

DOI: 10.5846/stxb202203150625

赵永强, 田冬, 刘伟. 中国农村居民生活氮素流动特征. 生态学报, 2023, 43(12): 5162-5172.

Zhao Y Q, Tian D, Liu W. Nitrogen flow characteristics of living consumption of rural residents in China. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(12): 5162-5172.

中国农村居民生活氮素流动特征

赵永强^{1,*}, 田冬², 刘伟³

¹ 郑州师范学院地理与旅游学院, 郑州 450044

² 南京大学城市规划设计研究院有限公司, 南京 210093

³ 郑州师范学院经济与管理学院, 郑州 450044

摘要: 人类生活消费是陆地生态系统氮素流动的主要驱动力。定量核算和评估农村居民生活消费氮产生 (N_{RUR}) 及其活性氮 (Nr) 排放特征, 对农村氮的可持续管理和生态环境改善具有重要的指导意义。以中国为例 (2000—2020 年), 建立了 N_{RUR} 的产生及其活性氮排放核算框架。结果表明: 20 年来 N_{RUR} 上升了 36.7%, 年均 5.62 Tg/a, 食物消费氮是最大的贡献源 (43.2%), 工业日用品和家庭生活燃料消费氮分别占 31.5% 和 25.3%; Nr 排放量占 N_{RUR} 的 25.4% (年均 1.43 Tg/a), 其以年均 1.3% 速率下降; NH_3 挥发是最大的 Nr 排放源 (50.1%), 其次为排入地表水的 Nr (31.0%)、 NO_x (15.8%) 和 N_2O (2.0%), 排入地下水的 Nr 仅占 1.1%。加大人类粪尿排泄物的处置能力, 减少秸秆燃料的使用比例、优化农村居民生活能源消费结构对农村居民生活消费 Nr 减排至关重要。

关键词: 农村居民; 生活消费; 活性氮; 可持续发展

Nitrogen flow characteristics of living consumption of rural residents in China

ZHAO Yongqiang^{1,*}, TIAN Dong², LIU Wei³

¹ School of Geography and Tourism, Zhengzhou Normal University, Zhengzhou 450044, China

² Urban Planning and Design Institute of Nanjing University Company Limited, Nanjing 210093, China

³ School of Economics and Management, Zhengzhou Normal University, Zhengzhou 450044, China

Abstract: Human consumption is the main driving force of nitrogen (N) flow in terrestrial ecosystems. Quantitative calculation and evaluation of N flow of rural residents' living consumption (N_{RUR}) and its reactive nitrogen (Nr) characteristics have practical and guiding significance for sustainable N management and the improvement of ecological environment of rural area. Here, a framework was developed to evaluate the generation of N_{RUR} , and associated its Nr emissions in China rural from 2000—2020. The results showed that the N_{RUR} increased by 36.7% in the past 20 years, with an annual average of 5.62 Tg/a. Food consumption N was the largest contributor (43.2%), and industrial daily necessities and domestic fuel consumption accounted for 31.5% and 25.3% of N_{RUR} , respectively. The Nr emission accounted for 25.4% of N_{RUR} (1.43 Tg/a), which decreased at an averagely annual rate of 1.3%. NH_3 volatilization was the largest emission source (accounting for 50.1% of the total Nr emissions), followed by the amount of Nr discharged into surface water (31.0%), NO_x (15.8%), N_2O (2.0%), and the amount of Nr lost into groundwater accounted for only 1.1%. Increasing the disposal capacity of human excrement, reducing the use proportion of straw fuel and optimizing the domestic energy consumption structure of rural residents are crucial to the reduction of Nr emissions from rural residents' living consumption. The study provides a scientific basis for the management and prevention of Nr from rural residents' living consumption, so as to reduce its impact on the ecological environment and formulate more sustainable policies for China and

基金项目: 河南省重点研发与推广专项 (科技攻关) 项目 (222102320122)

收稿日期: 2022-03-15; 网络出版日期: 2023-02-10

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zyongqiang@126.com

other developing countries.

Key Words: rural residents; living consumption; reactive nitrogen emissions; sustainable development

氮素是控制陆地、淡水以及海洋生态系统结构与功能的关键元素之一,也是造成环境污染的重要元素^[1-2]。大量活性氮(Nr)投入可为人类生产生活提供丰富的食物、工业产品、能源和其他社会福祉,促进社会经济的快速发展^[2-3]。另一方面,当人为氮输入超过生态系统氮吸收和储存的能力时,过量的Nr排放可引发严重的生态环境、人体健康和气候变化问题,这些问题在发展中国家尤为突出^[4-7]。中国是世界上最大的发展中国家,人口众多,也是一个农业大国,用占世界约7%的耕地养活了全球近20%的人口,同时也付出了巨大的资源浪费和环境破坏的代价^[4,8-9]。2010年中国人为Nr输入量高达53.9 Tg/a,是当年欧盟Nr输入总量的2倍,其带来的代价是当年气体Nr排放造成约1650万寿命年的健康损失(相当于约2000亿美元的货币损失)^[9]。人类生活消费是氮素流动的主要驱动力,陆地生态系统超过70%的Nr来自与人类食物生产相关的活动^[9-10]。如何消除居民生活消费中的过量Nr,建设“低氮社会”,最大限度地减少Nr对区域生态环境和社会经济可持续发展的影响,已成为科学研究领域的一个重大挑战。定量核算居民生活消费中氮的来源和去向,评估其环境效应是理解中国社会经济系统氮平衡及进行可持续氮管理的关键,也对协调我国未来生活消费需求与资源环境可持续发展具有重要的指导意义。

目前,国内外已有学者开展了大量关于国家、区域及城市尺度的氮循环研究,但涉及到居民生活方面,更多的是关注城市食物消费氮流情况。国外学者多利用N-Calculator模型和物质流方法探讨国家和城市尺度食物氮足迹变化及其影响因素^[11-12]以及不同饮食模式对食物氮足迹的影响^[13]。国内学者也多运用N-Calculator模型开展城市^[14-17]、省域^[18]和国家尺度^[19]的食物氮足迹核算,研究发现城市食物氮足迹呈增长趋势,其与人均可支配收入正相关;也有学者运用物质流分析和投入产出分析法,计算得到中国人均氮足迹由1980年的19.0 kg人⁻¹a⁻¹上升到2009年的39.5 kg人⁻¹a⁻¹,其中食物氮足迹占到70%—82%^[9,20];也有少数学者探讨了饮食模式对农村食物氮足迹的影响^[21]。可以看出,目前的研究多集中关注城市居民食物消费氮,对农村居民关注的较少,且缺少对居民工业日用品和生活燃料消费氮流的核算和评估。有研究报道中国居民生活每年约产生1.51亿t工业日用品垃圾,并以年均6.3%的速度递增^[22],亟待对其潜在的环境污染风险进行评估,尤其在农村地区,但目前这方面的问题还没有引起足够的重视。城乡居民之间在经济收入、消费结构与模式、生活方式以及基础设施投入和环境治理方面长期存在明显的二元结构差异,必然会导致二者之间有着明显区别的Nr流动特征。然而,目前仍缺乏对农村居民生活食物、工业日用品和生活燃料消费氮流变化及其Nr排放特征的全面核算和评估,亟待进一步深入研究,其对制定具体有效的农村氮污染防治措施和改善农村生态环境意义重大。

