsu Province**

YU Le, JIAO Yangmei, DING Shang, ZHU Zhiqiang, and ZHAO Hongwei

在线阅读 View online: https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.210172

---

**您可能感兴趣的其他文章**

**Articles you may be interested in**

江苏省农牧系统磷元素流动特征及其影响因素分析

Phosphorus flow characteristics and its influencing factors on the crop-livestock system of Jiangsu Province

中国生态农业学报(中英文). 2021, 29(5): 781-791

海南农牧生产体系氮素养分流动时空变化特征

Spatial and temporal characteristics of nitrogen flows in farming and animal production system in Hainan Province

中国生态农业学报(中英文). 2019, 27(2): 246-256

华北平原农田生态系统氮素过程及其环境效应研究

Nitrogen processes and related environmental effects on agro-ecosystem in the North China Plain

中国生态农业学报(中英文). 2018, 26(10): 1501-1514

江苏省星级乡村旅游区的空间分布特征及影响因素研究

Spatial distribution characteristics and influencing factors of star-level rural tourism areas in Jiangsu Province

中国生态农业学报(中英文). 2021, 29(2): 366-378

华北平原农田生态系统碳过程与环境效应研究

Carbon processes and environmental effects on agro-ecosystem in the North China Plain

中国生态农业学报(中英文). 2018, 26(10): 1515-1520

北京“土壤-饲料-奶牛”系统氮磷流动及环境损失时空特征

Temporal and spatial characteristics of nitrogen and phosphorus cycling and environmental losses in the "soil-feed-dairy" production system in Beijing

中国生态农业学报(中英文). 2017, 25(3): 316-327

关注微信公众号，获得更多资讯信息

中国生态农业学报(中英文) 2021 年 10 月 第 29 卷 第 10 期
Chinese Journal of Eco-Agriculture, Oct. 2021, 29(10): 1658−1667

**DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.210172**

余乐, 焦阳湄, 丁尚, 朱治强, 赵洪伟. 江苏省农牧系统氮素流动特征及环境效应评价 [J]. 中国生态农业学报 (中英文), 2021, 29(10): 1658−1667

YU L, JIAO Y M, DING S, ZHU Z Q, ZHAO H W. Characteristics and environmental effects of nitrogen flows in the crop-livestock system of Jiangsu Province[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2021, 29(10): 1658−1667

# 江苏省农牧系统氮素流动特征及环境效应评价*

余 乐[1], 焦阳湄[2], 丁 尚[3], 朱治强[2], 赵洪伟[3**]

(1. 江苏农牧科技职业学院 泰州 225300; 2. 海南大学热带作物学院 海口 570228;
3. 海南大学生态与环境学院 海口 570228)

**摘 要:** 针对农牧业快速发展过程中氮素大量投入引起的一系列问题, 本文以江苏省为研究对象, 探讨 1998—2018 年农牧系统氮素流动特征及其环境效应, 以期为区域氮素资源管理提供科学参考。研究基于食物链养分流动模型 (NUtrient flows in Food chains, Environment and Resources use, NUFER), 结合统计年鉴数据、调研数据和文献数据, 定量分析江苏省农牧系统氮素账户平衡、各系统氮素利用效率、氮素循环利用和损失情况, 并基于结构方程模型探讨农牧系统中经济-资源-环境间的关系。1998—2018 年, 江苏省作物子系统在系统氮素总输入逐步减少的情况下实现了产品携出氮素的较大增长, 作物主副产品氮素携出量由 $8.31\times10^5$ t 增至 $1.20\times10^6$ t, 氮素损失总量也在不断降低。对于畜禽子系统, 氮素输入主要包括外源饲料和本地饲料输入, 其中外源饲料是子系统的主要氮素来源; 且本地饲料氮素供给比例在逐年上升, 从 1998 年的 29.32% 增长至 2018 年的 44.77%。1998—2018 年, 农牧系统氮素利用率由 21.39% 增至 35.00%, 呈上升趋势, 本地饲料、秸秆还田和粪尿还田氮素量逐年上升, 氮素资源循环利用总量由 $2.54\times10^5$ t 增至 $3.00\times10^5$ t。从氮素排放损失来看, 20 多年来环境排放部分呈下降趋势, 其主要损失途径包括土壤氮素盈余、气体排放损失、水体排放损失和粪污残余损失。结构方程模型核算结果表明江苏省农牧系统的发展过程中, 经济发展和资源减量推动了产品产量和系统效率的提高。总的来说, 受区域发展水平和政策引导, 1998—2018 年江苏省农牧体系发展较快, 规模不断扩大, 资源利用相对高效, 环境排放逐渐减少; 但农牧子系统之间的发展不平衡, 农牧结合体系规模相对较小等问题仍值得关注。因此, 今后江苏省农牧业的发展应注重作物子系统和畜牧子系统的耦合, 适度扩大生产规模, 以促进本地农牧业更好发展。

**关键词:** 江苏省; 农牧系统; 氮素流动; NUFER 模型; 环境效应

**中图分类号:** X2; X171 **开放科学码(资源服务)标识码(OSID):**

# Characteristics and environmental effects of nitrogen flows in the crop-livestock system of Jiangsu Province*

YU Le[1], JIAO Yangmei[2], DING Shang[3], ZHU Zhiqiang[2], ZHAO Hongwei[3**]

(1. Jiangsu Agri-animal Husbandry Vocational College, Taizhou 225300, China; 2. College of Tropical Crops, Hainan University, Haikou 570228, China; 3. College of Ecology and Environment, Hainan University, Haikou 570228, China)

* 国家自然科学基金项目 (41867025)、江苏省“青蓝工程”优秀教学团队 (苏教师函 [2020]10 号)、江苏省现代农业 (花卉) 产业技术体系泰州推广示范基地 (JATS[2020]350)、校级横向课题配套项目 (NSFHP201911) 和海南省重大科技项目 (ZDKJ2017002) 资助

** 通信作者: 赵洪伟, 主要研究方向为污染生态学和生态循环农业。E-mail: hwzhao@hainanu.edu.cn

余乐, 主要从事养分资源管理研究。E-mail: 19870869@qq.com

收稿日期: 2021-03-22 接受日期: 2021-07-01

* This study was supported by the National Natural Science Foundation of China (41867025), the Excellent Teaching Team and Blue Project of Jiangsu Province (Letter from Jiangsu Teachers [2020]10), Taizhou Extension and Demonstration Base of Modern Agricultural (Flower) Industrial Technology System in Jiangsu Province (JATS[2020]350), the Horizontal Project in the Level of School (NSFHP201911) and the Key Science and Technology Program of Hainan Province (ZDKJ2017002).

