

张学智, 王继岩, 张藤丽, 等. 中国农业系统 $N_2O$ 排放量评估及低碳措施[ J ]. 江苏农业学报, 2021, 37( 5 ): 1215-1223.  
doi: 10.3969/j.issn.1000-4440.2021.05.017

## 中国农业系统 $N_2O$ 排放量评估及低碳措施

张学智, 王继岩, 张藤丽, 李柏霖, 焉莉  
( 吉林农业大学资源与环境学院, 吉林 长春 130118 )

**摘要:** 为评估中国农业系统目前氧化亚氮( $N_2O$ )排放量和各区域分布特点, 采用联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)推荐方法, 结合官方统计数据, 对全国各区域农作物种植及粪便管理过程中产生的氧化亚氮排放量进行评估。结果表明: 2018年全国农业活动带来的氧化亚氮排放量为 $7.333 \times 10^5$  t, 其中农用地的氧化亚氮排放量最大, 约占总排量的62.69%; 禽畜粪便管理过程中估算的 $N_2O$ 排放量约占总排放量的37.31%。从空间分布上看, 各地域氧化亚氮排放量差异明显, 其中中南地区排放量最大, 其次是华东、西南、东北和华北地区, 西北地区排放量最小。针对中国种植业及畜牧业相关特点, 建议通过合理施氮及改善灌溉模式来提高田间管理措施; 通过适当调整养殖结构、改善存储环境和改进粪便处理方式降低氧化亚氮排放量, 探索种养结合、循环利用等低碳新农业模式, 实现氧化亚氮减排和科学管控。

**关键词:** 氧化亚氮; 温室气体; 农业

**中图分类号:** S181      **文献标识码:** A      **文章编号:** 1000-4440(2021)05-1215-09

## Assessment of nitrous oxide emissions from Chinese agricultural system and low-carbon measures

ZHANG Xue-zhi, WANG Ji-yan, ZHANG Teng-li, LI Bo-lin, YAN Li  
( College of Resources and Environment, Jilin Agricultural University, Changchun 130118, China )

**Abstract:** To evaluate the emission amount of nitrous oxide of Chinese agriculture system and its regional distribution characteristics in different regions of China, methods recommended by Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) combined with official statistical data were adopted to evaluate emission amount of nitrous oxide generated in the process of crop planting and manure management. The results showed that, in 2018, the emission amount of nitrous oxide from agricultural activities in China was  $7.333 \times 10^5$  t, of which the emission from the farmland was the largest, which accounted for 62.69% of the total emissions; emission amount of nitrous oxide from livestock manure management accounted for 37.31% of the total emissions. From the perspective of spatial distribution, there were obvious differences in nitrous oxide emissions among different regions. In view of the nitrous oxide emissions, the middle South region of China was the largest, followed by the East, Southwest, Northeast and North regions of China, the Northwest region of China had the least emission. According to the characteristics of planting industry and animal husbandry in China, it is suggested to improve the field management measures by reasonable nitrogen application and improving irrigation mode; it is also suggested to reduce the emissions of nitrous oxide by appropriately adjusting the breeding structure, improving the storage environment and perfecting the manure treating mode, and it is suggested to explore new agricultural modes with low carbon emissions such as combination of planting and breeding, cyclic utilization to achieve emission reduction and scientific control of nitrous oxide.

收稿日期: 2021-01-19

基金项目: 国家重点研发计划项目(2017YFD0201804); “十三五”国家重点研发计划项目(2016YFD0200403)

作者简介: 张学智(1994-), 男, 吉林长春人, 硕士研究生, 研究方向为农业面源污染研究。(E-mail) 137486714@qq.com

通讯作者: 焉莉, (E-mail) yanlijau@163.com

**Key words:** nitrous oxide; greenhouse gas; agriculture

氧化亚氮( $N_2O$ )是仅次于二氧化碳( $CO_2$ )和甲烷( $CH_4$ )的全球第三大温室气体, $N_2O$ 虽然排放量较低,但其温室效应潜力却是  $CO_2$  的 296 倍,且  $N_2O$  是一种长期存在的气体<sup>[1-2]</sup>,其造成全球变暖的潜力不容小觑。 $N_2O$  同时也是破坏臭氧层的重要气体之一,其能力与氢氯氟碳化物相当<sup>[3]</sup>。Syakila 等<sup>[4]</sup>对全球  $N_2O$  的研究结果表明, $N_2O$  具有多种排放源,其中农业是产生氧化亚氮的最大来源,农业在为我们提供粮食的同时也在不断释放温室气体改变着环境。联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)第 4 次评估报告也指出,农业排放的  $N_2O$  逐年增加,其中种植业农用地排放和畜牧业粪便排放是其主要排放方式。中国作为世界最大的化肥消费国和第二大肉类生产国,氮肥总消耗量约占世界总消耗量的 30%<sup>[5]</sup>,禽肉产量已接近全球第一,是全球  $N_2O$  排放的主要来源国。因此评估中国目前的氧化亚氮排放量和各区域分布特点对控制温室气体排放及制定各区域有针对性的减排措施、实现可持续发展有重要意义。

国内外一直高度重视氧化亚氮的管控,2012 年 12 月习近平主席于气候雄心峰会上发表题为《继往开来,开启全球应对气候变化新征程》的重要讲话,在温室气体减排方面再度作出新承诺并倍受关注。近年来已有许多学者对氧化亚氮排放进行了相关研究。Jagadeesh 等<sup>[6]</sup>利用 DNDC 模型对印度水稻系统  $N_2O$  进行了分析。Paula 等<sup>[7]</sup>研究分析了阿根廷农业  $N_2O$  排放的空间变化。Shahar 等<sup>[8]</sup>研究发现,利用纳米材料处理灌溉水可以减少  $N_2O$  的排放。李艳春等<sup>[9]</sup>采用区域氮循环模型对福建省农业系统  $N_2O$  排放进行了评估分析。王智平<sup>[10]</sup>利用 IPCC 方法对中国农田  $N_2O$  排放量进行了估算,同时提出了提高  $N_2O$  排放量估算准确性的合理化建议。张冉等<sup>[11]</sup>对农田秸秆还田土壤  $N_2O$  排放进行了分析,并对其影响因素进行了 Meta 分析。王晓等<sup>[12]</sup>从国民饮食结构改变的角度分析了其对农业  $N_2O$  排放的影响。但目前的研究多聚焦在田块尺度或某单一作物,或集中于对过往趋势进行分析,而缺少对区域尺度氧化亚氮排放的风险评估和消减途径的探索。本研究利用 IPCC 方法及《省级温室气体清单指南》推荐方法对全国农业系统各省域  $N_2O$  排放量进行估