因此,本研究基于2000、2005、2010、2015和2020年国家相关部门的统计数据,结合相关研究文献数据,核算和分析中国农村居民生活消费氮的来源去向、评估Nr流失的环境效应,进而提出相应的Nr减排对策和建议,以期为区域和国家尺度上氮的可持续管理提供科学依据和理论支撑,助力乡村振兴战略。

1 研究方法与数据来源

1.1 计算方法

1.1.1 农村居民生活消费氮(N_{RUR})来源

N_{RUR}核算框架如图1所示,包括食物消费、工业日用品消费和家庭燃料消费3部分,具体计算如下:

$$N_{RUR} = FOOD_R + ID_R + FUEL_R \quad (1)$$

式中,N_{RUR}为农村居民生活消费氮量(Tg);FOOD_R为农村居民食物消费氮量(Tg);ID_R为农村居民工业日用品消费氮量(Tg);FUEL_R为农村居民生活燃料消费氮量(Tg)。

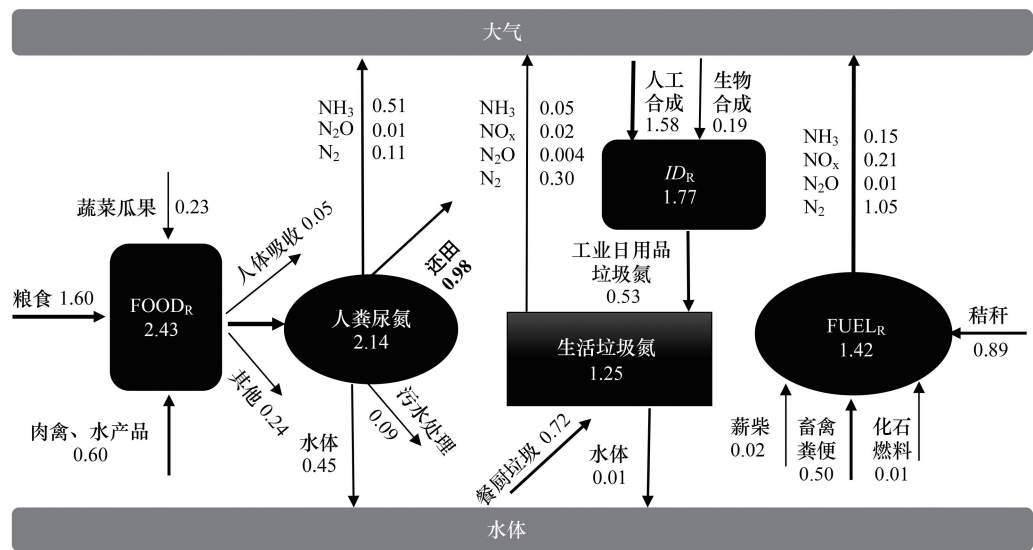


图1 农村居民生活消费氮流核算框架图/(Tg/a)

Fig.1 The diagram of nitrogen flow of living consumption of rural residents

(1)农村居民食物消费氮量($FOOD_R$),包括粮食、肉禽产品、蔬菜、瓜果以及水产品消费氮,具体计算公式如下:

$$FOOD_R = \sum_{i=1}^n \left(Gra_i \times N_{i,Gra} + Mea_i \times N_{i,Mea} + Aqu_i \times N_{i,Aqu} + Veg_i \times N_{i,Veg} + Fru_i \times N_{i,Fru} \right) \times P_{Rur} \times 10^{-5} \quad (2)$$

式中, $FOOD_R$ 为农村居民食物消费氮量(Tg); Gra_i 、 Mea_i 、 Aqu_i 、 Veg_i 、 Fru_i 分别为农村居民人均第*i*种粮食、肉禽产品、水产品、蔬菜和瓜果的消费量($kg \text{ 人}^{-1} \text{ a}^{-1}$)^[23]; $N_{i,Gra}$ 、 $N_{i,Mea}$ 、 $N_{i,Aqu}$ 、 $N_{i,Veg}$ 、 $N_{i,Fru}$ 分别为第*i*种粮食、肉禽产品、水产品、蔬菜和瓜果的氮含量(表1); P_{Rur} 为农村居民数量(万人)^[23]。

表1 不同食物氮含量^[24]/%

Table 1 Nitrogen contents of different foods

种类 Types	氮含量/% Nitrogen content	种类 Types	氮含量/% Nitrogen content	种类 Types	氮含量/% Nitrogen content
大米 Rice	1.1	薯类 Tuber	0.3	水产品 Aquatic products	2.7
面粉 Flour	1.6	猪肉 Pork	2.1	蛋类 Eggs	2.1
玉米 Corn	1.3	牛肉 Beef	2.8	牛奶 Milk	0.5
其他谷物 Other cereals	1.3	羊肉 Mutton	2.8	蔬菜 Vegetables	0.3
豆类 Beans	5.2	禽肉 Poultry	2.8	瓜果 Fruits	0.2

(2)农村居民工业日用品消费氮量(ID_R),本文所指的工业日用品主要是指在工厂中生产的、可直接被人类消费的终端工业产品,如合成纤维、塑料、合成橡胶、合成树脂、粘合剂、涂料等^[9,24],具体计算公式如下:

$$ID_R = \sum_{i=1}^n ID_i \times N_{i,ID} \times R_{Rur} \quad (3)$$

式中, ID_R 为农村居民工业产品消费氮量(Tg); ID_i 为国内居民消费的第*i*类工业产品量(国内工业产品产量与净进口量之和)(Tg)^[25]; $N_{i,ID}$ 为第*i*种工业产品的氮含量(表2); R_{Rur} 为农村居民工业日用品消费的比例(%).农村居民工业日用品的消费数据无法直接得到,根据Gu等^[9]和Zhao等^[6]的研究,家庭居民工业产品消费量与人均收入密切相关,因此本文采用农村人均可支配收入与国内人均可支配收入^[25]占比作为农村居民工业产品消费氮的占比。

表 2 主要工业产品氮含量^[9]/%

Table 2 Nitrogen content of main industrial products

种类 Types	塑料 Plastic	化学药品 Chemical medicines	硝酸 Nitrate	洗涤剂 Detergents	合成染料 Synthetic dyes	化学纤维 Chemical fiber	合成橡胶 Synthetic rubber
氮含量 Nitrogen content/%	0.5	5.0	18.0	22.0	0.5	10.0	0.5

(3) 农村居民家庭燃料消费氮产生量($FUEL_R$), 包括天然气、煤气以及秸秆、薪柴和牲畜粪便等生物质燃料, 具体计算公式如下:

$$FUEL_R = Foss_R + Str_R + Fire_R + Fae_R \quad (4)$$

其中:

$$Foss_R = \sum_{i=1}^n Foss_i \times P_{Rur} \times (Foss_{i,NH_3} \times Foss_{i,NO_x}) \times 10^{-8} \quad (5)$$

$$Str_R = \sum_{i=1}^n Crop_i \times P_{i,Str} \times N_{i,Str} \times P_{Str} \quad (6)$$

$$Fire_R = P_{Fire} \times N_{Fire} \quad (7)$$

$$Fae_R = \sum_{i=1}^n Area_{Grass} \times N_{Fae} \times P_{Fae} \times 10^{-6} \quad (8)$$