** Corresponding author, E-mail: hwzhao@hainanu.edu.cn

Received Mar. 22, 2021; accepted Jul. 1, 2021

**Abstract:** With the rapid development of agriculture and animal husbandry, large nitrogen inputs have caused a series of environmental problems. To provide a scientific reference for regional nutrient management, Jiangsu Province, an economically developed region in the Yangtze River Delta, was selected to study the nitrogen flow characteristics in crop-livestock systems from 1998 to 2018 and their environmental effects. The research was based on the NUFER model (NUtrient flows in Food chains, Environment and Resources use, NUFER) and incorporated statistical yearbook data, survey data, and literature data. The nitrogen account balance, nitrogen use efficiency, nitrogen recycling, and loss of the crop-livestock systems in Jiangsu Province were quantitatively analyzed, and the relationships between the economy, resources, and environment of the crop-livestock systems were explored based on a structural equation model. The results showed that from 1998 to 2018, the crop subsystem increased the amount of nitrogen carried by the crop products under the gradual decrease of the total nitrogen imports of the subsystem. Nitrogen carried by the main crops and crop by-products increased from $8.31\times10^5$ t to $1.20\times10^6$ t. Total nutrient loss also declined. For the livestock-poultry subsystem, nitrogen was mainly introduced via exogenous and local feed; exogenous feed was the main source of nitrogen in the subsystem. The proportion of local feed nitrogen supply increased annually, from 29.32% in 1998 to 44.77% in 2018. From 1998 to 2018, the nitrogen use efficiency of the crop-livestock system increased from 21.39% to 35.00%. The amount of straw to field, local feed, and manure to field increased annually, and the total amount of recycled nitrogen increased from $2.54\times10^5$ t to $3.00\times10^5$ t. Nitrogen environmental emissions decreased in the past 20 years, and the main sources of loss included soil nitrogen surplus, gas emission loss, water discharge loss, and manure residue. The structural equation model results showed that in the developmental process of the agricultural and animal husbandry systems in Jiangsu Province, economic development and resource reduction promoted improvements in product output and system efficiency. Under the guidance of regional development and policies, crop-livestock systems in Jiangsu Province developed rapidly from 1998 to 2018. The scale of the agricultural and animal husbandry systems had continuously expanded, resource utilization had been relatively efficient, and environmental emissions had gradually decreased. However, there was also a slight imbalance in the development of crop-livestock systems, and there were relatively few combinations of crop-livestock. Future development of the agriculture and animal husbandry systems in Jiangsu Province should focus on coupling the crop and animal husbandry subsystems, moderately expanding the production scale, and balancing the development of agriculture and animal husbandry subsystems to promote local agriculture and animal husbandry.

**Keywords:** Jiangsu Province; Crop-livestock system; Nitrogen flows; NUFER model; Environmental effects

近年来由于经济的快速发展, 人民物质生活水平不断提高, 随之而来的是对粮食和肉蛋奶产品的大量需求, 为促进食品增产增收, 大量氮肥被施用于农田, 畜禽养殖规模也不断扩大, 这在一定程度上满足了人类的物质需求, 与此同时也带来了一定的环境问题[1-3]。农业污染源已经成为我国环境污染的重要来源之一[4-5], 多余的氮素或积累于土壤中, 或进入水体, 或挥发到大气中, 对生态系统和生物多样性产生不利影响[6-8]。当前在养分管理和环境减排上国内外学者做了大量研究, Wolf 等[9] 建立了 STONE 模型, 模拟了作物生产子系统中氮素的损失情况, 并为制定环境排放的法律法规提出了从施肥到储存环节的详细建议; 在此基础上, Velthof 等[10] 将其进一步优化, 发展形成了 Miterra-Europe 模型, 并被用作欧盟国家的养分管理工具; Mishima 与 Arthur 等[11-12] 通过明确家畜排泄物的去向估算了粪肥的施用量, 提出了合理的施肥水平, 并就畜禽粪污的资源化利用做了进一步研究。在我国, Ma 等[13] 建立了食物链养分流动模型 (NUFER), 可用来分析国家和区域尺度的氮素流动、环境排放等内容, 并回顾了中国在氮素管理方面的主要发展, 简要分析了当前食物链系统氮素组织结构和发展需求并指出了系统耦合在未来农业发展中的意义[14]。此外, Bai 等[15] 则在 NUFER 模型的基础上构建 NUFER-Animal 模型, 分析了我国畜禽粪污产生情况及其环境排放总量。Hou 等[16] 分析了 1980—2010 年全国范围内的氮磷流动情况以及引起食物链变化的关键驱动因素。在区域尺度上, Wei 等[17] 和 Zhang 等[18] 分别以北京市和山西省为研究对象, 研究了区域氮素流动情况, 同时在海南[19]、东北[20]、华北[21] 等地区相关学者均做了相关工作, 完善了对氮素流动账户和利用效率的研究。江苏省作为我国经济最发达的省份之一, 经济的快速发展带来的是农业规模受限和种养殖结构的改变, 但也推动了农业现代化发展, 在这种模式下, 其资源流动和环境效益较之其他地区有怎样的变化规律值得关注。然而目前针对本地农牧系统氮素流动研究较少, 农牧系统中氮素流动与环境效应的关系尚不明确。基于此, 本文利用 NUFER 模型, 研究 1998—2018 年江苏省农牧系统氮素携入携出变化, 系统氮素利用效率、环境效应以及系统驱动力变化, 以期探明氮素流动特征和影响因素, 为本地农牧业可持续发展提供参考。

## 1 材料和方法

### 1.1 研究区概况

江苏省位于我国东部沿海地区, 是长三角地区的重要组成部分 (116°18′~121°57′E, 30°45′~35°20′N), 国土面积为 10.72 万 $km^2$。本地气候温和, 雨量适中, 适宜农牧业发展, 截止到 2018 年, 农作物总播种面积达 752.02 万 $hm^2$, 其中粮食作物占比最高, 为 72.82%, 主要以小麦 (*Trticum astivum*)、水稻 (*Oryza sativa*)、玉米 (*Zea mays*) 为主。畜禽子系统以猪和羊的养殖规模较大, 2018 年猪牛羊等动物出栏 3385.97 万头 (只), 家禽出栏量为 4444.3 万只, 肉蛋奶产量为 556.46 万 t[22-23]。

### 1.2 NUFER 模型

NUFER 模型用以研究“土壤-作物生产-畜禽生产-食品加工-家庭消费”等环节氮素流动情况, 既包括资源利用效率方面的研究, 又可以核算环境损失部分。本研究基于 NUFER 模型, 对江苏省农牧系统氮素流动特征及其环境效应进行研究, 氮素在系统中流动情况如图 1 所示: 系统氮素输入项包括氮肥氮素输入、大气氮沉降、生物固氮、灌溉水氮素输入、外源饲料氮输入; 输出项包括动植物主副产品氮素携出, 作物子系统和畜禽子系统氨挥发、反硝化和 $N_2O$ 气体排放, 土壤系统径流、侵蚀和淋溶氮损失以及氮素在土壤中的积累; 农牧系统内氮素流动主要包括秸秆还田、粪尿还田和本地饲料输入。