算,对各省域排放空间差异进行分析讨论,针对各区域的特点,对种植业农用地及畜牧业粪便管理低碳减排提出可行化建议,为全国各省有针对性地制定碳减排计划提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 $N_2O$ 排放量估算方法

全国农业系统氧化亚氮主要来源于种植业农用地的排放和畜牧业粪便管理所产生的排放。其中种植业农用地氧化亚氮排放主要分为直接排放和间接排放两方面。直接排放是由农用地当季氮输入引起的排放,间接排放包括大气氮沉降引起的氧化亚氮排放和氮淋溶径流损失引起的氧化亚氮排放。计算公式如下:

$$E_{N_2O} = \sum (N_2O_{直接} + N_2O_{沉降} + N_2O_{淋溶} + E_{N_2O_{manure}})$$

式中: $E_{N_2O}$  为农业系统氧化亚氮排放总量,  $\times 10^4$  t;  $N_2O_{直接}$  代表种植业农用地氧化亚氮直接排放量,  $\times 10^4$  t;  $N_2O_{沉降}$  代表大气氮沉降引起的氧化亚氮间接排放量,  $\times 10^4$  t;  $N_2O_{淋溶}$  为淋溶径流引起的氧化亚氮间接排放量,  $\times 10^4$  t;  $E_{N_2O_{manure}}$  为禽畜粪便管理氧化亚氮排放量,  $\times 10^4$  t。

### 1.2 种植业 $N_2O$ 估算方法

1.2.1 农用地氧化亚氮直接排放 农用地氧化亚氮直接排放主要来自含氮化肥及秸秆还田产生的氮,计算公式如下:

$$N_2O_{直接} = (N_{化肥} + N_{秸秆}) \times EF_{直接}$$

式中: $N_2O_{直接}$  为种植业农用地氧化亚氮直接排放量,  $\times 10^4$  t;  $N_{化肥}$  为农用地化肥施用量(氮肥和复合肥),  $\times 10^4$  t;  $N_{秸秆}$  为秸秆还田氮(地上秸秆还田氮及地下根氮),  $\times 10^4$  t;  $EF_{直接}$  为农用地氧化亚氮直接排放因子(表 1)。

$$N_{秸秆} = \sum_{i=1}^n (M_i/L_i - M_i) \times \beta_i \times K_i + M_i/L_i \times \alpha_i \times K_i$$

式中: $N_{秸秆}$  为秸秆还田氮,  $\times 10^4$  t;  $M_i$  为第  $i$  种作物籽粒产量,  $\times 10^4$  t;  $L_i$  为第  $i$  种作物的经济系数;  $\beta_i$  为第  $i$  种作物的秸秆还田率;  $K_i$  为第  $i$  种作物的秸秆含氮率;  $\alpha_i$  为第  $i$  种作物的根冠比。详细参数见表 2。由于数据有限,各类农作物秸秆还田比例难以精确到省份,故本研究均采用该农作物主要产区秸秆还田率进行计算分析。

表1 农用地氧化亚氮直接排放因子<sup>[13]</sup>Table 1 Direct emission factor of nitrous oxide from agricultural land<sup>[13]</sup>

区域	氧化亚氮直接 排放因子(EF) (%)	范围 (%)
I区(内蒙古,新疆,甘肃,青海,西藏,陕西,山西,宁夏)	0.56	0.15~0.85
II区(黑龙江,吉林,辽宁)	1.14	0.21~2.58
III区(北京,天津,河北,河南,山东)	0.57	0.14~0.81
IV区(浙江,上海,江苏,安徽,江西,湖南,湖北,四川,重庆)	1.09	0.26~2.20
V区(广东,广西,海南,福建)	1.78	0.46~2.28
VI区(云南,贵州)	1.06	0.25~2.18

表2 全国各类主要农作物参数<sup>[13]</sup>Table 2 Parameters of major crops in the country<sup>[13]</sup>

农作物 参数	籽粒含 氮量 (%)	秸秆含 氮量(K) (%)	经济系数 (L) (%)	根冠比 (α) (%)	秸秆还田 比例(β) (%)
水稻	0.010 0	0.007 53	0.489	0.125	32.30 <sup>[14]</sup>
玉米	0.017 0	0.005 80	0.438	0.170	9.30 <sup>[15]</sup>
小麦	0.014 0	0.005 16	0.434	0.166	76.50 <sup>[16]</sup>
高粱	0.017 0	0.007 30	0.393	0.185	4.00 <sup>[17]</sup>
大豆	0.060 0	0.018 10	0.425	0.130	9.30
蔬菜类	0.008 0	0.008 00	0.830	0.250	61.85 <sup>[18]</sup>
麻类	0.013 1	0.013 10	0.830	0.200	9.30
薯类	0.004 0	0.011 00	0.667	0.050	39.92 <sup>[19]</sup>
烟叶	0.041 0	0.014 40	0.830	0.200	61.85
油料	0.005 5	0.005 50	0.271	0.150	61.85

表3 不同区域畜禽粪便管理的排放因子<sup>[13]</sup>Table 3 Emission factors for livestock manure management in different areas<sup>[13]</sup>

区域	畜禽粪便管理的排放因子(kg, 1头·年)								
	奶牛	肉牛	绵羊	山羊	猪	家禽	马	驴/骡	骆驼
华北	1.846	0.794	0.093	0.093	0.227	0.007	0.330	0.188	0.330
东北	1.096	0.913	0.057	0.057	0.266	0.007	0.330	0.188	0.330
华东	2.065	0.846	0.113	0.113	0.175	0.007	0.330	0.188	0.330
中南	1.710	0.805	0.106	0.106	0.157	0.007	0.330	0.188	0.330
西南	1.884	0.691	0.064	0.064	0.159	0.007	0.330	0.188	0.330
西北	1.447	0.545	0.074	0.074	0.195	0.007	0.330	0.188	0.330

#### 1.4 数据来源

各类农作物产量、氮肥及复合肥施用量及禽畜

1.2.2 农用地氧化亚氮间接排放 农用地氧化亚氮间接排放源于施肥土壤和畜禽粪便氮氧化物和氨挥发经过大气氮沉降引起的氧化亚氮排放以及土壤氮淋溶或径流损失进入水体而引起的氧化亚氮排放。