式中, $FUEL_R$ 为农村居民家庭燃料消费氮产生量(Tg); $Foss_i$ 为农村居民人均消费的第*i*类化石燃料(天然气和煤气)($kg \text{ 人}^{-1} \text{ a}^{-1}$)^[25]; $Foss_{i,NH_3}$ 和 $Foss_{i,NO_x}$ 分别为第*i*种化石燃料的 NH_3 (煤气为 0.32 g/kg)和 NO_x 气体排放因子(煤气和天然气分别为 1.46 和 0.69 g/kg)^[24]; P_{Rur} 为农村居民数量(万人)^[23]; $Crop_i$ 为第*i*种作物产量(Tg)^[23], $P_{i,Str}$ 和 $N_{i,Str}$ 分别为第*i*种作物秸秆籽粒比与秸秆的氮含量(表 3); P_{Str} 为秸秆做家庭燃料的比例(2000—2008 年为 19.0% , 2009—2020 年为 15.0%)^[24]。 P_{Fire} 为薪柴产量(Tg)^[25], N_{Fire} 为木材的氮含量(0.3%)^[9]。 $Area_{Grass}$ 为草地面积($\times 10^3 \text{ hm}^2$)^[25], N_{Fae} 为草地上畜禽粪便氮产生量(8.7 kg/hm^2)^[26], P_{Fae} 为粪便作燃料比例(2000、2005、2015 和 2020 年分别为 15.8% 、 14.8% 、 13.8% 、 14.8% 和 13.8%)^[24]。

表 3 不同作物秸秆籽粒比与秸秆氮含量^[24]

Table 3 Ratio of straw to grain and straw nitrogen content of different crops

种类 Types	秸秆籽粒比 Ratio of straw to grain	氮含量/% Nitrogen content	种类 Types	秸秆籽粒比 Ratio of straw to grain	氮含量/% Nitrogen content
水稻 Rice	1.0	0.91	花生 Peanuts	0.5	1.8
玉米 Corn	1.2	0.75	油菜 Rape	2.5	0.87
小麦 Wheat	1.2	0.65	芝麻 Sesame	1.0	0.68
豆类 Beans	1.0	2.1	棉花 Cotton	3.0	1.2
薯类 Tubers	0.5	2.5	甜菜 Beetroots	0.5	0.25
甘蔗 Sugarcane	0.3	1.1	烟叶 Tobacco	1.0	1.4

1.1.2 农村居民生活消费 N_r 排放

指农村居民生活消费过程中排放的 NH_3 、 N_2O 、 NO_x 气体以及排入地表水(S_{Nr})和地下水(G_{Nr})的 N_r (图 1), 具体计算如下:

(1) NH_3 挥发排放量, 具体计算公式如下:

$$[NH_3] = NH_{3,Manu} + NH_{3,DG} + NH_{3,Fuel} \quad (9)$$

其中:

$$NH_{3,Manu} = FOOD_R \times R_{Manu} \times R_{NH_3,Manu} \quad (10)$$

$$NH_{3,DG} = [(P_R \times P_{Rur} \times P_{Kitch} \times N_{Kitch} \times 10^{-2}) + ID_R \times R_{Rur} \times R_D] \times R_{NH_3,DG} \quad (11)$$

$$\text{NH}_{3\text{Fuel}} = \sum_{i=1}^n \text{Foss}_i \times P_{\text{Rur}} \times \text{Foss}_{i,\text{NH}_3} \times 10^{-8} + \text{Str}_R \times R_{\text{NH}_3,\text{Str}} + \text{Fire}_R \times R_{\text{NH}_3,\text{Fire}} + \text{Fae}_R \times R_{\text{NH}_3,\text{Fae}} \quad (12)$$

式中, $[\text{NH}_3]$ 为农村居民生活消费 NH_3 排放总量 (Tg); $\text{NH}_{3\text{Manu}}$ 、 $\text{NH}_{3\text{DG}}$ 、 $\text{NH}_{3\text{Fuel}}$ 分别为人粪尿、生活垃圾和家庭燃料 NH_3 挥发排放量; FOOD_R 同公式 (2); R_{Manu} 和 $R_{\text{NH}_3,\text{Manu}}$ 分别为农村居民粪尿氮产生比例 (88.0%)^[24] 和 NH_3 排放比例 (24.0%)^[9]; P_{Rur} 为农村人均生活垃圾产生量 ($0.19 \text{ t 人}^{-1} \text{ a}^{-1}$)^[27]; P_{Rur} 同公式 (2); P_{Kitch} 和 N_{Kitch} 为农村餐厨垃圾产生比例 (43.6%) 和氮含量 (2.6%)^[27]; ID_R 和 R_{Rur} 同公式 (3); R_D 为工业日用品垃圾产生比例 ($1/30$)^[9]; $R_{\text{NH}_3,\text{DG}}$ 为垃圾处置中 NH_3 排放比例 (2.6%)^[6]。 Foss_i 、 $\text{Foss}_{i,\text{NH}_3}$ 同公式 (5)。 Str_R 、 Fire_R 和 Fae_R 同公式 (6)、(7) 和 (8); $R_{\text{NH}_3,\text{Str}}$ 、 $R_{\text{NH}_3,\text{Fire}}$ 和 $R_{\text{NH}_3,\text{Fae}}$ 分别为农村居民秸秆、薪柴和畜禽粪便燃烧过程中 NH_3 挥发比例 (分别为 11.0%、10.0% 和 10.0%)^[9]。

(2) NO_x 排放量, 具体计算公式如下:

$$[\text{NO}_x] = \text{NO}_{x\text{DG}} + \text{NO}_{x\text{Fuel}} \quad (13)$$

其中:

$$\text{NO}_{x\text{DG}} = [(P_R \times P_{\text{Rur}} \times P_{\text{Kitch}} \times N_{\text{Kitch}} \times 10^{-2}) + ID_R \times R_{\text{Rur}} \times R_D] \times R_{\text{NO}_x,\text{DG}} \quad (14)$$

$$\text{NO}_{x\text{Fuel}} = \sum_{i=1}^n \text{Foss}_i \times P_{\text{Rur}} \times \text{Foss}_{i,\text{NO}_x} \times 10^{-8} + \text{Str}_R \times R_{\text{NO}_x,\text{Str}} + \text{Fire}_R \times R_{\text{NO}_x,\text{Fire}} + \text{Fae}_R \times R_{\text{NO}_x,\text{Fae}} \quad (15)$$

式中, $[\text{NO}_x]$ 为农村居民生活消费 NO_x 排放总量 (Tg); $\text{NO}_{x,\text{DG}}$ 和 $\text{NO}_{x\text{Fuel}}$ 分别为生活垃圾处理和燃料燃烧中 NO_x 排放量; P_R 、 P_{Rur} 、 P_{Kitch} 、 N_{Kitch} 同公式 (11); ID_R 和 R_{Rur} 同公式 (3); R_D 同公式 (11); $R_{\text{NO}_x,\text{DG}}$ 为生活垃圾处理中 NO_x 排放比例 (1.0%)^[6]; Foss_i 、 $\text{Foss}_{i,\text{NO}_x}$ 同公式 (5); P_{Rur} 同公式 (2)。 Str_R 、 Fire_R 和 Fae_R 同公式 (6)、(7) 和 (8); $R_{\text{NO}_x,\text{Str}}$ 、 $R_{\text{NO}_x,\text{Fire}}$ 和 $R_{\text{NO}_x,\text{Fae}}$ 为农村居民秸秆、薪柴和畜禽粪便燃烧过程中 NO_x 产生比例 (分别为 13.0%、15.0% 和 15.0%)^[9]。

(3) N_2O 排放量, 具体计算公式如下:

$$[\text{N}_2\text{O}] = \text{N}_2\text{O}_{\text{Manu}} + \text{N}_2\text{O}_{\text{DG}} + \text{N}_2\text{O}_{\text{Fuel}} \quad (16)$$