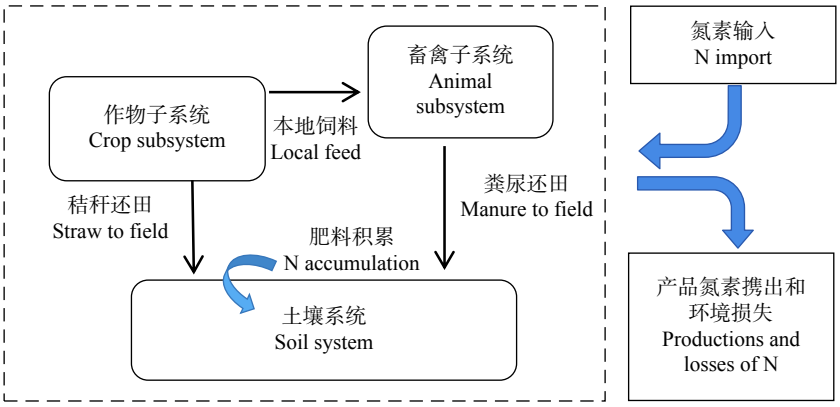


**图 1 农牧系统氮素流动模型简图**

Fig. 1 Schematic diagram of nitrogen flows model in the crop-livestock system

### 1.3 数据来源

本文所需研究数据主要包括统计年鉴数据、文献数据、调研数据。

年鉴数据: 研究的基础数据, 基于《江苏省统计年鉴》和《中国统计年鉴》。作物子系统主要项目包括粮食作物产量、经济作物产量、瓜果蔬菜产量、化肥施用量以及耕地面积。畜禽子系统主要包括猪牛羊等及家禽养殖情况, 考虑到不同时期及不同地区畜禽饲养周期的差异, 这里选用猪年末出栏量、牛年末存栏量、羊年末存栏量、肉鸡及鸭鹅年末出栏量及蛋鸡年末存栏量作为养殖量进行计算。

文献数据: 作物子系统主产品氮素含量、饲用比例、所施用氮肥的折纯比例、化肥中 $NH_3$、$N_2O$ 和 $N_2$ 损失的比例因子、大气沉降氮素比例以及固氮作物固氮含量来自 Ma 等[24]、Bouwman 等[25-26] 和 Cai 等[27] 研究结果, 草谷比、秸秆氮素含量等参考李书田等[28] 研究, 区域灌溉水氮素输入借鉴刘晓利[29] 研究成果, 土壤径流侵蚀淋溶比例因子结合 MITERRA-EUROPE 模型[10] 进行核算。畜禽子系统产品氮素含量、产品分配系数来自 NUFER 模型, 排污系数采用农业部科教司与第一次全国污染普查领导小组办公室于 2009 年联合发布《第一次全国污染源普查畜禽养殖业产排污系数与排污系数手册》[30] 华东区域的参数, 并借鉴张建杰等[31] 对参数的修订原则; 其他数据, 如羊的产排污系数来自耿维等[32] 研究, 畜禽 $NH_3$、$N_2O$ 和 $N_2$ 排放比例来自 Herrero 等[33] 的研究。

调研数据: 调研内容包括农田的生产方式、秸秆等副产品利用情况、畜禽粪污处理和粪尿还田情况。

基于上述数据来源, 整理如表 1-3 所示。

### 1.4 计算方法

#### 1.4.1 作物子系统计算方法

1) 氮素输入项计算方法

$$NI(f)_{farm}=NI(f)_{fer}+NI(f)_{irr}+NI(f)_{ad}+NI(f)_{bf}+NI(f)_{mtf}+NI(f)_{str} \quad (1)$$

**表 1　作物子系统中氮素损失去向和损失比例**

Table 1　The direction and proportion of N loss in the crop subsystem

| 项目 Item | | 参数 Parameter | 项目 Item | | 参数 Parameter |
|---|---|---|---|---|---|
| 输入项 Imports | 生物固氮[24] Biological N fixation[24] | 19 kg(N)·hm$^{-2}$ | 输出项 Outputs | $NH_3$[33] | 15.0% |
| | | | | $N_2O$[33] | 1.0% |
| | 大气氮沉降[24] N deposition[24] | 33 kg(N)·hm$^{-2}$ | | 反硝化[33] Denitrification[33] | 15.0% |
| | | | | 径流[10] Runoff[10] | 15.8% |
| | 灌溉水氮携入[29] Irrigation[29] | 5.2 kg(N)·hm$^{-2}$ | | 侵蚀[10] Erossion[10] | 0.7% |
| | | | | 淋溶[10] Leaching[10] | 18.8% |

**表 2　主要动物活体养殖信息和产品含氮量[24]**

Table 2　Breeding information and N content of products of animals[24]

| 畜禽种类 Animal category | 鲜重 Fresh weight (kg) | 养殖周期 Days (d) | 分配系数 Distribution coefficient (%) | | | 氮素含量 N content (%) | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | 可食用比例 Ratio of edible part | 骨头比例 Ratio of bones | 其他 Ratio of by-products | 可食用部分 Edible part | 骨头部分 Bones | 其他 By-products |
| 猪 Pig | 90 | 199 | 50 | 13 | 37 | 1.5 | 1.9 | 2.2 |
| 奶牛 Dairy cattle | 624 | >365 | 45 | 20 | 35 | 2.8 | 1.8 | 2.2 |
| 肉牛 Beef cattle | 316 | >365 | 45 | 20 | 35 | 2.8 | 1.8 | 2.2 |
| 役用牛 Draft cattle | 328 | >365 | 45 | 20 | 35 | 2.8 | 1.8 | 2.2 |
| 羊 Sheep | 35 | 243 | 55 | 24 | 21 | 2.1 | 1.9 | 2.2 |
| 肉禽 Poultry | 2 | 60 | 65 | 20 | 15 | 2.7 | 2.6 | 1.5 |

**表 3　主要畜禽粪污氮素产生量和氮素损失比例[30-32]**

Table 3　N production and loss ratio of livestock and poultry manure[30-32]

| 畜禽种类 Animal category | 氮素产生量 N production (g·d$^{-1}$) | $NH_3$ (%) | $N_2O$ (%) | 反硝化 Denitrification (%) | 无序排放 Other emission |
|---|---|---|---|---|---|
| 猪 Pig | 20.76 | 28 | 2.0 | 5.0 | 32.5 |
| 奶牛 Dairy cattle | 214.51 | 21 | 4.0 | 5.0 | 24.5 |
| 肉牛 Beef cattle | 153.47 | 21 | 4.0 | 5.0 | 24.5 |
| 役用牛 Draft cattle | 107.77 | 21 | 4.0 | 5.0 | 24.5 |
| 羊 Sheep | 2.15 | 25 | 1.0 | 5.0 | 53.1 |
| 肉禽 Poultry | 1.02 | 22 | 1.0 | 5.0 | 39.6 |

