

# 中国农业温室气体排放量测算及影响因素研究\*

尚杰<sup>1,2,3</sup> 杨果<sup>1</sup> 于法稳<sup>4</sup>

(1. 东北林业大学经济管理学院 哈尔滨 150040; 2. 黑龙江科技大学经济管理学院 哈尔滨 150022;  
3. 黑龙江省生态经济与生态文明研究基地 哈尔滨 150040; 4. 中国社会科学院农村发展研究所 北京 100732)

**摘要** 农业生产过程所产生的温室气体在全球生产活动温室气体排放总量中占有很大比例, 因此对农业温室气体的排放量进行测算并分析其影响因素, 对实现农业节能减排有重要意义。本文基于1993—2011年中国农业生产的相关统计数据, 借鉴前人关于农业生产中各种温室气体排放源排放系数的研究成果, 测算了中国农业生产过程中的CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O和CO<sub>2</sub>排放量, 并分析了影响因素。结果表明, CH<sub>4</sub>排放量基本平稳波动不大, N<sub>2</sub>O排放量从1993年的93.21万t波动增加到2011年的120.51万t, 农业生产资料CO<sub>2</sub>排放量由15 626.98万t增加到31 258.10万t。种植业CO<sub>2</sub>排放主要分为土壤排放和生产资料排放, 土壤CO<sub>2</sub>排放与大气温度、土壤温度、地表温度和土壤水分有关, 生产资料CO<sub>2</sub>排放主要是由化肥和农药造成的; 种植业CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O排放原因较为复杂, 还有待进一步研究; 动物肠道发酵CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O排放的影响因素主要取决于动物种类、饲料特性、饲养方式和粪便管理方式等。

**关键词** 中国 农业生产 温室气体 排放量 影响因素

中图分类号: F062.2; F323.22 文献标识码: A 文章编号: 1671-3990(2015)03-0354-11

## Agricultural greenhouse gases emissions and influencing factors in China

SHANG Jie<sup>1,2,3</sup>, YANG Guo<sup>1</sup>, YU Fawen<sup>4</sup>

(1. School of Economics and Management, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China; 2. School of Economics and Management, Heilongjiang University of Science and Technology, Harbin 150022, China; 3. Heilongjiang Research Base of Ecological Economy and Ecological Civilization, Harbin 150040, China; 4. Institute for Rural Development Studies, Chinese Academy of Social Sciences, Beijing 100732, China)

**Abstract** Greenhouse gases produced by the process of agricultural production plays large proportion of total amount of greenhouse gases emissions of worldwide production activities. Therefore, estimating agricultural greenhouse gases emissions, analyzing the influencing factors and discussing the achievement of agricultural energy conservation have important significance. Using the statistical data related to Chinese agricultural production in 1993–2011, the research estimated emissions of CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> generated by agricultural production in China and analyzed the influencing factors based on previous research results on emission factors in agricultural production of greenhouse gases emissions. The results showed that, CH<sub>4</sub> emission from agriculture production in China was basically stable with small fluctuations, while N<sub>2</sub>O emission increased from 93.21×10<sup>4</sup> tons in 1993 to 120.51×10<sup>4</sup> tons in 2011, and CO<sub>2</sub> emission of agricultural production materials increased from 15 626.98×10<sup>4</sup> tons to 31 258.10×10<sup>4</sup> tons. CO<sub>2</sub> emissions of planting industry were mainly divided into soil emissions and emissions from production materials. Soil CO<sub>2</sub> emission was mainly related to atmospheric temperature, soil temperature, surface temperature and soil moisture. CO<sub>2</sub> emissions of production materials were mainly caused by fertilizers and pesticides. CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O emissions of planting industry were more complicated, it remained to be further studied. The influencing factors of CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O emissions of animal enteric fermentation largely depended on type, characteristics of animal feed, rearing method and manure management methods.

**Keywords** China; Agricultural production; Greenhouse gases; Emission; Influencing factors

(Received Jan. 9, 2015; accepted Jan. 29, 2015)

\* 教育部博士点基金项目(20120062110015)和国家自然科学基金项目(71073041, 70973016/G312)资助  
尚杰, 主要研究方向为农业经济理论与政策、生态经济、循环经济、资源与环境经济、绿色有机食品产业。E-mail: shangjie2005@126.com  
收稿日期: 2015-01-09 接受日期: 2015-01-29

全球气候变暖影响着全球经济社会的可持续发展, 而温室气体尤其是人类活动对化石能源消耗等生产、生活活动所引起的温室气体排放成为全球变暖的主因。农业作为国民经济的基础部门, 其生产过程中所产生的温室气体在人类活动所产生的温室气体中的比例较大。世界银行统计数据表明, 2005 年全球 CH<sub>4</sub> 和 N 的排放量分别达到了 66.07 亿 t 和 37.89 亿 t CO<sub>2</sub> 当量, 而农业生产活动所产生的 CH<sub>4</sub> 和 N 排放量分别占 43.1% 和 82.56%<sup>[1]</sup>。联合国粮食及农业组织(FAO)<sup>[2]</sup>指出全球种植业和畜牧业的温室气体排放分别占全球人为温室气体排放的 30% 和 18%。Paustian 等<sup>[3]</sup>的研究结果表明, 全球农地使用过程中所造成的温室气体排放占到人为温室气体排放的 20%。世界观察研究所 2009 年的报告指出, 全球牲畜及其副产品至少排放 325.64 × 10<sup>8</sup> t CO<sub>2</sub> 当量的温室气体, 约占全球总排放量的 51%, 几乎是 FAO 此前估算量的 3 倍<sup>[4]</sup>。