(1)大气氮沉降引起的氧化亚氮间接排放,计算公式如下:

$$N_2O_{\text{沉降}} = (N_{\text{禽畜}} \times 20\% + N_{\text{输入}} \times 10\%) \times 0.01$$

式中: $N_2O_{\text{沉降}}$ 为大气氮沉降引起的氧化亚氮间接排放量, $\times 10^4$  t; $N_{\text{禽畜}}$ 为禽畜粪便的氮输入量, $\times 10^4$  t; $N_{\text{输入}}$ 为农用地氮输入量, $\times 10^4$  t。20%和10%分别为 $N_{\text{禽畜}}$ 和 $N_{\text{输入}}$ 的挥发率推荐值,0.01为大气氮沉降引起的氧化亚氮排放因子推荐值<sup>[13]</sup>。

(2)淋溶径流引起的氧化亚氮间接排放,计算公式如下:

$$N_2O_{\text{淋溶}} = N_{\text{输入}} \times 20\% \times 0.0075$$

式中: $N_2O_{\text{淋溶}}$ 为淋溶径流引起的氧化亚氮间接排放量, $\times 10^4$  t; $N_{\text{输入}}$ 为农用地氮输入量, $\times 10^4$  t;氮淋溶和径流损失的氮量按占农用地总氮输入量的20%来估算。0.0075为淋溶径流引起的氧化亚氮排放因子推荐值<sup>[13]</sup>。

#### 1.3 畜牧业N<sub>2</sub>O估算方法

畜禽粪便管理氧化亚氮的排放包括施入土壤前存储及处理所产生的氧化亚氮。计算公式如下:

$$E_{N_2O_{\text{manure}}} = \sum_{i=1}^n EF_{N_2O_{\text{manure}}} \times AP_i \times 10^{-7}$$

式中: $E_{N_2O_{\text{manure}}}$ 为畜禽粪便管理氧化亚氮排放量, $\times 10^4$  t; $EF_{N_2O_{\text{manure}}}$ 为*i*类畜禽粪便管理排放因子,具体参数见表3; $AP_i$ 为*i*类畜禽的数量, $\times 10^4$ 头,具体参数见表4。

数量等数据均来源于国家统计局、《中国畜牧兽医年鉴》<sup>[20]</sup>及《中国农业年鉴》<sup>[21]</sup>。

表 4 2018 年全国各地禽畜养殖数量<sup>[20]</sup>Table 4 Number of poultry and livestock of the country in 2018<sup>[20]</sup>

区域	牛 ( $\times 10^4$ 头)	绵羊 ( $\times 10^4$ 头)	山羊 ( $\times 10^4$ 头)	猪 ( $\times 10^4$ 头)	家禽 ( $\times 10^4$ 头)	马 ( $\times 10^4$ 头)	骡 ( $\times 10^4$ 头)	骆驼 ( $\times 10^4$ 头)
北京市	10.57	18.56	5.67	45.43	1 615.62	0.14	0.02	0
天津市	24.57	37.01	4.92	196.91	5 435.66	0.09	0.02	0
河北省	342.03	814.32	365.24	1 820.75	59 728.22	6.12	5.46	0.04
山西省	101.97	531.52	344.11	549.48	11 968.54	0.97	3.55	0.02
内蒙古自治区	616.20	4 369.94	1 631.97	497.30	10 069.50	63.83	8.60	17.27
辽宁省	248.30	364.90	407.90	1 262.20	76 271.30	6.16	5.22	0
吉林省	325.29	342.31	54.28	870.40	4 5062.26	2.80	0.27	0
黑龙江省	456.51	606.71	166.01	1 353.21	24 632.78	13.42	1.02	0
上海市	5.79	0.85	12.87	96.48	983.95	0.01	0	0
江苏省	29.23	9.51	380.70	1 551.97	64 200.98	0.18	0.62	0
浙江省	13.71	85.04	40.84	516.79	17 195.93	0	0	0
安徽省	79.62	0.75	499.83	1 356.26	89 360.98	0.07	0.03	0
福建省	30.92	0	95.32	799.90	95 537.65	0	0	0
江西省	246.45	0	100.26	1 587.25	45 423.54	0	0	0
山东省	380.60	926.18	875.23	2 985.60	216 869.94	0.71	0.27	0
河南省	373.41	260.11	1 473.96	4 337.15	92 767.28	0.91	0.35	0
湖北省	241.09	0	546.79	2 521.80	53 244.82	0.35	0.02	0
湖南省	385.40	0	668.30	3 822.00	42 476.70	1.36	0.08	0
广东省	120.56	0	92.96	2 024.26	109 246.84	0	0	0
广西壮族自治区	328.57	0.62	222.88	2 298.28	84 929.52	18.77	3.33	0
海南省	54.46	0.10	68.75	382.43	16 011.48	0	0	0
重庆市	103.69	0.17	322.99	1 167.19	21 349.17	1.41	0.43	0
四川省	824.30	159.40	1 303.50	4 258.47	66 070.96	74.31	8.91	0
贵州省	465.32	22.48	379.05	1 549.30	11 759.62	17.09	0.45	0
云南省	811.90	93.60	1 175.25	3 055.53	26 092.91	14.25	20.19	0
西藏自治区	608.40	680.32	366.82	38.79	284.36	27.73	1.22	0
陕西省	149.87	151.03	715.73	839.04	5 791.54	0.23	0.36	0
甘肃省	440.40	1 478.54	407.35	545.20	3 645.00	11.73	14.96	2.99
青海省	514.33	1 156.05	180.02	78.18	494.06	11.59	0.14	1.12
宁夏回族自治区	124.64	427.11	107.17	73.75	1 848.65	0.11	0.22	0.03
新疆维吾尔自治区	457.15	3 601.67	558.00	335.79	8 566.26	72.95	0.05	12.36