式中: $NI(f)_{farm}$ 为作物子系统氮素总输入量, $NI(f)_{fer}$ 为化肥氮素输入量, $NI(f)_{irr}$ 为灌溉水氮素输入量, $NI(f)_{ad}$ 为大气氮素沉降量, $NI(f)_{bf}$ 为生物固氮量, $NI(f)_{mtf}$ 为畜禽粪尿氮素还田量, $NI(f)_{str}$ 为秸秆氮素还田量。

2) 氮素输出项计算方法

$$NO(f)_{farm}=NO(f)_{main}+NO(f)_{by}+NO(f)_{r\text{-}e\text{-}l}+NO(f)_{c\text{-}air} \quad (2)$$

式中: $NO(f)_{farm}$ 为作物子系统氮素输出量, $NO(f)_{main}$ 为主产品氮素携出量, $NO(f)_{by}$ 为副产品氮素携出量, $NO(f)_{r\text{-}e\text{-}l}$ 为径流侵蚀淋溶氮素量, $NO(f)_{c\text{-}air}$ 为气体氮素排放量。

### 1.4.2　畜禽子系统计算方法

1) 氮素输入项计算方法

$$NI(a)_{animal}=NI(a)_{imf}+NI(a)_{lof} \quad (3)$$

式中: $NI(a)_{animal}$ 为畜禽子系统氮素输入量, $NI(a)_{imf}$ 为外源饲料氮素输入, $NI(a)_{lof}$ 为本地饲料氮素输入。

2) 氮素输出项计算方法

$$NO(a)_{animal}=NO(a)_{main}+NO(a)_{by}+NO(a)_{man} \quad (4)$$

$$NO(a)_{man}=NO(a)_{remain}+NO(a)_{to\text{-}air}+NO(a)_{to\text{-}farm} \quad (5)$$

式中: $NO(a)_{animal}$ 为畜禽子系统输出氮素量, $NO(a)_{main}$ 为畜禽主产品携出氮量, $NO(a)_{by}$ 为畜禽副产品携出氮量, $NO(a)_{man}$ 为畜禽粪尿氮素量, 其中畜禽粪尿氮素归趋包括 $NO(a)_{remain}$(粪污残余)、$NO(a)_{to\text{-}air}$(大气排放) 和 $NO(a)_{to\text{-}farm}$(还田)。

### 1.4.3　农牧系统氮素利用效率

作物子系统氮素利用效率(NUEc) = 作物主产品产量/作物子系统氮素总投入×100%　(6)

畜禽子系统氮素利用效率(NUEa) = 畜禽主产品产量/畜禽子系统氮素总投入×100%　(7)

农牧系统氮素利用率(NUEc+a)=(农牧主产品产量−主产品饲用氮素)/农牧系统氮素总投入×100%(8)

氮素循环利用率=循环利用项目氮素输入量/对应子系统氮素总输入量　(9)

农牧体系可循环利用项目包括本地饲料、秸秆还田、粪污还田。

### 1.5 结构方程模型

结构方程模型 (SEM) 是一种先验方法, 可以通过将数据拟合到代表临时假设的模型中来可视化变量之间的关系[34]。基于 amos 24.0 软件, 本文尝试构建以环境效应 (气体损失、液体损失、其他损失) 为主要研究对象的结构方程模型, 探讨江苏省农牧体系发展过程中系统环境损失和资源效率变化的驱动因素, 这里以非显著卡方检验 ($P$>0.05) 来判定模型构建的优劣, 进而进行系统分析。

## 2 结果与分析

### 2.1 江苏省 1998—2018 年作物子系统和畜禽子系统氮素平衡分析

1998—2018 年, 江苏省作物子系统氮素总输入由 268.88 万 t 降至 223.95 万 t (图 2a), 化肥作为氮素输入的重要部分, 20 多年来呈现下降趋势, 由 1998 年的 223.06 万 t 降至 2018 年的 179.78 万 t。从氮素输出量来看, 作物主副产品氮素携出量由 83.13 万 t 增至 120.18 万 t, 其中秸秆还田的氮素保持在 10 万 t 水平, 用作本地饲料的由 8.89 万 t 增加到 13.55 万 t。作物子系统氮素排放损失在体系中也占一定的比例, 1998 年排放总量为 106.71 万 t, 占体系总输出的 39.69%, 此后不断下降, 到 2018 年, 氮素排放出系统总量为 62.58 万 t, 占体系氮素总输出的 28.36%。

对于畜禽子系统来说, 氮素输入主要包括外源饲料和本地饲料携入。由图 2b 可以看出, 外源饲料是系统主要输入项, 而本地饲料占比也在缓慢上升。1998 年外源饲料氮素输入总量为 21.42 万 t, 占比 70.68%, 到 2018 年, 输入总量为 16.72 万 t, 占总输入的 55.23%; 本地饲料 21 年间增长了 4.66 万 t。从氮素输出项来看, 畜禽主产品氮素携出量由 8.65 万 t 增至 9.62 万 t, 副产品氮素携出量则保持在 4.0 万 t 左右, 畜禽粪污氮素产生量亦不容忽视, 1998 年, 输出量为 17.85 万 t, 2018 年, 氮素输出量为 16.84 万 t, 始终占氮素总输出的 55% 以上。

### 2.2 江苏省 1998—2018 年农牧系统氮素利用效率和资源循环利用变化

1998—2018 年江苏省农牧系统及各子系统间氮素利用率如图 3 所示。总体来看, 氮素利用率处于上升趋势。作物子系统氮素利用率 (NUEc) 由 21.03% 增至 36.78%, 畜禽子系统氮素利用率 (NUEa) 由 24.98% 增至 28.74%, 农牧系统综合利用率 (NUEa+c)