国内外一些学者对中国农业生产中温室气体的排放进行了研究。世界银行 WDI 数据库的资料显示, 中国 2005 年的 CH<sub>4</sub> 和 N 的排放量达到 5.38 亿 t CO<sub>2</sub> 当量和 5.67 亿 t CO<sub>2</sub> 当量, 其中农业源占到 50% 和 92.7%<sup>[1]</sup>。FAO 根据联合国政府间气候变化专门委员会 IPCC 关于畜禽温室气体排放计算方法和排放系数, 测算了中国 2004 年的主要畜禽温室气体排放量。Zhou 等<sup>[5]</sup>的测算结果表明, 中国主要畜禽的温室气体排放量从 1949 年到 2003 年呈增加趋势, 从 82.01 Tg CO<sub>2</sub> 当量增加到 309.76 Tg CO<sub>2</sub> 当量。闵继胜等<sup>[6]</sup>的测算结果表明, 1991—2008 年中国农业生产过程中温室气体排放量中, 种植业 CH<sub>4</sub> 排放量呈下降趋势, 从 999.5 万 t 下降到 931.44 万 t, 而 N<sub>2</sub>O 排放量却由 34.67 万 t 增加到 48.74 万 t; 同期的畜禽业温室气体排放都呈现先增加后下降的趋势, 1991—2006 年中国畜禽的 CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O 排放量分别从 763.53 万 t 和 35.32 万 t 增加到 1 111.43 万 t 和 55.93 万 t, 后又分别降到 2008 年的 900.74 万 t 和 46.90 万 t。李俊杰<sup>[7]</sup>测算了我国民族地区 1993—2010 年的农地利用碳排放量、碳排放量的年平均增速, 并运用 LMDI 模型对影响因素进行分解, 结果发现结构因素、效率因素和人口规模因素是碳排放的主要抑制因素, 然而效果不是特别明显且区域间的差异较大。Norse<sup>[8]</sup>认为, 农业生产过程中温室气体主要是农膜、农业机械和农业灌溉所产生的 CO<sub>2</sub> 及焚烧农业秸秆排放的 CO<sub>2</sub>、反刍动物和动物粪便释放的 CH<sub>4</sub>、化肥施用以及土壤释放的 N<sub>2</sub>O 和稻田释放的 CH<sub>4</sub>。

唐红侠等<sup>[9]</sup>认为, 稻田释放的 CH<sub>4</sub> 是农业源 CH<sub>4</sub> 排放的主要部分, 对全球大气的 CH<sub>4</sub> 增加也有着举足轻重的作用。

已有文献从不同角度测算了农业源温室气体的排放量, 而对影响农业源温室气体排放量的影响因素没有进行深入分析。正是基于此, 本文系统测算了 1993—2011 年中国农业源温室气体的排放量, 并进一步分析了影响中国农业源温室气体排放的因素。

## 1 农业温室气体排放量测算方法

### 1.1 计算方法

农业源温室气体排放主要包括水稻种植的 CH<sub>4</sub> 排放、施肥所造成的 N<sub>2</sub>O 排放、反刍动物的 CH<sub>4</sub> 排放和畜禽废弃物管理过程产生的 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放<sup>[10]</sup>, 农田土壤也是温室气体排放的重要源头, 大气中每年有 5%~20% 的 CO<sub>2</sub>、15%~30% 的 CH<sub>4</sub> 和 80%~90% 的 N<sub>2</sub>O 源自于土壤<sup>[11]</sup>。本文采用胡向东等<sup>[12]</sup>、邢光熹等<sup>[13]</sup>和闵继胜等<sup>[6]</sup>的测算公式, 分别测算了我国稻田的 CH<sub>4</sub> 排放, 化肥和土壤引起的 N<sub>2</sub>O 排放, 农田土壤、化肥、农药、农业机械和农业灌溉所产生的 CO<sub>2</sub> 排放, 以及畜牧业的 CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O 排放量。

$$\text{CH}_{4\text{rice}} = \sum_{i=1}^n S_i \times \alpha_i \quad (1)$$

式中: CH<sub>4rice</sub> 为稻田的 CH<sub>4</sub> 排放量(kg), S<sub>i</sub> 为第 i 地区水稻的种植面积(hm<sup>2</sup>), α<sub>i</sub> 为稻田单位面积的 CH<sub>4</sub> 排放量(kg·hm<sup>-2</sup>)。

$$\text{N}_2\text{O}_{\text{crop}} = \sum_{i=1, j=1}^n (S_i \times \beta_i + N_j \times \chi_j) \quad (2)$$