## 2 结果与分析

### 2.1 全国农用地氧化亚氮排放量

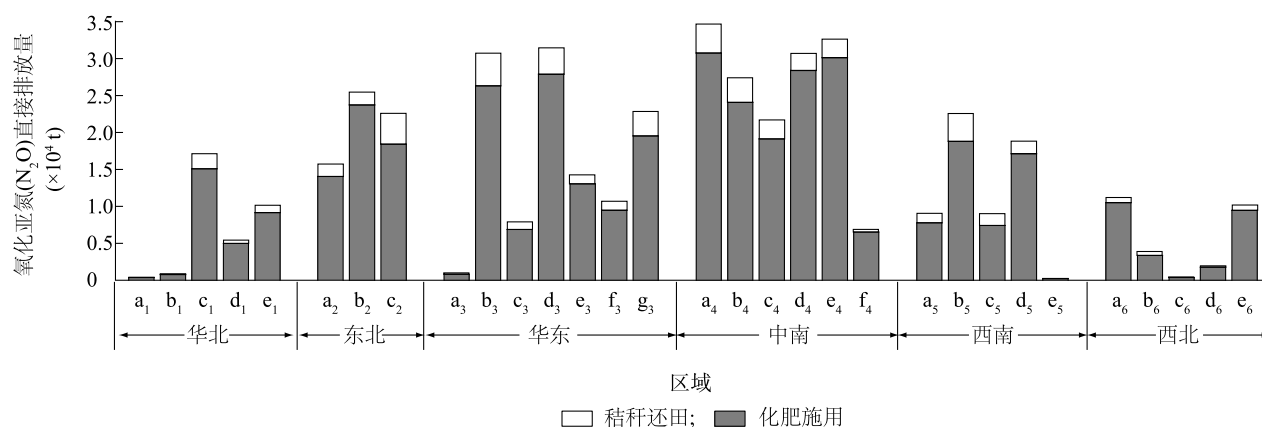
2018 年全国种植业农用地氧化亚氮排放量为  $4.597 \times 10^5$  t, 直接排放占据绝对地位, 其中化肥施用途径的氧化亚氮排放量占 88.34%, 秸秆还田途径的

氧化亚氮排放量占 11.28%, 间接排放量仅占 0.38%。从区域排放角度分析种植业氧化亚氮直接排放量可知, 中南地区排放量最高, 占排放总量的 33.61%, 其中以河南和两广地区为主要排放省份, 但从国家统计局粮食产量的数据看, 中南地区的粮食产量仅占全国的 23.14% (图 1), 由此可见该地区排放系数较大, 如



能科学施肥、把握正确的田间管理措施,其减排潜力巨大。其次是华东地区,氧化亚氮直接排放量占总排放量的 25.95%,其中江苏和安徽两省氧化亚氮直接排放量占华东地区氧化亚氮直接排放量的 50.00%以上。东北和西南地区氧化亚氮直接排放量相近,分别占总排放量的 13.92%和 13.04%,东北地区氧化亚氮直接排放量分布较为平均,西南地区以四川和云南省较为突出。氧化亚氮直接排放量较少的为华北和西北地区,分别仅占总排放量的 7.43%和 6.04%。从省域角度看,河南省氧化亚氮直接排放量最高,广西次之,其中河南省以小麦和蔬菜为主要种植农作物并且产量在全国范围内领先,随之带来的化肥投入量也较高,尤其是蔬菜的化肥过量投入现象更为明显,合理施肥、发展精准农业是重要的减排手段,而广西则是由于其排放因子较高,从而造成排放量较大。氧化

亚氮的间接排放与直接排放情况相似,从区域排放角度看,中南地区和华东地区氧化亚氮间接排放量最大,分别占总排放量的 31.24%和 25.18%,其中以山东省、河南省及两广地区最为突出,这 4 个省份的氧化亚氮间接排放量占总排放量的 4 成以上。西南和东北地区氧化亚氮间接排放量接近,分别占总排放量的 14.71%、13.01%,其中西南地区仍以四川省和云南省为主要排放省份,而东北地区排放量相对均衡。华北和西北地区氧化亚氮间接排放量较低,分别占总排放量的 8.93%、5.93%(图 2)。虽然氧化亚氮的间接总排放量不高,但氮沉降和氮淋溶对酸雨和地下水硝酸盐含量升高有重要影响,亦不可忽略。综上所述,造成种植业氧化亚氮排放量大的主要原因是氮肥的大量施用。



a<sub>1</sub>:北京;b<sub>1</sub>:天津;c<sub>1</sub>:河北;d<sub>1</sub>:山西;e<sub>1</sub>:内蒙古;a<sub>2</sub>:辽宁;b<sub>2</sub>:吉林;c<sub>2</sub>:黑龙江;a<sub>3</sub>:上海;b<sub>3</sub>:江苏;c<sub>3</sub>:浙江;d<sub>3</sub>:安徽;e<sub>3</sub>:福建;f<sub>3</sub>:江西;g<sub>3</sub>:山东;a<sub>4</sub>:河南;b<sub>4</sub>:湖北;c<sub>4</sub>:湖南;d<sub>4</sub>:广东;e<sub>4</sub>:广西;f<sub>4</sub>:海南;a<sub>5</sub>:重庆;b<sub>5</sub>:四川;c<sub>5</sub>:贵州;d<sub>5</sub>:云南;e<sub>5</sub>:西藏;a<sub>6</sub>:陕西;b<sub>6</sub>:甘肃;c<sub>6</sub>:青海;d<sub>6</sub>:宁夏;e<sub>6</sub>:新疆。

图 1 2018 年各省份种植业农用地氧化亚氮(N<sub>2</sub>O)直接排放量

Fig.1 Direct nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions from agricultural land used for planting in different provinces in 2018