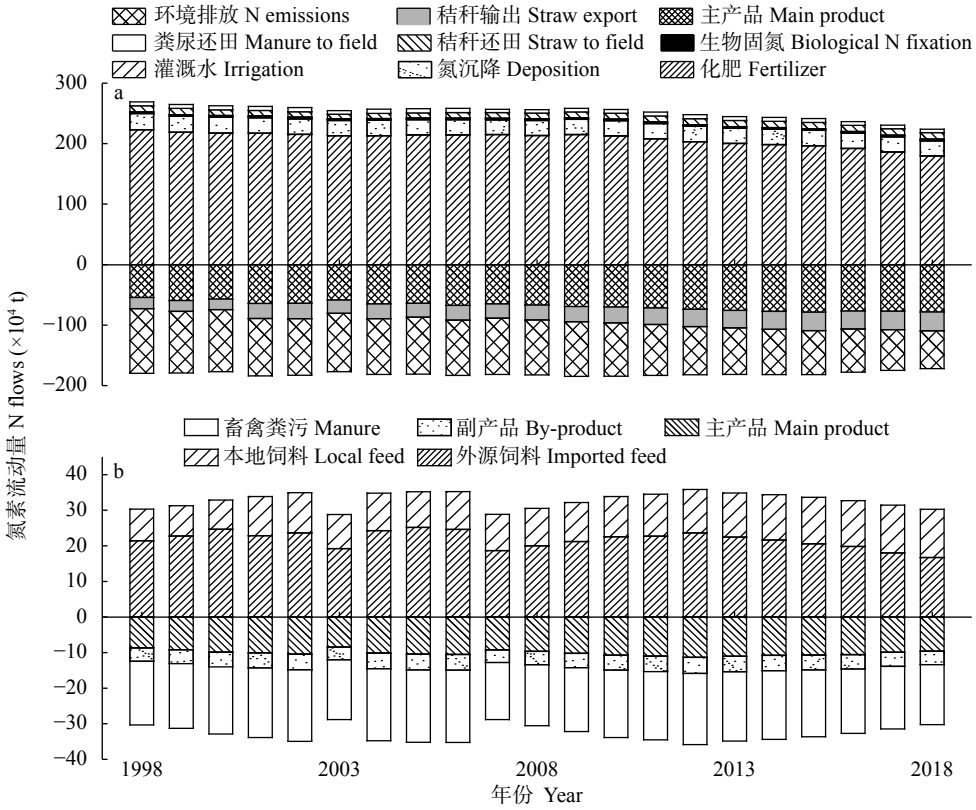


**图 2 1998—2018 年江苏省作物子系统 (a) 和畜禽子系统 (b) 的氮素流动变化**

Fig. 2 N flows changes in the crop subsystem (a) and livestock subsystem (b) from 1998 to 2018 in Jiangsu Province

图中横坐标以上部分为氮素输入各项, 横坐标以下部分为氮素输出各项。In the figure, the above part of the abscissa is N input items, and the below part of the abscissa is N output items.

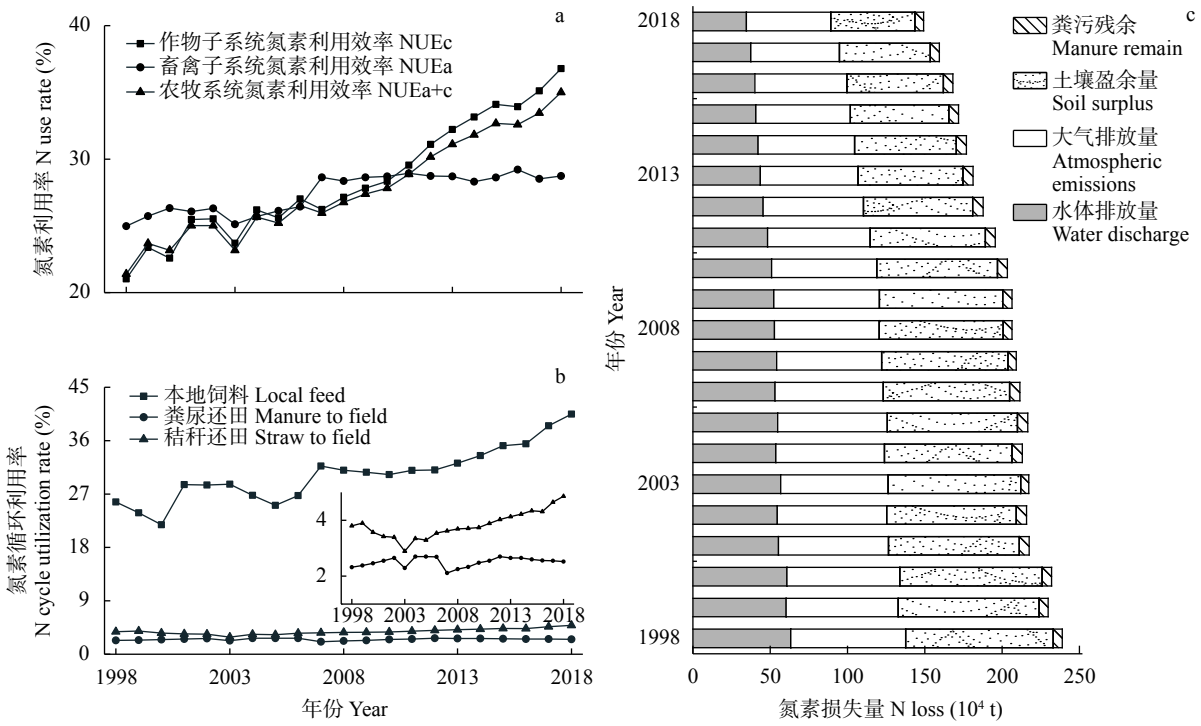


**图 3　1998—2018 年江苏省农牧系统氮素利用效率 (a)、氮素循环利用率 (b) 和氮素损失情况 (c)**

Fig. 3　N use efficiency (a), N cycle utlization rate (b) and N loss (c) in the crop-livestock system of Jiangsu Province from 1998 to 2018

NUEc: N use efficiency of crop subsystem; NUEa: N use efficiency of livestock subsystem; NUEa+c: N use efficiency of crop-livestock system.

由 21.39% 增至 35.00%。畜禽子系统氮素利用率随时间缓慢增长, 作物子系统和农牧综合系统利用率变化相似, 2005 年后始终处于增长趋势 (图 3a)。

本地饲料、秸秆还田和粪尿还田氮素为农牧体系内部循环, 反映了系统资源循环利用情况。图 3b 反映了各项目在子系统间的氮素循环利用率变化, 可以看出农牧系统间氮素资源循环利用率不断提高。作物子系统中, 秸秆还田循环利用率由 3.95% 增长至 5.11%, 粪尿还田氮素所占比例仅维持在 2.19%~2.81%, 本地饲料在畜禽子系统贡献比例增长较快, 由 25.66% 增长至 40.48%。

系统氮素主要损失途径包括气体排放损失、水体排放损失、粪污残余以及氮素土壤盈余, 20 年来江苏省农牧系统氮素损失总量呈现下降趋势 (图 3c), 由 1998 年的 233.06 万 t 降至 2018 年的 143.71 万 t。其中氮素土壤盈余量始终较大, 其次是氮素水体排放损失和气体排放损失, 畜禽粪污的剩余氮素损失占比较小。1998—2018 年, 氮素土壤盈余、气体排放损失、水体排放损失和粪污残余分别下降 41.05 万 t、28.74 万 t、19.72 万 t 和 0.13 万 t。

### 2.3　基于结构方程模型的农牧体系环境效应驱动力分析

本文考虑了“社会需求-系统发展-环境效应”间的关系, 初步假定环境因素的影响来源于社会对农牧产品的需求, 这推动了系统的发展, 在此过程中将产生一系列的环境问题, 基于此构建了结构方程模型, 并将其整理得到图 4。模型的卡方值为 5.074, 自由度为 3, 显著性 $P$=0.166, 接受虚无假设, 表示假设模型与观察数据可以契合。