式中: N<sub>2</sub>O<sub>crop</sub> 为种植业的 N<sub>2</sub>O 排放量(kg), S<sub>i</sub> 为第 i 种农作物的播种面积(hm<sup>2</sup>), β<sub>i</sub> 为第 i 种农作物的本底 N<sub>2</sub>O 排放系数(kg·hm<sup>-2</sup>), N<sub>j</sub> 为第 j 种肥料的施用量(kg), χ<sub>j</sub> 为 j 种肥料的 N<sub>2</sub>O 排放系数(kg·kg<sup>-1</sup>)。

$$\text{CO}_{2\text{crop}} = \sum_{i=1}^n R_i \times \delta_i \quad (3)$$

式中: CO<sub>2crop</sub> 为种植业的 CO<sub>2</sub> 排放量(kg), R<sub>i</sub> 为第 i 种碳源量(kg·m<sup>-2</sup>), δ<sub>i</sub> 为第 i 种碳源 CO<sub>2</sub> 排放系数(kg·kg<sup>-1</sup>、kg·m<sup>-2</sup>、kg·hm<sup>-2</sup>)。

$$\text{CH}_{4\text{livestock}} = \sum_{i=1}^n T_i \times \phi_i \quad (4)$$

式中: CH<sub>4livestock</sub> 为畜禽业 CH<sub>4</sub> 排放量(kg), T<sub>i</sub> 为第 i 种畜禽的饲养量(head), φ<sub>i</sub> 为 i 种畜禽的 CH<sub>4</sub> 排放系数(kg·head<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>)。

$$\text{N}_2\text{O}_{\text{livestock}} = \sum_{i=1}^n T_i \times \varphi_i \quad (5)$$

式中:  $N_2O_{\text{livestock}}$  为畜禽业的  $N_2O$  排放量(kg),  $T_i$  为第  $i$  种畜禽的饲养量(head),  $\varphi_i$  为  $i$  种畜禽的  $N_2O$  排放系数( $kg \cdot head^{-1} \cdot a^{-1}$ )。

## 1.2 温室气体排放系数的确定

### 1.2.1 稻田 $CH_4$ 排放系数

$CH_4$  的来源主要是厌氧环境下的生物作用, 因此产生  $CH_4$  的土壤主要是各类较浅水体、沼泽等湿地及水稻田, 旱田土壤的好气性, 使得  $CH_4$  通过生物作用而被氧化, 因此旱田生态系统是  $CH_4$  的重要的汇, 本文在研究种植业  $CH_4$  排放时只考虑水稻田的  $CH_4$  排放情况。但是我国地域广阔, 从炎热的热带气候到寒冷的寒温带气候, 从湿润的海洋性气候到干旱的沙漠气候, 各地区的农业区位因素差异很大, 因此, 稻田的  $CH_4$  排放系数也差异很大。王明星等<sup>[14]</sup>根据《中国农业统计资料》对我国的北方地区和西南地区(西藏)的单季稻的单位面积  $CH_4$  排放系数进行了计算, 且该系数是基于相关模型, 以天气、施肥和土壤有关的参数作为输入变量得到的输出结果, 因此这一结果已经包含了天气、施肥和土壤情况对水稻田的  $CH_4$  排放量的影响, 在本文就不再单独考虑这些因素对水稻  $CH_4$  排放的影响。本文根据 IPCC<sup>[15]</sup>从水稻的生长周期视角按着 85 d、100 d 和 105 d 把水稻分为早稻、晚稻和中季稻。这里的中季稻主要包括单季晚稻、冬水田等, 在后文统一为中稻<sup>[6]</sup>。表 1 为我国各区域稻田的  $CH_4$  排放系数。

### 1.2.2 稻田 $N_2O$ 排放系数

全球农业土壤和热带土壤已经成为大气中  $N_2O$  的主要来源之一, 占到 70%~90%<sup>[16]</sup>, 氮肥的过度使用是  $N_2O$  排放增加的重要原因之一<sup>[17]</sup>。王智平<sup>[18]</sup>研究了我国水稻和旱地作物的农田本底  $N_2O$  排放系数以及肥料氮肥和复合肥  $N_2O$  排放系数, 结果确定旱地  $N_2O$  平均排放通量为  $0.95 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 区间为  $0.2 \sim 2.0 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 水田平均排放通量为  $0.24 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 区间为  $0.07 \sim 0.38 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。邢光熹等<sup>[13]</sup>采用田间测算和 IPCC 第 2 阶段的算法计算得出 1995 年中国农田  $N_2O$  排放量达到 398 Gg 和 336 Gg, 发现水田

表 1 我国不同地区稻田  $CH_4$  排放系数

Table 1 Emission coefficients of methane of paddy fields in different regions of China  $kg \cdot hm^{-2}$

区域 Region	早稻 Early rice	晚稻 Later rice	中稻 Single cropping rice
西南地区 Southwest China	37.4	143.0	146.5
东南地区 Southeast China	135.4	381.2	519.0
西北地区 Northwest China	—	—	88.1
东北地区 Northeast China	—	—	80.2
华北地区 North China	—	—	116.3
中部地区 Central China	—	—	299.3

西南地区为贵州和云南, 西藏因为特殊的地理特征归到西北; 西北为新疆、宁夏、青海、陕西和西藏; 东北为东北三省和内蒙; 华北为北京、天津、河北和山西; 中部为山东和河南; 其余省市为东南地区, 重庆的数据并入四川。Southwest China includes Guizhou and Yunnan. Tibet is classified into northwest China as its special geographical features; Northwest China includes Xinjiang, Ningxia, Qinghai, Shanxi and Tibet; Northeast China includes 3 northeastern provinces and Inner Mongolia; North China includes Beijing, Tianjin, Hebei and Shanxi; Central China includes Shandong and Henan; all the rest are classified into Southeast China, Chongqing is classified into Sichuan.