## 2.2 全国畜禽粪便管理过程中估算的氧化亚氮排放量

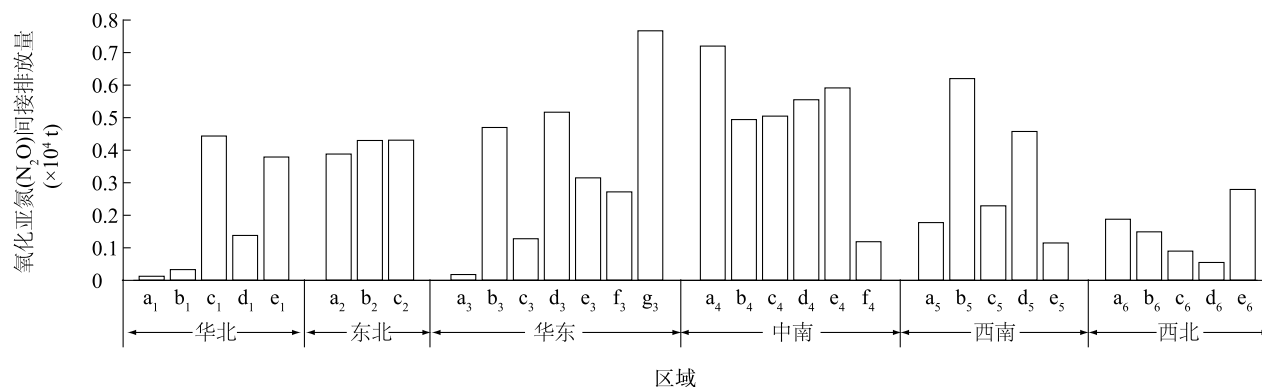
由图 3 可以看出,2018 年全国畜禽粪便管理的氧化亚氮排放量为  $2.736 \times 10^5$  t。从区域排放角度看,畜禽粪便管理过程中估算的氧化亚氮排放量空间分布与种植业农用地氧化亚氮排放量的空间分布相似,同样表现为中南地区排放量最高,占总排放量的 26.24%,其中除海南省由于禽畜数量较少外,其余各省份的排放量相差不大。其次为华东地区,其中山东省占 42.00%,为最主要的排放省份。之后依次为西南、华北和东北地区,其中西南地区氧化亚

氮排放量占 18.21%,以四川省与云南省排放量较高。华北和东北地区氧化亚氮排放量相近,分别占总排放量的 12.10%和 11.10%,其中河北省、内蒙古自治区和辽宁省为主要排放省份。西北地区氧化亚氮排放量最少,仅占总排放量的 8.78%。从省级角度看,山东省作为家禽第一大省,家禽饲养量较高,氧化亚氮排放量突出,紧随其后的河南省、四川省都是重要的猪肉产地,这 3 个省份的氧化亚氮排放量便占总排放量的 23.78%。

从畜禽种类角度看,家禽养殖产生粪便中的氧化亚氮排放量最高,占总排放量的 33.49%,主要集

中在山东省;其次为牛,粪便 $\text{N}_2\text{O}$ 排放量占总排放量的 29.20% (奶牛 9.55%, 肉牛 19.65%);猪粪便 $\text{N}_2\text{O}$ 排放量占总排放量的 27.67%,以河南和四川 2 省为主要省份;羊粪便 $\text{N}_2\text{O}$ 排放量占总排放量的

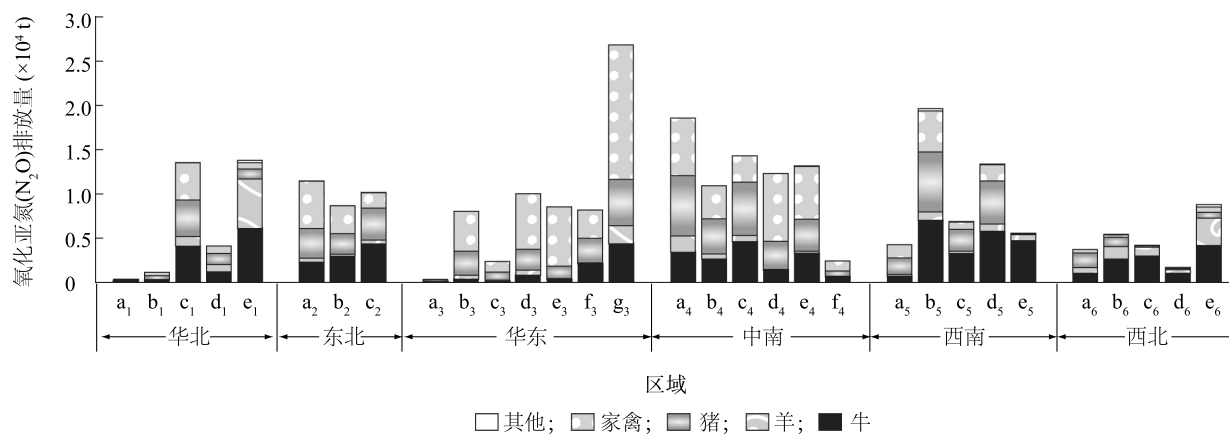
9.13% (绵羊 4.82%, 山羊 4.31%),其中牛羊主要集中于四川、云南、内蒙古等天然牧草丰富的地区。而其他畜禽(马、骡、骆驼)的粪便 $\text{N}_2\text{O}$ 排放量非常少,对整体排放量的影响十分有限。



$a_1$ :北京; $b_1$ :天津; $c_1$ :河北; $d_1$ :山西; $e_1$ :内蒙古; $a_2$ :辽宁; $b_2$ :吉林; $c_2$ :黑龙江; $a_3$ :上海; $b_3$ :江苏; $c_3$ :浙江; $d_3$ :安徽; $e_3$ :福建; $f_3$ :江西; $g_3$ :山东; $a_4$ :河南; $b_4$ :湖北; $c_4$ :湖南; $d_4$ :广东; $e_4$ :广西; $f_4$ :海南; $a_5$ :重庆; $b_5$ :四川; $c_5$ :贵州; $d_5$ :云南; $e_5$ :西藏; $a_6$ :陕西; $b_6$ :甘肃; $c_6$ :青海; $d_6$ :宁夏; $e_6$ :新疆。

图2 各省份种植业农用地氧化亚氮( $\text{N}_2\text{O}$ )间接排放量

Fig.2 Indirect nitrous oxide ( $\text{N}_2\text{O}$ ) emissions from agricultural land used for planting in each province



$a_1$ :北京; $b_1$ :天津; $c_1$ :河北; $d_1$ :山西; $e_1$ :内蒙古; $a_2$ :辽宁; $b_2$ :吉林; $c_2$ :黑龙江; $a_3$ :上海; $b_3$ :江苏; $c_3$ :浙江; $d_3$ :安徽; $e_3$ :福建; $f_3$ :江西; $g_3$ :山东; $a_4$ :河南; $b_4$ :湖北; $c_4$ :湖南; $d_4$ :广东; $e_4$ :广西; $f_4$ :海南; $a_5$ :重庆; $b_5$ :四川; $c_5$ :贵州; $d_5$ :云南; $e_5$ :西藏; $a_6$ :陕西; $b_6$ :甘肃; $c_6$ :青海; $d_6$ :宁夏; $e_6$ :新疆。

图3 各省份畜禽粪便管理过程中估算的氧化亚氮排放量

Fig.3 Estimated nitrous oxide emissions from livestock manure management in each province