由图 4 可知, 所联系的各项指标间均有一定的显著性, 并且可以看出居民人均收入与环境损失存在一定正效应, 但并不直接相关, 而江苏省农牧系统氮素的总输入与气体环境损失和其他路径的损失存在明显正效应, 但与水体环境排放具有负效应关系; 而对于系统发展部分, 系统效率对水体排放和其他途径的氮素损失具有一定正效应影响, 即效率的提升也会带来水体污染和其他的环境损失, 但与气体损失间不存在明显关系, 并且可以看出, 随着本地主产品携出量的提高, 氮素损失会出现一定的减少。就环境效应的研究可以初步得出: 经济发展间接导致了氮素损失, 氮素的过量输入则会带来气体损失和其他的损失, 而当系统发展较快, 产品氮素携出量较高时氮素损失会减少, 江苏省农牧体系环境效应的驱动力主要包括氮素输入和系统发展, 经济发展水平不断提升也起到一定的推动作用。

从社会需求和系统发展稳定关系来看, 本地经

济的增长促进了农牧系统效率和主产品氮素携出，并且抑制了氮素的过量输入；系统效率的提高与主产品氮素总量的提高密切相关；同时当氮素总输入减少时，系统效率和主产品氮素产量均会提升。由此可以看出 1998—2018 年江苏省农牧系统的发展过程中，经济发展和资源减量推动了产品氮素产量和系统效率的提高，农牧系统整体驱动力变化与居民人均收入和系统氮素总输入相关。

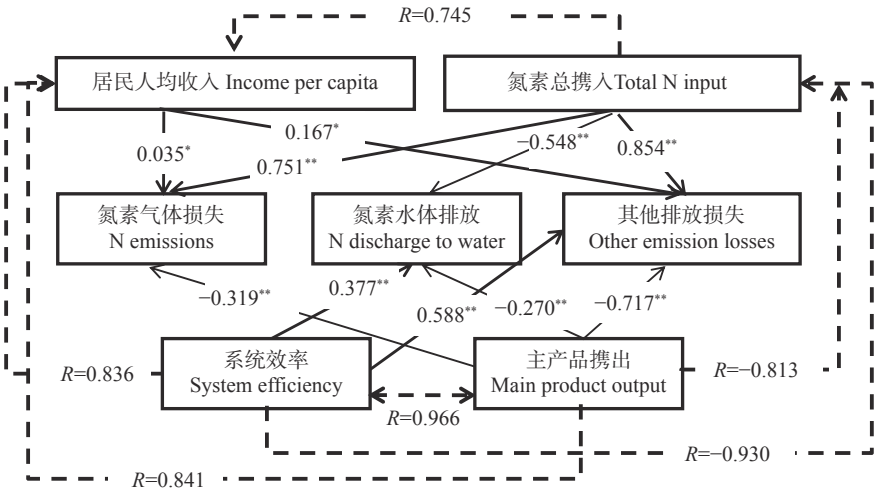


**图 4 江苏省农牧体系结构方程模型建模结果示意图**

Fig. 4 Schematic diagram of structural equation modeling results of the crop-livestock system in Jiangsu Province

图中实线部分表示社会需求 (居民人均收入和氮素总携入)、系统发展 (系统效率和主产品携出) 与环境效应 (气体损失、水体排放和其他途径损失) 间的关系，粗实线表示具有正效应，细实线表示具有负效应；虚线部分为社会需求和系统发展间的关系；数值部分为标准化路径系数；**表示 $P<0.01$，*表示 $P<0.05$，$R$ 为相关系数值。The solid line shows the relationship between social demand (income per capita and total nitrogen input), system development (system efficiency and main product output) and environmental effect (gas loss, water discharge and other route loss). The thick solid line shows positive effect and the thin solid line shows negative effect. The dotted line shows the relationship between social demand and system development. The numerical part is the standardized path coefficient. ** means $P<0.01$, * means $P<0.05$, and $R$ is the correlation value.

## 3 讨论

### 3.1 江苏省农牧系统氮素流动特征分析

江苏省 1998—2018 年作物子系统氮素外源输入呈现下降趋势，这与化肥施用量的减少关系密切，在国家层面农业发展趋势和区域发展规划下[35-36]，化肥减量化在逐步推进，尤其是“十三五”以来，江苏省对生态农业的发展提出高标准要求，20 多年来，化肥氮素输入量不断下降。但作物子系统化肥氮素输入始终占据子系统氮素总投入的 80% 以上，与国内其他研究结果相比，化肥氮素投入量占比为 47.4%~56.1% (全国尺度)[37-38]、69% (重庆市)[39]、65% (山西农牧交错带)[40]，本地化肥氮素投入比例偏高，氮素资源投入分配不合理。从产品氮素携出情况来看，在氮素输入量减少的情况下，区域产品氮素携出仍保持平稳增长，这主要由于政府提倡农牧结合，注重现代化农业的发展。近年来，农业经济投入加大，农业机械化水平和科技化程度都有大幅提升[36]。1998—2018 年，畜禽子系统氮素输入总量变化不大，但结构发生较大变化，外源饲料贡献比例由 70.68% 降至 55.23%，与我国其他地区相比[16-19]，江苏省外源饲料呈现比例低且下降的特征，这反映了本地饲料资源化利用量不断增加，区域农牧耦合情况较好。畜牧业养殖结构亦发生较大改变，猪的养殖规模基本不变，羊和牛的养殖规模呈下降趋势，家禽养殖规模则先上升后下降，带来的产品氮素产量的变化为 1998—2012 年呈现增长趋势，近年有所下降。

### 3.2 江苏省农牧系统氮素利用率和资源循环利用分析

20 多年来，江苏省农牧系统氮素利用率不断上升，对应年份江苏省作物子系统氮素利用效率与全国平均水平相近，畜禽子系统氮素利用效率高于全国平均水平[13]。区域水平上农牧系统氮素利用率与北京[41] 相近，略高于东北[20] 和海南[19] 等地区的研究结果。江苏省作物子系统氮素养分利用率略高于农牧系统综合利用率，20 多年来变化趋势相似，畜禽子系统氮素养分利用率维持在 25%~30%，与黑龙江地区[20] 变化趋势一致。由于畜禽粪污含氮量较高，且大多通过气体和水土流失损失到环境中，导致产品产出氮素比例较低，氮素利用效率不高。对比 NUEc、NUEa 和 NUEa+c 的趋势可以发现，NUEc 和 NUEa+c