是我国农田  $N_2O$  重要排放源, 占中国农田  $N_2O$  总排放量的 22%, 并计算了我国不同区域稻田的  $N_2O$  排放系数。本文采用邢光熹等<sup>[13]</sup>的数据, 早稻、晚稻和中稻的  $N_2O$  排放系数( $\beta_i$ )分别为  $1.63 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、 $3.98 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$  和  $4.59 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。张强等<sup>[19]</sup>运用修正的 IPCC 2006 方法计算了我国农田  $N_2O$  排放量, 结果发现化学氮肥对我国农田  $N_2O$  排放量的贡献率达到 77.64%, 他们结合 Mata 分析, 得出我国水田的  $N_2O$  排放因子为 0.54%。

### 1.2.3 其他作物 $N_2O$ 排放系数

截至目前, 国内学者和专家通过大量的试验和实践调查, 测算出了我国农作物主要品种的  $N_2O$  排放系数。闵继胜等<sup>[6]</sup>综合了王智平<sup>[18]</sup>、于可伟等<sup>[20]</sup>、苏维翰等<sup>[21]</sup>、黄国宏等<sup>[22]</sup>、邱炜红等<sup>[23]</sup>的研究结论, 得出我国种植业不同品种农作物的  $N_2O$  平均排放系数, 在此选取其春小麦、冬小麦、大豆、玉米、蔬菜、棉花和其他旱作物的本地排放系数和肥料排放系数。棉花的氮肥排放系数来自于徐华等<sup>[24]</sup>的研究结果(表 2)。

表 2 我国不同农作物的  $N_2O$  排放系数

Table 2 Emission coefficients of nitrous oxide ( $N_2O$ ) of different crops in China

$N_2O$ 排放系数 Emission coefficient of $N_2O$	春小麦 Spring wheat	冬小麦 Winter wheat	大豆 Soybean	玉米 Corn	蔬菜 Vegetables	棉花 Cotton	其他旱地作物 Other dryland crops
作物本底 $N_2O$ 排放系数 Emission coefficient of crop cultivation ( $kg \cdot hm^{-2}$ )	0.40	1.75	2.29	2.532	4.944	0.95	0.95
氮肥排放系数 Emission coefficient of nitrogen fertilizer ( $kg \cdot kg^{-1}$ )	0.15	1.10	6.605	0.83	0.83	0.13	0.3
复合肥排放系数 Emission coefficient of compound fertilizer ( $kg \cdot kg^{-1}$ )	0.11	0.11	0.11	0.11	0.11	0.11	0.11

### 1.2.4 种植业各类碳源的排放系数

种植业温室气体排放主要包括农田土壤呼吸和农业生产资料的使用造成的 CO<sub>2</sub> 排放<sup>[25]</sup>。土壤的呼吸速率受到土壤的温度、湿度、作物类型和土壤有机质含量等因素的影响, 全国各区域农田土壤的呼吸速率存在时间和空间尺度上的差异化, 从时间上看夏季高、冬季低; 空间上呈现从高纬度向低纬度递增的趋势<sup>[26]</sup>。江国福等<sup>[27]</sup>通过东北区、华北区、西北区、西南区和华南区五大典型农业区 101 个野外观测点的相关数据, 进而根据测得的各个农业区的年均土壤呼吸速率和该区的农田面积, 计算全国的农田土

表 3 各类农业生产资料的碳排放系数

Table 3 Carbon emission coefficients of different agricultural production materials

化肥 Chemical fertilizers (kg·kg <sup>-1</sup> )	农药 Pesticides (kg·kg <sup>-1</sup> )	农膜 Plastic film (kg·kg <sup>-1</sup> )	农用柴油 Agricultural diesel oil (kg·kg <sup>-1</sup> )	农业灌溉 Agricultural irrigation (kg·hm <sup>-2</sup> )
3.2839	18.0917	18.9933	2.1732	75.0787

化肥排放系数来自 West 等<sup>[28]</sup>, 农药排放系数来自美国橡树岭实验室, 农膜排放系数来自南京农业大学农业资源与生态环境研究所, 农用柴油排放系数来自于 IPCC, 农业灌溉排放系数来自 Dubey 等<sup>[29]</sup>和李俊杰<sup>[7]</sup>。CO<sub>2</sub> 排放系数=碳排放系数×44/12。Emission coefficients of chemical fertilizers, pesticides, plastic film, diesel oil and agricultural irrigation are respectively from West, et al<sup>[28]</sup>, Oak Ridge Laboratory, Institute of Agricultural Resources and Ecology and Environment of Nanjing Agricultural University, IPCC, and Dubey, et al<sup>[29]</sup> and Li<sup>[7]</sup>. CO<sub>2</sub> emission coefficient = carbon emission coefficient × 44 / 12.

表 4 不同畜禽温室气体排放系数

Table 4 Emissions coefficient of greenhouse gases of various livestock and poultry kg·head<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>

气体 Gas	来源 Source	牛 Cattle	骡 Mule	马 Horse	骆驼 Camel	驴 Donkey	生猪 Pig	羊 Sheep	家禽 Poultry
CH <sub>4</sub>	肠道发酵 Enteric fermentation	59.7	10	18	46	10	1	5	—
	粪便发酵 Manure fermentation	8.75	0.9	1.64	1.92	0.9	3.5	0.16	0.02
	总计 Total	68.45	10.9	19.64	47.92	10.9	4.5	5.16	0.02
N <sub>2</sub> O	粪便排放 Fecal emissions	1.183	1.39	1.39	1.39	1.39	0.53	0.33	0.02

牛的排放系数为奶牛、水牛和黄牛排放系数的平均值; 羊的排放系数为山羊和绵羊排放系数的平均值; 家禽的排放系数为鸡、鹅、鸭和火鸡排放系数的平均值。Emissions coefficient of cattle is the average of emission coefficients of cows, buffalos and cattles; that of sheep is the average of goats and sheep; that of poultry is the average of chickens, geese, ducks and turkeys.