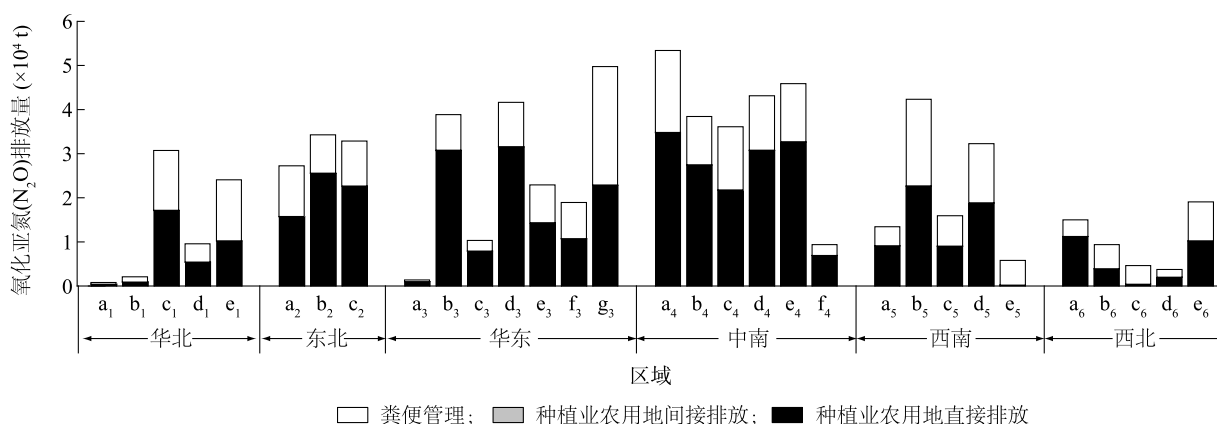
### 2.3 全国农业系统氧化亚氮排放量

2018 全国农业系统氧化亚氮排放总量为  $7.333 \times 10^5$  t,其中以种植业农用地氧化亚氮排放为主,占总排放量的 62.69%,可见中国农业系统氧化亚氮排放主要来自种植业。从区域排放量角度看,中南地区为氧化亚氮排放量最高的区域,占总排放量的 30.86%,原因在于中南地区地理环境优异,

适合农作物多季生长,施肥量大,从而使其氧化亚氮排放量高,同时家禽及猪的饲养数量也很大;其次为华东地区,氧化亚氮排放量占总排放量的 25.06%,其中以山东和安徽 2 省排放量最为突出。西南地区氧化亚氮排放量占总排放量的总排放量的 14.97%,其主要原因在于四川省畜牧业相对发达,从而在畜禽粪便管理过程中估算的排放量较高。之

后为东北地区,氧化亚氮排放量占 12.87%,东北三省由于地理位置及发展战略相似,在氧化亚氮的排放量方面也相对平均,其中吉林省略高于其他 2 省。最后是华北和西北地区,氧化亚氮排放量分别占总

排放量的 9.17%、7.06%,其中分别以河北、内蒙古和陕西、新疆为主要排放省份,北京和天津等发达地区排放量相对较少(图 4)。



a<sub>1</sub>:北京;b<sub>1</sub>:天津;c<sub>1</sub>:河北;d<sub>1</sub>:山西;e<sub>1</sub>:内蒙古;a<sub>2</sub>:辽宁;b<sub>2</sub>:吉林;c<sub>2</sub>:黑龙江;a<sub>3</sub>:上海;b<sub>3</sub>:江苏;c<sub>3</sub>:浙江;d<sub>3</sub>:安徽;e<sub>3</sub>:福建;f<sub>3</sub>:江西;g<sub>3</sub>:山东;a<sub>4</sub>:河南;b<sub>4</sub>:湖北;c<sub>4</sub>:湖南;d<sub>4</sub>:广东;e<sub>4</sub>:广西;f<sub>4</sub>:海南;a<sub>5</sub>:重庆;b<sub>5</sub>:四川;c<sub>5</sub>:贵州;d<sub>5</sub>:云南;e<sub>5</sub>:西藏;a<sub>6</sub>:陕西;b<sub>6</sub>:甘肃;c<sub>6</sub>:青海;d<sub>6</sub>:宁夏;e<sub>6</sub>:新疆。

图4 各省份农业系统氧化亚氮排放量

Fig.4 Nitrous oxide emissions from agricultural systems in each province

### 3 讨论

从种植业农用地氧化亚氮产生机理角度看,农用地氧化亚氮的形成途径包括硝化作用、反硝化作用(生物反硝化、化学反硝化)、硝态氮异化还原为氨等作用。其中最主要的是硝化和反硝化作用,可占总排放量的70%~90%。因此控制农用地氧化亚氮的排放主要在于对硝化作用的抑制,采用地下滴灌处理提高微生物活性和通过硝化抑制剂对硝化菌进行抑制是十分有效的控制措施<sup>[1]</sup>。中国水稻种植面积大且氧化亚氮的排放系数高,在进行滴灌时,灌溉水的用量也对氧化亚氮的排放具有一定的影响,在生产过程中控制灌溉和浅水灌溉的氧化亚氮排放量比长期灌溉低,原因在于选择控制和浅水灌溉可以使硝化作用和反硝化作用交替进行<sup>[22]</sup>。因此,正确的水分管理,是控制稻田氧化亚氮排放的一项重要措施。湖北省、黑龙江省及华东地区的江苏省和安徽省均为中国水稻重要产区,可以重点参考此措施以减少种植业农用地氧化亚氮排放量。从种植业农用地氧化亚氮排放量评估因子角度看,由于中国农作物种植面积大、施肥量高,而农田氧化亚氮排放量与氮肥施肥量呈直线正相关关系<sup>[23]</sup>,因此想