趋势线接近, 这与丁尚等[19]关于海南地区的研究结果相似, 但对于我国其他地区, 两者具有一定差异, 这主要由于农牧系统中, 氮素输入输出比例很大部分取决于作物子系统, 这也反映了本地农牧子系统间发展不平衡问题。同时, 区域发展不同, 地区氮素利用率呈现趋势不同, 江苏省氮素利用率 20 多年来不断提高, 首先得益于氮素总输入量的控制, 而区域农业发展程度对提高农牧业效率作用重大。但从农牧系统内氮素循环利用总量上来看, 2018 年江苏省单位耕地面积氮素资源循环总量为 63.16 kg·hm$^{-2}$, 与河北省[18]2015 年的 129.44 kg·hm$^{-2}$、重庆市[39]2015 年的 149.06 kg·hm$^{-2}$、云南[42]2014 年的 98.98 kg·hm$^{-2}$ 相比较低。当前江苏省氮素循环比例虽然较高, 但总量低于其他地区数据, 由此反映出农牧生产过程中农牧业规模相对较小, 氮素产生总量相对较低等问题。

### 3.3　江苏省农牧系统环境效应分析

江苏省农牧系统发展过程中氮素损失主要途径为气体排放损失、水体排放损失、粪污残余和土壤氮素积累损失。从变化趋势上, 气体损失和残余粪污氮素比例在逐渐上升, 水体排放损失比例和土壤氮素积累比例逐渐下降。与其他地区相比, 河北省 2015 年气体损失比例下降, 水体排放比例有所上升。基于全国水平的研究中, 刘晓利[29]指出 2001 年中国农牧系统氮素损失以气体排放为主, Ma 等[13]指出 2005 年中国农牧系统气体损失比例约 52.6%, 其他部分为 47.6%, 本研究对应年份结果与全国趋势一致。从氮素排出系统总量上来看, 20 多年来, 江苏省农牧系统大气排放、水体排放、粪污无序排放损失占系统氮素总输入比例由 49.47% 减至 39.29%, 接近欧盟排放量要求 (30%)[43]。对于土壤氮素盈余量, Velthof 等[10]将 170 kg·hm$^{-2}$ 作为土壤环境受到较严重破坏时的限值, Oenema 等[44]进一步指出, 砂质土壤和黏质土壤的氮素盈余量限值分别不得超过 60 kg·hm$^{-2}$ 和 100 kg·hm$^{-2}$。而 2018 年, 江苏省农牧系统单位耕地面积氮素盈余量为 114.22 kg·hm$^{-2}$, 并且处于不断下降趋势。

总的来说, 20 多年来江苏省农牧系统氮素在变化趋势和损失结构上有所改变, 而从环境影响来看, 氮素损失总量的降低表明本地生态农业建设总体向好。

## 4　结论

本文基于 NUFER 模型, 研究了 1998—2018 年江苏省农牧系统氮素流动及其环境效应。20 多年来, 作物子系统在控制氮素资源投入的基础上, 实现了主副产品氮素携出总量的提高; 同时畜禽子系统饲料氮素供给结构也发生了较大改变, 本地饲料氮素输入量不断增长。受经济发展、资源减量的直接推动, 农牧系统呈现出氮素利用效率高、环境损失低等特点。从资源高效型与环境友好型角度来看, 江苏省农牧系统发展水平总体向好。

同时, 农牧业规模相对较小、子系统发展稍显不平衡等现象亦不容忽视, 在今后的区域管理中应根据发展实际适度调整, 同时也应发挥区域优势, 依靠技术进步, 调控农业生产过程中化肥和粪污产生的环境污染问题。

## 参考文献　References


[1] GODFRAY H C J, BEDDINGTON J R, CRUTE I R, et al. Food security: the challenge of feeding 9 billion people[J]. Science, 2010, 327(5967): 812−818

[2] HERRERO M, THORNTON P K. Livestock and global change: emerging issues for sustainable food systems[J]. PNAS, 2013, 110(52): 20878−20881

[3] ZHANG F S, CHEN X P, VITOUSEK P. Chinese agriculture: an experiment for the world[J]. Nature, 2013, 497(7447): 33−35

[4] JIN X, BAI Z H, OENEMA O, et al. Spatial planning needed to drastically reduce nitrogen and phosphorus surpluses in China's agriculture[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(19): 11894−11904

[5] CHEN X, STROKAL M, KROEZE C, et al. Modeling the contribution of crops to nitrogen pollution in the Yangtze River[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(19): 11929−11939

[6] DUMONT E, HARRISON J A, KROEZE C, et al. Global distribution and sources of dissolved inorganic nitrogen export to the coastal zone: Results from a spatially explicit, global model[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2005, 19(4): GB4S02

[7] SEITZINGER S P, MAYORGA E, BOUWMAN A F, et al. Global river nutrient export: a scenario analysis of past and future trends[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2010, 24(4): 2621−2628

[8] STROKAL M, YANG H, ZHANG Y C, et al. Increasing eutrophication in the coastal seas of China from 1970 to 2050[J]. Marine Pollution Bulletin, 2014, 85(1): 123−140

[9] WOLF J, BEUSEN A H W, GROENENDIJK P, et al. The integrated modeling system STONE for calculating nutrient emissions from agriculture in the Netherlands[J]. Environmental Modelling & Software, 2003, 18(7): 597−617

[10] VELTHOF G L, OUDENDAG D, WITZKE H P, et al. Integrated assessment of nitrogen losses from agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE[J]. Journal of Environmental Quality, 2009, 38(2): 402−417

[11] MISHIMA S I, KIMURA S D, EGUCHI S, et al. Estimation of the amounts of livestock manure, rice straw, and rice straw compost applied to crops in Japan: a bottom-up analysis based

on national survey data and comparison with the results from a top-down approach[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2012, 58(1): 83−90

[12] ARTHUR R, BAIDOO M F. Harnessing methane generated from livestock manure in Ghana, Nigeria, Mali and Burkina Faso[J]. Biomass and Bioenergy, 2011, 35(11): 4648−4656

[13] MA L, MA W Q, VELTHOF G L, et al. Modeling nutrient flows in the food chain of China[J]. Journal of Environmental Quality, 2010, 39(4): 1279−1289

[14] MA L, ZHANG W F, MA W Q, et al. An analysis of developments and challenges in nutrient management in China[J]. Journal of Environmental Quality, 2013, 42(4): 951−961

[15] BAI Z H, LI X X, LU J, et al. Livestock housing and manure storage need to be improved in China[J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(15): 8212−8214

[16] HOU Y, MA L, GAO Z L, et al. The driving forces for nitrogen and phosphorus flows in the food chain of China, 1980 to 2010[J]. Journal of Environmental Quality, 2013, 42(4): 962−971

[17] WEI S, BAI Z H, QIN W, et al. Environmental, economic and social analysis of peri-urban pig production[J]. Journal of Cleaner Production, 2016, 129: 596−607

[18] ZHANG J J, GUO C X, ZHANG Y G, et al. Spatial characteristics of nitrogen flows in the crop and livestock production system of Shanxi Province, China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(2): 99−107

[19] 丁尚, 郭浩浩, 程鸣宇, 等. 海南农牧生产体系氮素养分流动时空变化特征[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2019, 27(2): 246−256
DING S, GUO H H, CHENG M Y, et al. Spatial and temporal characteristics of nitrogen flows in farming and animal production system in Hainan Province[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2019, 27(2): 246−256