### 1.3 数据来源

本文计算的时间范围为 1993—2011 年, 主要依据《中国统计年鉴》、《中国农业年鉴》、《中国畜牧业年鉴》、《中国农业统计资料》和《新中国农业 60 年统计资料》中有关农业生产的数据。

## 2 测算结果及影响因素分析

### 2.1 温室气体排放量测算

#### 2.1.1 稻田 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放量

从表 5 可以看出, 1993—2011 年我国稻田的 CH<sub>4</sub> 排放量总体呈现下降趋势, 期间具有一定的波动

壤呼吸的加权平均值, 结果为 0.683 kg(C)·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>, 即 2.504 kg(CO<sub>2</sub>)·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>。农业生产资料的使用造成了农业生产的 CO<sub>2</sub> 排放, 其主要为化肥、农药、农膜、农用柴油和农业灌溉, 其中化肥、农药、农膜的碳排放主要是在其生产过程中对化石能源的消耗以及在农业生产活动中所形成的直接或是间接的碳排放, 农业柴油主要是在农耕、收割等过程中农机具所消耗的柴油造成的碳排放, 农业灌溉是农用水泵等对电能的消耗, 其碳排放系数见表 3。

### 1.2.5 不同畜禽品种温室气体排放系数

畜牧业温室气体的排放主要源自于肠胃发酵和畜禽粪便发酵形成的 CH<sub>4</sub> 排放、动物粪便造成的 N<sub>2</sub>O 排放和动物饲养过程中对化石能源等的消耗造成的 CO<sub>2</sub> 排放<sup>[30]</sup>。鉴于畜牧业生产过程中化石能源消耗相关数据的缺乏, 本文主要测算了畜牧业生产过程中的 CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O 排放。IPCC<sup>[31]</sup>给出了不同畜禽的 CH<sub>4</sub> 排放系数, 胡向东等<sup>[12]</sup>采用 IPCC 和 FAO 最新的畜禽温室气体排放系数和相关计算方法, 结合中国畜牧业发展的实际, 分别计算了我国主要畜禽品种的 CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O 排放系数, 并估算了我国 2000—2007 年及 2007 年各省区的畜禽温室气体排放量, 具有重要的参考价值, 本文的畜禽温室气体排放系数借鉴于此(表 4)。

性。1993—1999 年虽有所上升但是随后逐渐下降, 由 1999 年的 1 000.73 万 t 降到 2011 年的 968.55 万 t。从作物来看, 我国水稻的 CH<sub>4</sub> 排放量主要集中在中稻, 且其排放总量呈不断增加趋势, 由 1993 年的 466.10 万 t 增加到 2011 年的 651.64 万 t, 早稻和晚稻的 CH<sub>4</sub> 排放量逐年减少。

出现上述变化的原因在于我国水稻播种面积波动下降, 根据《中国农业统计资料》资料显示, 我国水稻播种面积由 1993 年的 3 035.54 万 hm<sup>2</sup> 减少到 2007 年的 2 891.88 万 hm<sup>2</sup>, 此后虽有所增加但增幅较小, 早稻播种面积由 1993 年的 799.91 万 hm<sup>2</sup> 减少

表 5 1993—2011 年中国种植业 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 的排放量  
Table 5 CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions of crop production in China from 1993 to 2011 ×10<sup>4</sup> t

年份 Year	CH <sub>4</sub>				N <sub>2</sub> O			
	早稻 Early rice	中稻 Single cropping rice	晚稻 Later rice	总计 Total	本底 Background	化肥 Chemical fertilizer	稻田 Paddy fields	总计 Total
1993	107.76	466.10	386.88	960.74	20.73	20.17	10.94	51.85
1994	107.86	481.62	368.92	958.40	21.15	20.44	10.89	52.48
1995	110.51	474.26	383.78	968.55	21.60	20.99	11.07	53.65
1996	111.64	542.83	343.71	998.17	22.37	21.71	11.41	55.49
1997	109.97	556.33	340.05	1 006.35	22.85	22.78	11.62	57.25
1998	105.21	565.36	320.77	991.34	23.76	23.50	11.50	58.76
1999	102.07	579.13	319.53	1 000.73	24.23	22.51	11.60	58.35
2000	91.74	586.30	287.41	965.45	24.76	23.11	11.27	59.15
2001	85.89	576.11	268.41	930.41	25.69	23.52	10.90	60.11
2002	78.92	595.81	249.65	924.39	25.67	22.65	10.81	59.13
2003	75.12	576.14	229.58	880.84	25.75	23.00	10.14	58.90
2004	79.96	616.03	242.15	938.14	25.72	24.15	10.88	60.75
2005	81.02	620.89	249.14	951.06	26.16	24.41	11.06	61.62
2006	79.33	633.87	236.32	949.53	25.77	25.16	11.16	62.09
2007	77.25	637.36	229.83	944.44	26.26	25.11	11.21	62.58
2008	76.74	644.16	232.43	953.33	26.83	25.40	11.36	63.60
2009	78.92	644.80	236.96	960.74	27.45	25.80	11.50	64.75
2010	77.80	647.85	236.57	958.40	28.01	25.51	11.62	65.13
2011	77.50	651.64	235.86	968.55	28.49	25.30	11.72	65.50