要减少农用地氧化亚氮的排放量,当着重考虑降低施肥量、提高肥料利用效率以及调整肥料结构,通过合理施氮,在实现提高产量、保持产品质量、保护土壤与氧化亚氮减排之间寻找平衡点,从而实现多赢。中国农业农村部在《农业农村污染治理攻坚战行动计划》中已提出2020年实现化肥施用量负增长,该政策的提出将为温室气体减排提供新的契机。有研究者指出,采用尿素深埋方式产生的氧化亚氮排放量比尿素广播方式少近30%,同时可以提高近48%的净生态效益<sup>[24]</sup>。Xia等<sup>[25]</sup>研究发现,采用测土配方法合理施用氮肥可有效降低31.20%氧化亚氮排放量,同时可提升农民2.90%的净收益,采用少量多次施肥的方式,不但能够有效避免氮流失,还可以提高作物产量。因此,合理地控制施肥的时期和方法,找寻适合的种植模式,对氧化亚氮的减排和氮素利用率的提高有很大的帮助,还可以有效增加农户效益<sup>[26]</sup>。中国南方地区多季种植水稻及各类蔬菜<sup>[27-29]</sup>,不仅施肥量大而且高温会造成肥料氨挥发增强,因此选择正确的施肥时间和方法尤为重要。另一方面,使用有机肥、添加氮肥增效剂及生物质炭也是一种降低土壤氧化亚氮排放量的有效手段。生物质炭可以降低氧化亚氮排放量达54%,其主要原

理在于其氧化还原能力可以将氧化亚氮还原为氮气,从而降低排放量<sup>[30-31]</sup>。

畜禽粪便管理中的氧化亚氮排放主要源于前期储存和处理的堆肥状态下硝化和反硝化过程。从畜禽种类角度看,不同种类畜禽的排泄物含氮量差异很大,从而造成排放量也有很大区别,奶牛、非奶牛、山羊和猪每年每头氮排泄量分别为60~100 kg、40~70 kg、12~20 kg 和16~20 kg<sup>[32]</sup>。同时,从排放因子角度也可以看出,牛羊的排放因子要明显高于其他动物,其中奶牛的排放因子更是远高于其他动物,而中国湖南省、湖北省及草原牧区均为牛羊主要供给区。因此适当地调整养殖结构,选择排放因子低的畜禽显然更有利于氧化亚氮的减排。从国际研究数据来看,俄罗斯畜禽供给与中国相似,以自给自足为主,2019 年其人口约为 $1.4 \times 10^8$  人,猪牛羊的养殖量约为 $6.600 \times 10^7$  头,且猪牛羊比例大致相同,而中国目前人口约为俄罗斯的 10 倍,猪牛羊的养殖量接近 $8 \times 10^8$  头,但猪牛羊数量比却高达7:1:5<sup>[33]</sup>。可见中国的猪牛羊养殖结构与国际趋势还有很大差距。尤其是非洲猪瘟疫情带来的影响正在纵深改变全球动物蛋白产业链和供应链的格局,全球猪肉产量骤降而禽肉产量飙升,未来牛羊养殖量将迅速增长,但从氧化亚氮排放角度来看牛羊养殖数量的增加对畜禽氧化亚氮排放的影响将十分显著。因此,考虑到中国畜牧业实际需要及发展趋势,从产生机理角度着手实现低碳减排将更加可行,改变存储环境和处理方式是一种降低氧化亚氮排放量的有效手段。周静等<sup>[34]</sup>的研究结果表明,厌氧条件下储存粪便氧化亚氮的排放量要远远低于固定存储和放牧条件下的排放量。同时,探索种养结合、实施畜禽粪便还田也是控制温室气体排放的重要保障性措施<sup>[35]</sup>。Xu 等<sup>[36]</sup>研究发现,采用还田稻鸭共作模式可以使全球增温潜势(GWP)降低8%~12%。

天气情况、温度、土壤和水质状况对于农业系统氧化亚氮排放均具有一定的影响<sup>[37]</sup>,但其相对难以控制。因此因地制宜选择适合当地实际情况的种养模式,制定有效的管理措施是减排的关键。同时,由于目前中国各省份及县(区)的详细数据获取较为困难,考虑到中国种植模式多样、参数因子不准确等现实因素,都对氧化亚氮的评估造成一定的影响和不确定性。因此,本研究综合了多篇文献<sup>[10,38-40]</sup>的参数因子以确保估算结果的相对准确性。已有研究

结果表明,中国农业系统氧化亚氮的排放量多年来一直在 $7.0 \times 10^5$  t 至 $1.03 \times 10^6$  t 之间波动<sup>[38]</sup>,随着中国减排措施和力度的不断加强,2015 年之后一直处于排放区间内低位运行,本研究结果与该研究趋势相同。

## 4 结 论

本研究采用 IPCC 推荐方法,结合官方统计数据,对全国各区域农作物种植及粪便管理所产生的氧化亚氮排放量进行评估。结果表明,2018 年中国农业系统氧化亚氮排放量为 $7.333 \times 10^5$  t,其中种植业农用地氧化亚氮排放量为 $4.597 \times 10^5$  t,占总排放量的 62.69%,且以直接排放为主;畜牧业粪便管理过程中估算的 $N_2O$ 排放量为 $2.736 \times 10^5$  t,占总排放量的 37.31%。从区域排放角度看,中南地区排放量最大,其次为华东、西南和东北地区,华北和西北地区排放量最少。从种植业管理角度看,合理施氮是关键,抑制化肥硝化作用和控制施肥时间,采用更为合理有效的灌溉模式来实现增产与减排双赢;采用生物炭等新材料改善土壤环境也是控制氧化亚氮排放的一项有效途径。在畜禽粪便管理方面,适当调整养殖结构是一种有效的低碳措施,但考虑到国家养殖业的实际需求和国际形势,建议主要考虑调整改善存储环境和改进粪便处理方式,采用厌氧条件等方式降低氧化亚氮排放量,探索种养结合新农业模式,从而科学控制氧化亚氮的排放。

## 参考文献:

- [1] 王 政,刘国涛,徐 成,等. 农业土壤氧化亚氮排放研究进展 [C]//中国环境科学学会环境工程分会. 中国环境科学学会 2019 年科学技术年会——环境工程技术创新与应用分论坛论文集(四). 北京: 中国环境科学学会环境工程分会,《环境工程》编辑部,2019:6.
- [2] CLOUGH T J, CARDENAS L M, FRIEDL J, et al. Nitrous oxide emissions from ruminant urine: science and mitigation for intensively managed perennial pastures [J]. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2020, 47: 21-27.
- [3] MICHEL A C, STEPHEN J D G, MARK A L, et al. US agricultural nitrous oxide emissions: context, status, and trends [J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2012, 10(10): 537-546.
- [4] SYAKILA A, KROEZE C. The global nitrous oxide budget revisited [J]. *Greenhouse Gas Measurement and Management*, 2011, 1(1): 17-26.
- [5] Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).