[20] 张晓萌, 王寅, 焉莉, 等. 东北地区农牧系统氮、磷养分流动特征[J]. 中国农业科学, 2018, 51(3): 417−429
ZHANG X M, WANG Y, YAN L, et al. Characteristics of nitrogen and phosphorus nutrient flow in farming and animal husbandry system in northeast China[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2018, 51(3): 417−429

[21] 佟丙辛, 张华芳, 高肖贤, 等. 华北平原典型区域农牧系统氮素流动及其环境效应——以河北省为例[J]. 中国农业科学, 2018, 51(3): 442−455
TONG B X, ZHANG H F, GAO X X, et al. Nitrogen flow and environmental effects of crop-livestock system in typical area of North China Plain-A case study in Hebei Province[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2018, 51(3): 442−455

[22] 江苏省统计局. 江苏统计年鉴(1999—2019)[M]. 北京: 中国统计出版社, 1999—2019
Jiangsu Statistical Bureau. Jiangsu Statistical Yearbook (1999—2019) [M]. Beijing: China Statistics Press, 1999−2019

[23] 国家统计局. 中国统计年鉴(1999—2019)[M]. 北京: 中国统计出版社, 1999—2019
State Statistics Bureau. Chinese Statistical Yearbook (1999—2019) [M]. Beijing: China Statistics Press, 1999—2019

[24] MA L, VELTHOF G L, WANG F H, et al. Nitrogen and phosphorus use efficiencies and losses in the food chain in China at regional scales in 1980 and 2005[J]. Science of the Total Environment, 2012, 434: 51−61

[25] BOUWMAN A F, BOUMANS L J M, BATJES N H. Modeling global annual $N_2O$ and NO emissions from fertilized fields[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2002, 16(4): 28-1−28-9

[26] BOUWMAN A F, BOUMANS L J M, BATJES N H. Emissions of $N_2O$ and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2002, 16(4): 6-1−6-13

[27] CAI G X, CHEN D L, DING H, et al. Nitrogen losses from fertilizers applied to maize, wheat and rice in the North China Plain[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2002, 63(2/3): 187−195

[28] 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

[29] 刘晓利. 我国“农田—畜牧—营养—环境”体系氮素养分循环与平衡[D]. 保定: 河北农业大学, 2005
LIU X L. Nitrogen cycling and balance in “agriculture-livestock-nutrition-environment” system of China[D]. Baoding: Hebei Agricultural University, 2005

[30] 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所, 环境保护部南京环境科学研究所. 第一次全国污染源普查畜禽养殖业产排污系数与排污系数手册[R]. 2009
Institute of Environment and Sustainable Development in Agriculture, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Environmental Protection of the People’ s Republic of China. The First National Pollution Census: The Manuals of Sewage Capacity Factor of Livestock Breeding Industry Source[R]. 2009

[31] 张建杰, 郭彩霞, 覃伟, 等. 山西省畜禽业发展及粪尿养分时空变异[J]. 应用生态学报, 2016, 27(1): 207−214
ZHANG J J, GUO C X, QIN W, et al. Temporal and spatial variability of livestock and poultry productions and manure nutrients in Shanxi Province, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2016, 27(1): 207−214

[32] 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, 2013, 29(1): 171−179, 295

[33] HERRERO M, THORNTON P K, NOTENBAERT A M, et al. Smart investments in sustainable food production: revisiting mixed crop-livestock systems[J]. Science, 2010, 327(5967): 822−825

[34] HU H W, WANG J T, LI J, et al. Long-term nickel contamination increases the occurrence of antibiotic resistance genes in agricultural soils[J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(2): 790−800

[35] 中华人民共和国农业农村部. 全国农业可持续发展规划(2015—2030年)[R]. 农计发[2015]145号. http://www.moa.gov.cn/ztzl/mywrfz/gzgh/201509/t20150914_4827900.htm
Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's Republic of China. National Plan for Sustainable Agricultural Development (2015—2030)[R]. Njf 145 [2015]. http://www.moa.gov.cn/ztzl/mywrfz/gzgh/201509/t20150914_4827900.htm

[36] 江苏省发展和改革委员会. 江苏省国民经济和社会发展第十三个五年规划纲要[R]. 2016. http://fzggw.jiangsu.gov.cn/art/2016/3/31/art_50999_7275522.html
Development and Reform Commission of Jiangsu Province. The Outline of the Thirteenth Five-Year Plan for National Economic and Social Development of Jiangsu Province[R]. 2016. http://fzggw.jiangsu.gov.cn/art/2016/3/31/art_50999_7275522.html

[37] 陈敏鹏, 陈吉宁. 中国种养系统的氮流动及其环境影响[J]. 环境科学, 2007, 28(10): 2342−2349
CHEN M P, CHEN J N. Nitrogen flow in farming-feeding system and its environmental impact in China[J]. Environmental Science, 2007, 28(10): 2342−2349

[38] 王激清, 马文奇, 江荣风, 等. 中国农田生态系统氮素平衡模型的建立及其应用[J]. 农业工程学报, 2007, 23(8): 210−215
WANG J Q, MA W Q, JIANG R F, et al. Development and application of nitrogen balance model of agro-ecosystem in China[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2007, 23(8): 210−215

[39] 陈轩敬, 宫雅慧, 谢军, 等. 近20年重庆市农牧生产体系氮素流动特征及驱动力分析[J]. 中国农业科学, 2018, 51(3): 468−480
CHEN X J, GONG Y H, XIE J, et al. Nitrogen flow of crop-livestock production system and its driving forces in Chongqing over the past 20 years[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2018, 51(3): 468−480

[40] 张建杰, 郭彩霞, 李莲芬, 等. 农牧交错带农牧系统氮素流动与环境效应——以山西省为例[J]. 中国农业科学, 2018, 51(3): 456−467
ZHANG J J, GUO C X, LI L F, et al. Nutrient flow and environmental effects on crop-livestock system in farming-pastoral transition zone—A case study in Shanxi Province[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2018, 51(3): 456−467

[41] 魏莎, 柏兆海, 吴迪梅, 等. 都市圈"土壤-饲料-动物"系统养分流动与环境效应——以北京市为例[J]. 中国农业科学, 2018, 51(3): 430−441
WEI S, BAI Z H, WU D M, et al. Nutrient flow and environmental effects of "soil-feed-livestock" system in metropolis: a case study in Beijing[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2018, 51(3): 430−441

[42] 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
LI X L, ZHENG Y. Spatial-temporal distribution of nitrogen nutrient flow and environmental effects of crop-livestock system in Yunnan Province[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2018, 51(3): 481−492

[43] OENEMA O, OUDENDAG D, VELTHOF G L. Nutrient losses from manure management in the European Union[J]. Livestock Science, 2007, 112(3): 261−272

[44] OENEMA O, KROS H, DE VRIES W. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies[J]. European Journal of Agronomy, 2003, 20(1/2): 3−16