到 2011 年的 574.95 万 hm<sup>2</sup>, 晚稻由 1993 年的 1 021.24 万 hm<sup>2</sup> 减少到 2011 年的 620.70 万 hm<sup>2</sup>。然而同期的 N<sub>2</sub>O 排放量在不断增加, 由 1993 年的 51.85 万 t 增加到 2011 年的 65.50 万 t, 这主要是随着我国城市化的不断推进耕地资源不断减少, 为保持粮食产量的稳定增长, 化肥、农药等农用物资投入增加, 造成直接或间接的 N<sub>2</sub>O 排放量的增长; 同时我国种植业结构不断变化, 蔬菜、果树等经济作物的种植面积不断挤占粮食作物种植面积, 而蔬菜等经济作物的化肥、农药施用量明显高于粮食生产, 最终使得 N<sub>2</sub>O 排放量不断增加。

### 2.1.2 种植业 CO<sub>2</sub> 排放量

农田土壤呼吸造成的 CO<sub>2</sub> 排放量由 1993 年的 238 130.40 万 t 波动增加到 2008 年的 304 786.88 万 t (我国耕地面积的相关数据只更新到 2008 年, 因此只计算到 2008 年的农田土壤呼吸的 CO<sub>2</sub> 排放量)。在表 6 可以看出, 中国种植业的 CO<sub>2</sub> 排放量呈现出明显的增长趋势, 由 1993 年的 15 626.98 万 t 增加到 2011 年的 31 258.10 万 t, 农膜、化肥、农用柴油、农药和农业灌溉源的 CO<sub>2</sub> 排放量都有所增加, 这主要是为了追求较高的农业产出, 增加农业生产资料投入所造成的。从结构来看, 农田土壤呼吸的 CO<sub>2</sub>

排放量是种植业温室气体排放的主体部分。

### 2.1.3 畜禽的温室气体排放量

从表 7 可以看出, 1993—2011 年中国畜禽的 CH<sub>4</sub> 排放量整体呈波动上升趋势, 从 1993 年的 1 026.43 万 t 增加到 2000 年的 1 202.62 万 t, 随后有轻微的下降。这和中国畜禽饲养量的增减有着一定的联系, 根据《中国统计年鉴》, 中国大牲畜由 1993 年的 13 987.5 头增加到 1999 年的 15 028.8 万头, 随后又减少到 2011 年的 11 966.2 万头。与此相对应, 畜禽 N<sub>2</sub>O 排放量从 1993 年的 41.36 万 t 持续增加到 2011 年的 55.01 万 t, 这主要是因为家禽类、生猪、羊等畜禽饲养量的增加。以家禽为例, 据《中国农业统计资料》显示, 中国家禽的年出栏量由 1993 年的 39.78 亿只增加到 2011 年的 113.27 亿只。

## 2.2 农业生产过程中温室气体排放的影响因素分析

### 2.2.1 种植业温室气体排放的影响因素

#### 1) 种植业 CO<sub>2</sub> 排放的影响因素

土壤呼吸 CO<sub>2</sub> 排放与大气温度、土壤温度、地表温度和土壤水分均呈现正相关关系, 土壤 N<sub>2</sub>O 的排放只与土壤水分呈现显著相关, 而施肥效应则掩盖了土壤的温度和水分效应<sup>[32]</sup>。农业生产资料比较繁多, 因此本文选取农业灌溉面积、农药使用量、

表 6 1993—2011 年中国种植业各类碳源的 CO<sub>2</sub> 排放量

Table 6 CO<sub>2</sub> emissions of different carbon sources of crop production in China from 1993 to 2011 ×10<sup>4</sup>t

年份 Years	农膜 Plastic sheeting	化肥 Chemical fertilizer	农用柴油 Agricultural diesel oil	农药 Pesticides	农业灌溉 Agricultural irrigation	总计 Total
1993	1 342.83	10 350.42	2 039.14	1 528.75	365.84	15 626.98
1994	1 684.71	10 895.54	2 100.65	1 771.18	366.08	16 818.15
1995	1 737.89	11 801.23	2 364.04	1 966.57	370.00	18 239.73
1996	2 005.70	12 570.31	2 338.62	2 064.26	378.26	19 357.15
1997	2 207.03	13 072.09	2 671.99	2 161.96	384.69	20 497.75
1998	2 292.50	13 410.33	2 857.15	2 228.90	392.63	21 181.50
1999	2 391.26	13 543.65	2 943.21	2 391.72	399.11	21 668.95
2000	2 535.61	13 616.22	3 053.39	2 315.74	404.08	21 925.04
2001	2 752.13	13 968.91	3 227.90	2 306.69	407.30	22 662.94
2002	2 907.88	14 250.01	3 276.15	2 371.82	408.09	23 213.95
2003	3 023.74	14 487.11	3 421.97	2 397.15	405.53	23 735.50
2004	3 190.88	15 225.98	3 954.20	2 507.51	409.02	25 287.58
2005	3 346.63	15 651.57	4 135.01	2 641.39	413.15	26 187.74
2006	3 504.27	16 181.91	4 178.69	2 780.69	418.57	27 064.13
2007	3 679.01	16 773.33	4 391.67	2 936.28	424.33	28 204.63
2008	3 811.96	17 204.18	4 102.85	3 024.93	439.00	28 582.92
2009	3 950.61	17 747.33	4 259.32	3 091.87	444.93	29 494.06
2010	4 127.25	18 263.88	4 396.67	3 166.05	453.08	30 406.93
2011	4 358.97	18 731.83	4 471.21	3 232.99	463.10	31 258.10