其中:

$$\text{N}_2\text{O}_{\text{Manu}} = \text{FOOD}_R \times R_{\text{Manu}} \times R_{\text{N}_2\text{O},\text{Manu}} \quad (17)$$

$$\text{N}_2\text{O}_{\text{DG}} = [(P_R \times P_{\text{Rur}} \times P_{\text{Kitch}} \times N_{\text{Kitch}} \times 10^{-2}) + ID_R \times R_{\text{Rur}} \times R_D] \times R_{\text{N}_2\text{O},\text{DG}} \quad (18)$$

$$\text{N}_2\text{O}_{\text{Fuel}} = \text{Str}_R \times R_{\text{N}_2\text{O},\text{Str}} + \text{Fire}_R \times R_{\text{N}_2\text{O},\text{Fire}} + \text{Fae}_R \times R_{\text{N}_2\text{O},\text{Fae}} \quad (19)$$

式中, $[\text{N}_2\text{O}]$ 为农村居民生活消费 N_2O 排放总量 (Tg); $\text{N}_2\text{O}_{\text{Manu}}$ 、 $\text{N}_2\text{O}_{\text{DG}}$ 和 $\text{N}_2\text{O}_{\text{Fuel}}$ 分别为人粪尿、生活垃圾处理和燃料燃烧中 N_2O 排放量; FOOD_R 同公式 (2); R_{Manu} 同公式 (10); $R_{\text{N}_2\text{O},\text{Manu}}$ 为农村居民粪尿氮 N_2O 排放比例 (0.5%)^[24]; P_R 、 P_{Rur} 、 P_{Rur} 、 P_{Kitch} 和 N_{Kitch} 同公式 (11); ID_R 和 R_{Rur} 同公式 (3); R_D 同公式 (11); $R_{\text{N}_2\text{O},\text{DG}}$ 为垃圾处置中 N_2O 排放比例 (0.2%)^[6]; Str_R 、 Fire_R 和 Fae_R 同公式 (6)、(7) 和 (8); $R_{\text{N}_2\text{O},\text{Str}}$ 、 $R_{\text{N}_2\text{O},\text{Fire}}$ 和 $R_{\text{N}_2\text{O},\text{Fae}}$ 为农村居民秸秆、薪柴和畜禽粪便燃烧过程中 N_2O 产生比例 (均为 1.0%)^[9]。

(4) S_{Nr} 排放量, 具体计算公式如下:

$$[S_{\text{Nr}}] = \text{FOOD}_R \times R_{\text{Manu}} \times (1 - R_{\text{NH}_3,\text{Manu}} - R_{\text{N}_2\text{O},\text{Manu}} - R_{\text{N}_2,\text{Manu}}) \times R_{\text{Sur}} \quad (20)$$

式中, S_{Nr} 为人粪尿直排入地表水的氮 (Tg); 人粪尿氮在发生 NH_3 、 N_2O 和 N_2 排放后, 或直接排放 (R_{Sur}) (2000—2009 年为 18.7%、2010—2020 年为 39.4%)、或被收集到污水处理系统, 或被还田 (2000—2009 年为 77.1%、2010—2020 年为 53.4%)^[24]; $R_{\text{NH}_3,\text{Manu}}$ 和 $R_{\text{N}_2\text{O},\text{Manu}}$ 同公式 (10) 和 (17); $R_{\text{N}_2,\text{Manu}}$ 为农村居民粪尿氮 N_2 排放比例 (5.0%)^[24]。

(5) G_{Nr} 排放量, 具体计算公式如下:

$$[G_{\text{Nr}}] = \text{FOOD}_R \times R_{\text{Manu}} \times (1 - R_{\text{NH}_3,\text{Manu}} - R_{\text{N}_2\text{O},\text{Manu}} - R_{\text{N}_2,\text{Manu}}) \times R_{\text{WWT}} \times R_{\text{Lea},\text{WWT}} + [(P_R \times P_{\text{Rur}} \times P_{\text{Kitch}} \times N_{\text{Kitch}} \times 10^{-2}) + ID_R \times R_{\text{Rur}} \times R_D] \times R_{\text{Lea},\text{DG}} \quad (21)$$

式中, G_{Nr} 为排入地下水的氮(Tg); $FOOD_R$ 同公式(2); R_{Manu} 同公式(10); R_{Sur} 、 $R_{NH_3, Manu}$ 、 $R_{N_2O, Manu}$ 和 $R_{N_2, Manu}$ 同公式(20); R_{WWT} 和 $R_{Lea, WWT}$ 分别为农村居民粪尿污水处理的比例(2000—2009 为 4.2%、2010—2020 年为 7.2%)和污水渗漏的比例(9.0%)^[24]; P_R 、 P_{Rur} 、 P_{Rur} 、 P_{Kitch} 和 N_{Kitch} 同公式(11); ID_R 和 R_{Rur} 同公式(3); R_D 同公式(11); $R_{Lea, DG}$ 为垃圾处置中污水渗漏的比例(0.4%)^[6]。

1.2 数据来源

人均食物和化石燃料的消费量、农村居民数量、薪柴产量、草地面积及人均可支配收入等数据来自 2001—2021 年的《中国农村统计年鉴》^[23] 和《中国统计年鉴》^[25]; 农村居民生活消费氮的产生及其 N_r 排放的计算参数主要来自文献^[6, 9, 24, 26—27]。

2 结果与讨论

2.1 中国农村居民生活消费氮(N_{RUR})来源

2000—2020 年, N_{RUR} 发生了巨大的变化(表 4), 总体上呈增加趋势, 从 2000 年的 5.09 Tg 增加到 2020 年的 6.96 Tg, 增加了 36.7%, 年均输入 5.62 Tg。2020 年 N_{RUR} 约是 2015 年中国人类系统氮输入总量的 31.4% (22.2 Tg/a)^[8]。从变化趋势上看, N_{RUR} 以年均 8.4% 速度增长, 预计 2025 年将达到 10.41 Tg, 是 2015 年中国人类生态系统氮输入总量的 67.6%。 ID_R 是影响 N_{RUR} 年际变化的主要因素, 其年均增长率高达 61.7%, 而 $FOOD_R$ 随着农村人口数量的下降也以年均 10.5% 的速率下降。

表 4 2000—2020 年中国农村居民生活消费氮产生量/Tg

Table 1 Nitrogen production of domestic consumption of rural residents in China from 2000 to 2020

来源 Source	年份 Year					年均增长率/% Annual growth rate
	2000	2005	2010	2015	2020	
食物消费氮($FOOD_R$) Food consumption nitrogen ($FOOD_R$)	3.17	2.71	2.22	2.04	2.01	-10.5%
工业日用品消费氮(ID_R) Industrial daily necessities consumption nitrogen (ID_R)	0.51	0.87	1.55	2.47	3.46	61.7%
家庭生活燃料消费氮($FUEL_R$) Household fuel consumption nitrogen ($FUEL_R$)	1.40	1.40	1.38	1.44	1.48	1.5%
合计 Total	5.09	4.98	5.14	5.95	6.96	8.4%

2.1.1 食物消费氮($FOOD_R$)