- FAOSTAT database-agriculture production[R]. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2011.
- [6] JAGADEESH B Y, LI C, FROLKING S, et al. Field validation of DND model for methane and nitrous oxide emissions from rice-based production systems of India[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2006, 74(2): 157-174.
- [7] PAULA S C, GABRIEL V A, LAURA H, et al. Temporal and spatial variability of nitrous oxide emissions from agriculture in Argentina[J]. *Carbon Management*, 2020, 11(3): 251-163.
- [8] SHAHAR B, EVANS J F, BEREZKIN A, et al. Irrigation with treated wastewater containing nanobubbles to aerate soils and reduce nitrous oxide emissions[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 280(2): 124509.
- [9] 李艳春, 王义祥, 王成己, 等. 福建省农业生态系统氧化亚氮排放量估算及特征分析[J]. *中国生态农业学报*, 2014, 22(2): 225-233.
- [10] 王智平. 中国农田 N<sub>2</sub>O 排放量的估算[J]. *农村生态环境*, 1997(2): 52-56.
- [11] 张冉, 赵鑫, 濮超, 等. 中国农田秸秆还田土壤 N<sub>2</sub>O 排放及其影响因素的 Meta 分析[J]. *农业工程学报*, 2015, 31(22): 1-6.
- [12] 王晓, 齐晔. 我国饮食结构变化对农业温室气体排放的影响[J]. *中国环境科学*, 2013, 33(10): 1876-1883.
- [13] 国家发展和改革委员会. 省级温室气体清单编制指南(试行)[R]. 北京: 国家发展和改革委员会, 2010.
- [14] 李继福, 付国星, 梅青青, 等. 湖北省主要农作物秸秆资源分布特征及还田现状[J]. *长江大学学报(自科版)*, 2016, 13(21): 47-51, 4.
- [15] 吴限. 黑龙江省主要粮食产区秸秆还田问卷调查及建议对策[D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2016.
- [16] 姜伟, 张华, 李娜, 等. 山东省农作物秸秆利用与装备现状[J]. *中国农机化学报*, 2019, 40(2): 169-174.
- [17] 刘幸. 吉林省温室气体排放核算及影响因素分析[D]. 长春: 吉林财经大学, 2018.
- [18] 郑伟腾. 河南省农作物秸秆资源化利用问题研究[D]. 新乡: 河南师范大学, 2018.
- [19] 苏文文. 四川省农作物秸秆资源化利用的激励机制研究[D]. 成都: 西南财经大学, 2019.
- [20] 中国农业年鉴编辑委员会. 中国农业年鉴[M]. 北京: 中国农业出版社, 2018.
- [21] 中国畜牧兽医年鉴编辑委员会. 中国畜牧兽医年鉴[M]. 北京: 中国农业出版社, 2018.
- [22] 王孟雪, 张忠学, 吕纯波, 等. 不同灌溉模式下寒地稻田 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放及温室效应研究[J]. *水土保持研究*, 2016, 23(2): 95-100.
- [23] 梁巍, 张颖, 岳进, 等. 长效氮肥施用对黑土水旱田 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放的影响[J]. *生态学杂志*, 2004(3): 44-48.
- [24] LIU T Q, LI S H, GUO L G, et al. Advantages of nitrogen fertilizer deep placement in greenhouse gas emissions and net ecosystem economic benefits from no-tillage paddy fields[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 263: 121322.
- [25] XIA L L, LAM S K, CHEN D, et al. Can knowledge-based N management produce more staple grain with lower greenhouse gas emission and reactive nitrogen pollution? A meta-analysis[J]. *Global Change Biology*, 2017, 23(5): 1917-1925.
- [26] 李玥, 巨晓棠. 农田氧化亚氮减排的关键是合理施氮[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(4): 842-851.
- [27] 徐志健, 农保选, 张宗琼, 等. 广西水稻地方品种核心种质抗稻瘟病鉴定及评价[J]. *南方农业学报*, 2020, 51(5): 1039-1046.
- [28] 李建, 江晓东, 杨沈斌, 等. 长江中下游地区水稻生长季节内农业气候资源变化[J]. *江苏农业学报*, 2020, 36(1): 99-107.
- [29] 刘青, 李瑞, 吴鹏, 等. 水生蔬菜-旱生蔬菜轮作栽培模式研究进展[J]. *江苏农业科学*, 2020, 48(17): 40-46.
- [30] 张晓萱, 秦耀辰, 吴乐英, 等. 农业温室气体排放研究进展[J]. *河南大学学报(自然科学版)*, 2019, 49(6): 649-662, 713.
- [31] CAYUELA M L, OENEMA O, KUIKMAN P J, et al. Bioenergy by-products as soil amendments? Implications for carbon sequestration and greenhouse gas emissions[J]. *GCB Bioenergy*, 2010, 2(4): 201-213.
- [32] HOGAN K B. Anthropogenic methane emissions in the United States: Estimate for 1990[R]. Washington D C: United States Environmental Protection Agency, 1993.
- [33] Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Food and Agriculture Organization of the United Nations statistical databases[DB/OL]. (2020-12-22) [2021-01-10]. <http://www.fao.org/faostat/zh/#data/QL>.
- [34] 周静, 马友华, 杨书运, 等. 畜牧业温室气体排放影响因素及其减排研究[J]. *农业环境与发展*, 2013, 30(4): 78-82.
- [35] 刘晨峰, 吴悦颖, 张文静, 等. 中国实施种养结合减排效益研究[J]. *环境污染与防治*, 2016, 38(5): 87-89, 94.
- [36] XU G C, LIU X, WANG Q S, et al. Integrated rice-duck farming mitigates the global warming potential in rice season[J]. *The Science of the Total Environment*, 2017, 575: 58-66.
- [37] 尚杰, 杨果, 于法稳. 中国农业温室气体排放量测算及影响因素研究[J]. *中国生态农业学报*, 2015, 23(3): 354-364.
- [38] 韦良煊, 林宁, 莫治新. 中国省域农业源 N<sub>2</sub>O 排放清单及特征分析[J]. *浙江农业学报*, 2019, 31(11): 1909-1917.
- [39] 张强, 巨晓棠, 张福锁. 应用修正的 IPCC2006 方法对中国农田 N<sub>2</sub>O 排放量重新估算[J]. *中国生态农业学报*, 2010, 18(1): 7-13.
- [40] 营娜. 中国农田 N<sub>2</sub>O 直接排放、空间分布以及变化趋势[D]. 芜湖: 安徽师范大学, 2014.

(责任编辑: 张震林)