表 7 1993—2011 年中国畜禽 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放量  
Table 7 CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions of livestock and poultry in China from 1993 to 2011 ×10<sup>4</sup>t

年份 Year	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	年份 Year	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O
1993	1 026.43	41.36	2003	1 142.16	51.95
1994	1 100.31	44.09	2004	1 140.82	52.89
1995	1 197.97	47.91	2005	1 134.09	53.79
1996	1 132.52	44.82	2006	1 102.24	52.82
1997	1 111.73	45.48	2007	1 071.83	50.58
1998	1 170.51	48.26	2008	1 085.98	52.64
1999	1 200.01	50.04	2009	1 098.71	54.08
2000	1 202.62	51.73	2010	1 105.64	54.90
2001	1 171.88	51.56	2011	1 091.58	55.01

化肥使用量、农用柴油消耗量和农膜使用量的自然对数作为自变量, 种植业总产值自然对数值作为因变量, 建立多元回归方程。

$$\ln(Y) = \alpha + \beta_1 \ln(X_1) + \beta_2 \ln(X_2) + \beta_3 \ln(X_3) + \beta_4 \ln(X_4) + \beta_5 \ln(X_5) + \varepsilon \quad (6)$$

式中:  $Y$  表示中国种植业总产值(亿元),  $X_1$ 、 $X_2$ 、 $X_3$ 、 $X_4$ 和 $X_5$ 分别表示农业灌溉面积(万 hm<sup>2</sup>)、农药使用量(万 t)、化肥使用量(万 t)、农用柴油消耗量(万 t)和农膜使用量(万 t),  $\alpha$ 为常数,  $\varepsilon$ 为随机误差。

本文的样本数据为《中国统计年鉴》、《中国农

业统计资料》和《中国农业年鉴》(1994—2012)中的中国种植业总产值、灌溉面积、农药使用量、化肥使用量、农用柴油消耗量和农膜使用量的相关数据。通过 SPSS 软件运用普通最小二乘法对初始模型进行估计, 在回归建模过程中由于  $\ln(X_1)$  (农业灌溉面积)、 $\ln(X_4)$  (农用柴油消耗量)和  $\ln(X_5)$  (农膜使用量)在 5%显著水平下对  $\ln(Y)$  (种植业总产值)的影响不显著, 并且存在严重的共线性, 被剔除模型, 建立最终的回归模型, 统计结果显示  $R^2=0.952$ , 线性回归的拟合优度比较好;  $F=159.16$ , 模型的检验达到了显著性水平的要求, 回归方程可靠程度较高。

$$\ln(Y) = -8.418 + 0.862 \ln(X_2) + 1.663 \ln(X_3) \quad (7)$$

最后运用 SPSS 软件对模型进行共线性检验、异方差检验和自相关检验, 计算结果表明模型不存在共线性、异方差和自相关, 通过检验, 是有效的模型, 具有实际利用价值。

回归模型中可以明显看出, 影响我国农业产值的主要是农药和化肥, 其弹性系数分别为 0.862 和 1.663, 即农药、化肥的消耗量每增加一个百分点, 将会使得种植业产值增加 0.862 和 1.663 个百分点。可见, 在种植业中, 化肥的施用量对中国种植业产值的影响最大, 农药次之。由表 3 的排放系数可知, 化肥施用量每增加 1 个百分点就会导致 CO<sub>2</sub> 排放增

加 3.283 9 个百分点, 农药使用量每增加一个百分点就会增加 18.091 7 个百分点, 也就是说种植业产值每增加 1 个百分点就会造成 0.601 3 个百分点的化肥施用量进而造成 1.974 5 个百分点的 CO<sub>2</sub> 排放或是造成 1.160 1 个百分点的农药使用量进而造成 20.988 0 个百分点的 CO<sub>2</sub> 排放。

### 2) 种植业 CH<sub>4</sub> 排放的影响因素

种植业 CH<sub>4</sub> 排放主要是稻田的 CH<sub>4</sub> 排放, 而影响稻田 CH<sub>4</sub> 排放的因素比较复杂。耕作制度和稻田 CH<sub>4</sub> 排放通量具有显著的相关性, 水稻-小麦轮作的稻田 CH<sub>4</sub> 平均排放通量为 5.37 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>, 冬水稻田 CH<sub>4</sub> 平均排放通量为 16.10 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>[33]; 南方稻田的冬季休闲和种植绿肥植物紫云英的耕作模式的 CH<sub>4</sub> 平均排放通量分别是无稻休闲区 CH<sub>4</sub> 平均排放通量的 114.3% 和 420.3% [34]。施肥是稻田 CH<sub>4</sub> 排放的重要因素, 有机肥的施用使稻田土壤有机物增多, 提高了稻田的 CH<sub>4</sub> 排放 [35], 这主要是因为有机肥为稻田 CH<sub>4</sub> 的产生提供丰富的有机质, 而有机肥处理, 例如经过沼气池发酵处理后的沼渣肥能有效减少稻田 CH<sub>4</sub> 排放 [36]。而关于化肥对稻田 CH<sub>4</sub> 排放的影响具有不一致性, 秦晓波等 [37] 认为化肥处理使稻田 CH<sub>4</sub> 排放比不施肥有一定的下降, 早稻和晚稻分别下降 18.4% 和 29.6%; 王明星 [38] 认为施用包括尿素、钾肥和含硫酸根的肥料能促使稻田 CH<sub>4</sub> 的减排。此外, 肥料的种类和不同施用方式对稻田 CH<sub>4</sub> 排放影响的相关研究结果也具有不一致性 [39]。地下水位和稻田 CH<sub>4</sub> 的排放通量具有一定相关性, 早稻高量绿肥低水位处理稻田的 CH<sub>4</sub> 排放速率大于高量绿肥高水位处理稻田, 而晚稻则刚好相反 [40]。不同水稻品种的稻田 CH<sub>4</sub> 排放通量差异化明显, 江苏不同历史时期代表性水稻的 CH<sub>4</sub> 排放通量大体随着品种的演进而减少, 这主要与水稻根的氧化力有关, 且呈现负相关 [41]。任丽新等 [42] 发现根系小、茎叶较轻且产量高的水稻品种 CH<sub>4</sub> 排放通量较小 [42]。