结果表明(表 4), $FOOD_R$ 是 N_{RUR} 的最大来源, 占 N_{RUR} 的 43.2%, 年均 2.43 Tg, 呈逐年下降趋势, 从 2000 年的 3.17 Tg 下降至 2020 年的 2.01 Tg, 所占比重也从 2000 年的 62.4% 下降至 2020 年的 29.0%。近 20 年来, 我国开启了快速的城市化进程, 城市化率从 2000 年 36.2% 的急剧增加到 2020 年的 63.9%, 农村人口从 2000 年的 8.08 亿下降至 2020 年的 5.10 亿, 下降了将近 40.0%^[23], 农村人口逐年减少是导致 $FOOD_R$ 下降的主要原因。相对城市以肉类为主的消费结构^[28], 农村地区居民仍是以植物性蛋白消费为主, 粮食消费占到 $FOOD_R$ 的 65.9%, 动物性蛋白消费占 24.7%, 其余的为蔬菜和瓜果类(图 2)。有研究表明, 收入增长和城市化进程推动着我国居民的饮食结构从以素食为主转向肉食为主的饮食模式^[28—29], 本研究也证实了这一点。农村居民粮食消费氮占比从 2000 年的 74.7% 下降至

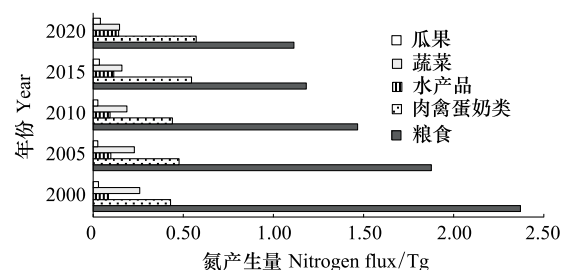


图 2 食物消费氮结构及其产生量

Fig.2 The structure of nitrogen in food consumption and its production

2020 年的 55.3%, 而动物性蛋白从 2000 年的 16.2% 增加至 2020 年的 35.4% (图 2)。目前, 农村居民动物蛋白的消费比重远低于城镇居民 (46.0%)^[28] 和全国平均值 (37.8%)^[29], 消费市场远未到饱和状态, 其消费量还将持续上升, 这将导致 FOOD_R 输入的格局也会随之发生变化。食物氮经人体消化利用后, 约 2.0% 被人体吸收、88.0% 以粪尿氮的形式代谢, 其余 10.0% 以其它形式损失^[17,24]。年均约产生 2.14 Tg 粪尿氮, 其中约 86.6 和 977.8 Gg/a 分别进入污水处理系统和被还田, 其余以 Nr 形式排入周围环境 (图 1)。另外, 每年约有 716.5 Gg 的餐厨垃圾进入农村生活垃圾系统 (图 1), 处置不当极易造成环境污染, 如堆肥处理中 N_2O 气体的 93.0% 来自餐厨垃圾^[6], 其带来的健康问题和环境潜在风险不容忽视。

2.1.2 工业日用品消费氮 (ID_R)

Gu 等^[9] 和 Zhao 等^[6] 报道社会经济发展水平的提高能显著带动居民工业产品的消费能力, 本文也证实了这一点, 农村居民人均可支配收入与 ID_R 呈极显著相关关系 ($R^2=0.99, P<0.001$)。 ID_R 从 2000 年的 0.51 Tg 增加至 2020 年的 3.46 Tg, 增加了 572.6%, 占 N_{RUR} 的 31.5%, 已成为 N_{RUR} 的第二大来源; 其在 N_{RUR} 中的比重从 2000 年的 10.1% 急剧增加至 2020 年的 49.7% (表 4)。2020 年相对于 2015 年增长了 40.0%, 以此增速递推预计 2030 年将达到 6.78 Tg, 已接近 2010 年中国农田生态系统氮输入总量 (7.5 Tg)^[9]。可见, 中国农村居民对工业氮产品的消费正经历快速增长期。从消费结构看, 农村居民消费更多的是人工合成工业产品氮 (如合成纤维、人工制药、合成洗涤剂、塑料等), 其消费量占 ID_R 的 89.5%, 而生物合成工业产品氮 (用棉花、麻类、烟叶、羊毛等为原料加工形成的工业氮产品) 消费量只占 10.5% (图 1), 这与全国居民工业氮消费结构较为一致^[9]。值得注意的是, 人均 ID_R 达到 $3.02 \text{ kg a}^{-1} \text{人}^{-1}$, 已接近 FOOD_R 的人均消费量 ($3.65 \text{ kg a}^{-1} \text{人}^{-1}$); 自 2015 年开始 ID_R (2.47 Tg) 已超过 FOOD_R (2.04 Tg), 且人均 ID_R 年均增长率高达 81.2%, 是人均 FOOD_R (0.6%) 的 134.8%。可见, 随着经济发展, 农村居民对工业氮产品的消费需求在逐渐提高, 消费过程产生的工业日用品垃圾氮也随之逐年增加 (约 527.9 Gg/a), 这也意味着将给中国农村环境治理带来更大的挑战, 因工业产品含有丰富的碳氮元素且有较强的环境滞留效应^[9]。中国农村生活垃圾无害化处理率仅为 20.0% 左右, 远低于市 (98.0%) 和县 (89.7%) 的处理率^[30]。这意味着不仅要加大农村生活垃圾基础设施建设和治理投入, 也需加大农村生活垃圾源头分类减量和工业日用品垃圾回收再利用的力度^[22], 减少其潜在的环境污染。

2.1.3 家庭生活燃料消费氮 (FUEL_R)

随着居民收入水平不断提高, 对生活能源消费的需求也在不断增加^[31], FUEL_R 从 2000 年的 1.40 Tg 增加至 2020 年的 1.48 Tg, 以年均 1.5% 速度在增加, 占 N_{RUR} 的 25.3% (1.42 Tg/a) (表 4)。相对城市居民均衡化、多样化的消费结构^[31], 中国农村生活燃料仍以秸秆和牲畜粪便等传统高污染燃料为主, 二者分别占 FUEL_R 的 62.6% 和 35.3%, 化石燃料消费占比不足 1.0% (图 3), 这与 Zhang 等^[32] 和田宜水^[33] 的研究结果较为一致。从变化趋势上看, 秸秆燃料氮以 4.2% 速度持续增加, 而粪便燃料氮以年均 3.6% 速率下降。秸秆燃料氮的持续增加与秸秆总量一直增加导致秸秆用作生活能源的绝对量值增加有关, 秸秆产量从 2000 年的 549.3 Tg 急剧增加至 2020 年的 794.5 Tg, 增加了 44.6%。薪柴和化石

燃料消费氮仅占 FUEL_R 的 2.0%, 但二者的比重在逐年上升。秸秆、薪柴等生物质燃料利用效率只有 10% 左右, 不仅造成能源的极大浪费, 而且严重影响生态环境和人体健康, 如小麦秸秆燃烧过程中 NO_x 的排放因子高达 2.28 g/kg , 而天然气为 0.69 g/kg ^[24]; 中国每年因使用秸秆、薪柴等固体燃料造成的室内空气污染导致约 420000 人过早死亡^[32]。可见, 加大清洁能源在农村居民生活中的使用比例对农村大气氮污染防控至关重要。

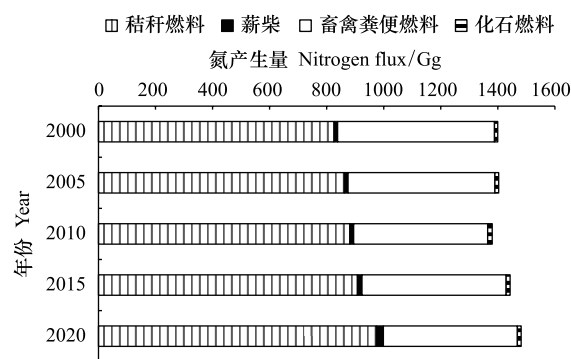


图 3 家庭燃料消费氮结构及其产生量

Fig. 3 Nitrogen structure of household fuel consumption and its production

要。随着我国农村居民收入的提高,高品质商品能源在农村家庭燃料中的使用比例也在显著增加,如 2018 年农村天然气消费量较 2004 年增长了 12.7 倍^[34],但仍处于较低水平。因此,结合乡村振兴战略,加大农村能源基础设施投入,提高清洁能源的供给能力,优化 FUEL_R的消费结构是治理农村大气污染和生态环境恶化的重要途径。

2.2 中国农村居民生活 Nr 排放

农村居民生活消费中,每年约有 716.5 和 527.9 Gg/a 的餐厨垃圾氮和工业日用品垃圾氮进入农村生活垃圾系统(图 1),垃圾处置过程、人粪尿排泄及生活燃料燃烧会产生一定量的 Nr 排入大气和水体环境,这部分 Nr 量约为 1.43 Tg/a,占 N_{RUR}的 25.4%(表 5)。从排放结构来看,最大贡献源是 NH₃挥发,约占 Nr 排放总量的 50.1%,其次为 S_{Nr}(31.0%)和 NO_x(15.8%),N₂O 排放量占 2.0%,G_{Nr}最小(1.1%);Nr 排放量呈波动下降趋势,从 2000 年的 1.50 Tg 下降至 2020 年的 1.41 Tg,年均下降 1.3%(表 5)。可见,中国农村氮污染防治已取得一定成效,农村居民生活对环境污染的潜在影响风险逐渐下降。值得注意的是,在 Nr 排放总量整体逐年下降的背景下,S_{Nr}、G_{Nr}和 NO_x排放量却呈增加趋势,尤其是 S_{Nr}以年均 12.2%的速率在递增(表 5)。意味着,农村居民生活污水氮治理和防控方面的投入仍需加大。

表 5 2000—2020 年中国农村居民生活消费 Nr 排放量/Gg

Table 5 Nr emissions from living consumption of rural residents in China from 2000 to 2020

种类 Types	年份 Year					年均增长率/% Annual growth rate
	2000	2005	2010	2015	2020	
氨挥发 NH ₃	867.90	769.11	664.50	635.77	638.47	-7.2
氧化亚氮 N ₂ O	31.59	29.51	27.20	27.31	27.86	-3.0
氮氧化物 NO _x	220.12	221.07	220.18	229.38	235.18	1.7
排入地表水的氮(S _{Nr}) Nitrogen discharged into surface water (S _{Nr})	368.18	313.94	541.54	498.13	492.38	12.2
排入地下水的氮(G _{Nr}) Nitrogen discharged into groundwater (G _{Nr})	14.94	13.75	16.51	16.28	16.72	3.4
合计 Total	1502.73	1347.38	1469.93	1406.87	1410.61	-1.3

2.2.1 气体 Nr

大气 Nr 排放占中国农村居民生活 Nr 排放量的 67.9%(969.0 Gg/a),其占比由 2000 年的 74.5%下降 2020 年的 63.4%,排放量也从 2000 年的 1.12 Tg 下降至 2020 年的 901.5 Gg,这与 NH₃和 N₂O 排放量逐年下降有关,二者年均分别下降了 7.2%和 3.0%(表 5)。这反映了 20 年来中国农村居民生活氮污染防治在 NH₃挥发和 N₂O 温室气体减排方面取得的成效显著。

与城市居民生活大气 Nr 排放以 NO_x 为主不同^[35],NH₃挥发是农村居民生活最大的大气 Nr 排放源(占大气 Nr 排放总量的 73.8%),年均排放 715.2 Gg/a(表 5),约为 2004 年美国陆地生态系统 NH₃排放量的 23.1%(3.1Tg)^[36];NO_x和 N₂O 排放分别占 23.2%和 3.0%,它们可以通过大气流动和二次反应(如雾霾)造成大气污染。人粪尿排泄是 NH₃挥发的最大排放源,占到氨挥发总量的 71.8%,其次为秸秆燃烧(13.7%),垃圾处理和粪便燃烧分别占 7.1%和 7.0%,薪柴和化石燃料燃烧不足 0.5%(表 6)。可见,农村居民生活 NH₃挥发减排重点应是加大人粪尿排泄物的处置力度和治理投入。另外,秸秆和薪柴燃烧排放分别以年均 4.2%和 19.7%的速率增长。因此,减少生物质燃料使用比例,加大清洁能源的使用比例对农村 NH₃挥发减排也至关重要。

NO_x 气体排放占大气 Nr 总排放量的 23.2%,年均 225.2 Gg,所占比例由 2000 年的 14.7%上升至 2020 年的 16.7%(表 5),是 2018 年中国钢铁行业 NO_x 排放量(66.5 万 t/a)^[37]的 34.0%。与城市 NO_x 的主要来源是化石燃料燃烧不同^[38],秸秆和粪便燃烧是农村居民生活 NO_x 最主要的排放源,二者贡献量高达 84.8%,而垃圾处理排放、化石燃料和薪柴燃烧排放占比约为 15.2%(表 6)。可见,降低秸秆、粪便燃料在农村居民生活中的消费比重对农村 NO_x 污染的防控至关重要。

表 6 NH_3 挥发、 NO_x 和 N_2O 来源及其排放量/ Gg
Table 6 Sources and emissions of NH_3 , NO_x and N_2O

种类 Types	来源 Source	年份 Year					占比% Proportion
		2000	2005	2010	2015	2020	
氨挥发 NH_3	人粪尿	670.25	571.51	467.90	430.40	425.43	71.8
	秸秆燃烧	90.83	94.84	96.93	99.85	107.16	13.7
	垃圾处理	48.73	48.11	49.43	52.58	56.05	7.1
	牲畜粪便	54.98	51.48	46.99	50.55	46.99	7.0
	薪柴	1.26	1.29	1.34	1.61	2.46	0.2
	化石燃料	1.84	1.88	1.91	0.78	0.38	0.2
氮氧化物 NO_x	秸秆燃烧	107.35	112.08	114.56	118.01	126.65	51.4
	牲畜粪便	82.48	77.21	70.49	75.83	70.49	33.4
	垃圾处理	18.74	18.51	19.01	20.22	21.56	8.7
	化石燃料	9.66	11.34	14.12	12.90	12.80	5.4
	薪柴	1.90	1.94	2.00	2.42	3.69	1.1
氧化亚氮 N_2O	人粪尿	13.96	11.91	9.75	8.97	8.86	37.3
	秸秆燃烧	8.26	8.62	8.81	9.08	9.74	31.0
	牲畜粪便	5.50	5.15	4.70	5.06	4.70	17.5
	垃圾处理	3.75	3.70	3.80	4.04	4.31	13.7
	薪柴	0.13	0.13	0.13	0.16	0.25	0.6

过去 20 年中,农村居民生活 N_2O 气体排放量为 28.7 Gg/a , 约占大气 Nr 排放总量的 3.0% (表 5), 是 2015 年中国农田 N_2O 排放量 (38.5 万 t)^[39] 的 7.5%。在城市系统中, 与污水处理过程相关的硝化和反硝化过程排放的 N_2O 占总排放量的 30.0%^[38], 而本研究表明人粪尿排泄和秸秆燃烧是农村居民生活 N_2O 最重要的排放源, 二者贡献量占 68.3% (表 6)。虽然, N_2O 气体排放量占比较低, 但其增温潜势是 CO_2 的 310 倍。因此, 加大人粪尿排泄物在进入污水处理系统和还田之前的处置能力, 减少秸秆燃料在农村居民生活中的消费比重有利于 N_2O 温室气体的减排。

2.2.2 水体 Nr

排入水体的 Nr 约为 458.5 Gg/a , 占到 Nr 排放总量的 32.1%, 其中 S_{Nr} 和 G_{Nr} 分别为 442.8 和 15.7 Gg/a 。水体 Nr 排放量表现为先增后减的变化趋势 (表 5), 从 2000 年的 383.1 Gg 增加到 2010 年为 558.1 Gg , 随后下降至 2020 年的 509.1 Gg N , 下降了 8.8%; 其在 Nr 排放中所占的比重逐年增加, 且以年均 11.8% 速率增加, 不容忽视。污水渗漏对农村水体 Nr 负荷的贡献率仅为 3.4%, 96.6% 来自人粪尿氮, 这与赵宇等^[19] 的研究结果一致。可见, 降低人粪尿氮向水体的排放比率是解决农村水体氮污染的一个重要途径。提高粪尿还田率和污水处理率可以降低粪尿氮排入水体比率^[40]。相对城市较为完备的污水处理设施, 农村地区大约只有 10% 的污水经处理后排放^[30]。因此, 加大污水处理设施建设力度以及提高粪尿还田率是中国农村水环境治理面临的重要任务。

目前来说, 大气 Nr 排放是中国农村居民生活多年 Nr 足迹的主要部分, 大气 Nr 排放又以 NH_3 和 NO_x 为主。值得注意的是, 大气 Nr 排放占比由 2000 年的 74.5% 下降 2020 年的 63.9%; 水体 Nr 排放占比由 25.5% 增加到 2020 年的 36.1%。20 年间, 中国农村居民生活向大气和水体排放的 Nr 总量高达 7.1 Tg , 已接近 2010 年欧盟向大气排放活性氮量 (7.4 Tg)^[41]。这意味着中国农村居民生活 Nr 排放的控制形势任重道远。综上, 中国农村居民生活气体 Nr 防控的重点应是 NH_3 和 NO_x 的减排, 水体 Nr 重点关注 S_{Nr} 防控。

2.3 不确定性分析

本研究中的活动数据及参数主要来自统计年鉴和公开发表的参考文献, 存在一定的不确定性。通过误差传递的方法^[17] 对中国农村居民生活消费氮流进行不确定性分析, 将来自统计年鉴的农作物产量、农村人口数量、工业品产量等活动数据的不确定性定为 5%^[8-9], 将农村居民生活消费氮的产生及其 Nr 排放计算参数的

不确定性定为 10%—20%^[8-9,20,24,42],得出 2000—2020 年 $FOOD_R$ 、 ID_R 和 $FUEL_R$ 的不确定性分别为 7.1%—8.6%、21.8%—22.5% 和 14.6%—15.1%; NH_3 、 NO_x 、 N_2O 和水体 Nr 排放的不确定性分别为 16.3%—18.8%、16.9%—17.6%、13.7%—14.1% 和 11.7%—12.9%。本文核算的 2010 年 $FOOD_R$ 为 2.22 Tg,人均均为 3.30 kg 人⁻¹ a⁻¹,与 Cui 等^[20]核算的 2009 年中国农村居民人均食物氮足迹(3.70 kg 人⁻¹ a⁻¹)接近,表明本研究核算结果的可靠性有所保证。今后的研究中,应通过部门咨询、实地测定和增加文献收集量的方法减少相关参数的不确定性,从而提高核算结果的精确度。

3 结论

(1) N_{RUR} 呈持续上升趋势, $FOOD_R$ 和 ID_R 是中国农村居民生活消费氮产生足迹的主要部分,是 N_{RUR} 管理和控制的重点。

(2) $FOOD_R$ 仍以植物性蛋白消费为主,但动物性蛋白和蔬菜瓜果类所占比重在逐渐增加, $FOOD_R$ 的结构在逐渐发生变化。随着经济发展, ID_R 占比在逐渐上升,自 2015 年开始其产生量已超过 $FOOD_R$ 。 $FUEL_R$ 的消费结构亟需优化,秸秆和畜禽粪便仍是农村居民最主要的燃料氮来源,薪柴和化石燃料氮消费占比较低。

(3) N_{RUR} 的 25.4% 以 Nr 的形式排入大气和水体环境。目前来说,大气 Nr 排放是中国农村居民生活多年 Nr 足迹的主要部分,向大气排放的 Nr 气体又以 NH_3 和 NO_x 为主,二者应是中国农村居民生活 Nr 排放防控的重点。加大人类粪尿排泄物的处置能力,减少秸秆燃料的使用比例,优化农村居民生活能源消费结构对农村环境治理至关重要。

参考文献(References):

- [1] Zhang X N, Ward B B, Sigman D M. Global nitrogen cycle: critical enzymes, organisms, and processes for nitrogen budgets and dynamics. *Chemical Reviews*, 2020, 120(12): 5308-5351.
- [2] Cassman K G, Dobermann A. Nitrogen and the future of agriculture: 20 years on; This article belongs to *Ambio's* 50th Anniversary Collection. Theme: Solutions-oriented research. *Ambio*, 2022, 51(1): 17-24.
- [3] Zhang X, Zou T, Lassaletta L, Mueller N D, Tubiello F N, Lisk M D, Lu C Q, Conant R T, Dorich C D, Gerber J, Tian H Q, Bruulsema T, Maaz T M, Nishina K, Bodirsky B L, Popp A, Bouwman L, Beusen A, Chang J F, Havlík P, Leclère D, Canadell J G, Jackson R B, Heffer P, Wanner N, Zhang W F, Davidson E A. Quantification of global and national nitrogen budgets for crop production. *Nature Food*, 2021, 2(7): 529-540.
- [4] Yu C Q, Huang X, Chen H, Godfray H C J, Wright J S, Hall J W, Gong P, Ni S Q, Qiao S C, Huang G R, Xiao Y C, Zhang J, Feng Z, Ju X T, Ciais P, Stenseth N C, Hessen D O, Sun Z L, Yu L, Cai W J, Fu H H, Huang X M, Zhang C, Liu H B, Taylor J. Managing nitrogen to restore water quality in China. *Nature*, 2019, 567(7749): 516-520.
- [5] Yang A L, Raghuram N, Adhya T K, Porter S D, Panda A N, Kaushik H, Jayaweera A, Nissanka S P, Anik A R, Shifa S. Policies to combat nitrogen pollution in South Asia: gaps and opportunities. *Environmental Research Letters*, 2022, 17(2): 025007.
- [6] Zhao Y Q, Zhou Q S, Hidetoshi K, Luo L L. Nitrogen flow characteristics of solid waste in China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, 208: 111596.
- [7] Gu B, Zhang L, Van Dingenen R, Vieno M, Van Grinsven H J, Zhang X M, Zhang S H, Chen Y F, Wang S T, Ren C C, Rao S, Holland M, Winiwarter W, Chen D L, Xu J M, Sutton M A. Abating ammonia is more cost-effective than nitrogen oxides for mitigating $PM_{2.5}$ air pollution. *Science*, 2021, 374(6568): 758-762.
- [8] Gu B J, Lam S K, Reis S, van Grinsven H, Ju X T, Yan X Y, Zhou F, Liu H B, Cai Z C, Galloway J N, Howard C, Sutton M A, Chen D L. Toward a generic analytical framework for sustainable nitrogen management; application for China. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(3): 1109-1118.
- [9] Gu B J, Ju X T, Chang J, Ge Y, Vitousek P M. Integrated reactive nitrogen budgets and future trends in China. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2015, 112(28): 8792-8797.
- [10] Cui S H, Shi Y L, Groffman P M, Schlesinger W H, Zhu Y G. Centennial-scale analysis of the creation and fate of reactive nitrogen in China (1910-2010). *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110(6): 2052-2057.
- [11] Leach A M, Galloway J N, Albert B, Bleeker A, Erisman J W, Kohn R, Kitzes J. A nitrogen footprint model to help consumers understand their role in nitrogen losses to the environment. *Environmental Development*, 2012, 1(1): 40-66.

- [12] Barles S. Feeding the city: food consumption and flow of nitrogen, Paris, 1801 - 1914. *Science of the Total Environment*, 2007, 375(1/3): 48-58.
- [13] Martinez S, del Mar Delgado M, Marin R M, Alvarez S. How do dietary choices affect the environment? The nitrogen footprint of the European Union and other dietary options. *Environmental Science & Policy*, 2019, 101: 204-210.
- [14] 于洋, 崔胜辉, 赵胜男, 孟凡鑫, 李飞. 城市居民食物氮消费变化及其环境负荷—以厦门市为例. *生态学报*, 2012, 32(19): 5953-5961.
- [15] 冼超凡, 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. *生态学报*, 2016, 36(8): 2413-2421.
- [16] 冼超凡, 刘晶茹, 潘雪莲, 欧阳志云. 典型移民城市食物氮足迹估算分析—以深圳市为例. *生态学报*, 2020, 40(20): 7441-7450.
- [17] Gao B, Huang W, Wang L, Huang Y F, Ding S P, Cui S H. Driving forces of nitrogen flows and nitrogen use efficiency of food systems in seven Chinese cities, 1990 to 2015. *Science of the Total Environment*, 2019, 676: 144-154.
- [18] 张雅娟, 王延华, 蔡祖聪, 邱雨, 杨浩. 江苏省居民食物氮足迹研究. *南京师范大学学报: 工程技术版*, 2019, 19(1): 78-85.
- [19] 赵宇, 吝涛, 葛汝冰, 施亚岚, 张国钦, 叶红, 李新虎, 孙彩歌. 中国食品源氮消费环境排放及其城乡差异. *生态学报*, 2017, 37(13): 4573-4586.
- [20] Cui S H, Shi Y L, Malik A, Lenzen M, Gao B, Huang W. A hybrid method for quantifying China's nitrogen footprint during urbanisation from 1990 to 2009. *Environment International*, 2016, 97: 137-145.
- [21] Xian C F, Gong C, Lu F, Zhang L, Ouyang Z Y. Linking dietary patterns to environmental degradation: the spatiotemporal analysis of rural food nitrogen footprints in China. *Frontiers in Nutrition*, 2021, 8: 717640.
- [22] 赵永强, 罗丽丽, 周庆生, 张阳子. 中国生活源固体垃圾产生和处理及其 N_2O 排放. *环境科学学报*, 2021, 41(6): 2487-2497.
- [23] 国家统计局农村社会经济调查司. 中国农村统计年鉴 2001—2021. 北京: 中国统计出版社, 2001—2021.
- [24] 蔡祖聪, 崔胜辉, 高兵, 谷保静, 李彦旻, 马林, 童超普, 魏志标, 颜晓元. 中国氮素流动分析方法指南. 北京: 科学出版社, 2018.
- [25] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴 2001—2021. 北京: 中国统计出版社, 2001—2021.
- [26] Bai Z H, Ma L, Jin S Q, Ma W Q, Velthof G L, Oenema O, Liu L, Chadwick D, Zhang F S. Nitrogen, phosphorus, and potassium flows through the manure management chain in China. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(24): 13409-13418.
- [27] 韩智勇, 费勇强, 刘丹, 旦增, 张崧, 施国中, 王加雷, 谢燕华. 中国农村生活垃圾的产生量与物理特性分析及处理建议. *农业工程学报*, 2017, 33(15): 1-14.
- [28] Gao B, Huang Y F, Huang W, Shi Y L, Bai X M, Cui S H. Driving forces and impacts of food system nitrogen flows in China, 1990 to 2012. *Science of the Total Environment*, 2018, 610-611: 430-441.
- [29] 付森林. 中国食物氮足迹的动态变化及预测[D]. 大连: 大连理工大学, 2020.
- [30] 张国治, 魏路宇, 葛一洪, 施国中. 我国农村生活垃圾处理现状及展望. *中国沼气*, 2021, 39(4): 54-61.
- [31] 丁永霞. 中国家庭能源消费的时空变化特征分析[D]. 兰州: 兰州大学, 2017.
- [32] Zhang J F, Smith K R. Household air pollution from coal and biomass fuels in China: measurements, health impacts, and interventions. *Environmental Health Perspectives*, 2007, 115(6): 848-855.
- [33] 田宜水. 中国农村能源政策、现状评估和发展方向研究. *中国能源*, 2020, 42(5): 25-30.
- [34] 张保留, 吕连宏, 吴静, 王斯一, 王深, 罗宏. 农村居民生活碳达峰路径及对策. *环境科学研究*, 2021, 34(9): 2065-2075.
- [35] 王文鹏, 王占祥, 李继祥, 高宏, 黄韬, 毛蒲公英, 马建民. 兰-白城市群主要大气污染物网格化排放清单及来源贡献. *环境科学*, 2021, 42(3): 1315-1327.
- [36] Pinder R W, Davidson E A, Goodale C L, Greaver T L, Herrick J D, Liu L L. Climate change impacts of US reactive nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2012, 109(20): 7671-7675.
- [37] 汤铃, 贾敏, 伯鑫, 薛晓达, 郭静, 田军, 黄满堂, 王彤, 崔磊, 董广霞. 中国钢铁行业排放清单及大气环境影响研究. *中国环境科学*, 2020, 40(4): 1493-1506.
- [38] Dong Y, Xu L Y, Yang Z F, Zheng H Z, Chen L. Aggravation of reactive nitrogen flow driven by human production and consumption in Guangzhou City China. *Nature Communications*, 2020, 11(1): 1209.
- [39] 尹兴. 中国农田活性氮(NH_3 、 NO 、 N_2O)排放及大气氮沉降特征研究[D]. 保定: 河北农业大学, 2017.
- [40] 魏静, 马林, 杨玉荣, 马文奇, 路光, 赵路. 城镇化对我国食物消费系统氮素水体排放的影响. *生态学报*, 2009, 29(11): 6035-6041.
- [41] Leip A, de Vries W, Achemann B, Billen G, Bleeker A, Bouwman A F, Döring, Geupel, Johnes P J, Le Gall A C, Monni S, Orlandini L, Prod'homme, Simpson, Spranger T, van Aardenne J, Winiwarter W. Integrating nitrogen fluxes at the European scale//Sutton M A, Howard C M, Erismann J W, Billen G, Bleeker A, Grennfelt P, van Grinsven H, Grizzetti B, eds. *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge: Cambridge University Press, 2011: 345-376.
- [42] Qiu P P, Tian H Z, Zhu C Y, Liu K Y, Gao J J, Zhou J R. An elaborate high resolution emission inventory of primary air pollutants for the Central Plain Urban Agglomeration of China. *Atmospheric Environment*, 2014, 86: 93-101.