### 3) 种植业 N<sub>2</sub>O 排放的影响因素

农田土壤 N<sub>2</sub>O 排放主要是基于硝化作用和反硝化作用, 而影响硝化与反硝化作用的土壤通气状况、水分状况、地表温度、N 素状况与氮肥施用、土壤有机质含量及成分、土壤质地、耕作与土地利用方式、pH 等环境因素均对 N<sub>2</sub>O 的生成与排放产生重要影响 [43]。影响 N<sub>2</sub>O 生成与排放的因素很多, 对相关的文献报道进行梳理总结, 发现主要的影响因素有土壤温度、水分、质地、pH、有机质含量等环境因素、化肥种类及其施用方式、耕作及土地利用

方式。温度是旱田土壤 N<sub>2</sub>O 日排放通量变化的最关键因素, 除大豆外的作物生长以及休耕时 N<sub>2</sub>O 的排放通量季节变化与土壤温度存在正相关, 而冬春季休耕的农田 N<sub>2</sub>O 排放通量与土壤温度存在弱指数函数关系 [44]。N<sub>2</sub>O 排放是土壤温度、反应底物浓度、O<sub>2</sub> 等相互作用的产物, 土壤温度对 N<sub>2</sub>O 排放的影响格外复杂, 还需要深入的研究 [45]。当土壤水分含量由 20%WFPS(water-filled pore space) 增至 40%WFPS 时, 硝化反应速度增加到最大, 而增加到 60%WFPS 时硝化反应速度则降低 [46]。郑循华等 [47] 对太湖地区稻麦轮作农田的研究发现, 无论是由水稻种植的水田过渡到小麦种植的旱田, 还是反过来, 土壤含水量的临界范围都为 84.5%~85.7%WFPS, 高于该范围上限值, N<sub>2</sub>O 的排放与土壤湿度呈负相关关系, 反之呈现正相关关系。土壤质地可以影响土壤的含水量和通透性, 进而影响土壤的硝化反应和反硝化反应和 N<sub>2</sub>O 的生成和扩散速率 [43]。土壤 pH 对农田系统 N<sub>2</sub>O 的生成与排放影响较为复杂, 当 pH 为 7.0~10.0, N<sub>2</sub>O 排放随着 pH 的下降而增加 [48], 然而不同土壤、不同耕作模式的土壤 pH 对 N<sub>2</sub>O 的排放可能有着不同的影响 [49]。土壤有机质的高含量可以加快土壤的微生物呼吸作用, 进而加速厌氧环境的生成, 促进土壤的反硝化作用。万合锋等 [50] 研究北京市郊温室蔬菜地表明, 菜地施用不同畜禽粪便堆肥产品其 N<sub>2</sub>O 排放系数为 0.18%、0.63% 和 0.74%。肥料施用对土壤 N<sub>2</sub>O 排放的季节模式具有重要影响, 有机肥促进了小麦季的 N<sub>2</sub>O 排放, 在等氮量输入情况下, 牛粪施入土壤对土壤 N<sub>2</sub>O 排放的影响小于猪粪 [32]。氮肥是农田 N<sub>2</sub>O 排放的重要因素, 然而向肥料中添加硝化抑制剂对于合理施肥和农田温室气体减排具有一定的参考价值 [51]。实施保护性耕作制度能够提高表层土壤全氮含量, 免耕相对于翻耕能保持甚至提高土壤全氮含量, 但是相关的试验考虑因素较少, 研究周期较短, 且相关结论存在矛盾, 需要进一步的深入研究 [52]。随着对节水灌溉、稻田水分管理、秸秆还田等相关农业技术的推广和应用, 在此条件下的农田 N<sub>2</sub>O 排放系数还有待进一步研究。

#### 2.2.2 畜禽温室气体排放的影响因素

肠道发酵和粪便管理是畜禽 CH<sub>4</sub> 排放的重要源泉。肠道发酵是动物消化道内的饲料经过微生物发酵, 进而产生 CH<sub>4</sub>, 通过动物的口、鼻或直肠排出体外。其主要受到动物的类型、年龄、体重、采食种类、数量及质量、产出水平、饲养方式等因素影响,

而采食量和饲料质量是最关键的影响因素<sup>[53]</sup>。李玉娥等<sup>[54]</sup>通过对活体重相同猪、牛的猪舍和牛舍日 CH<sub>4</sub> 排放系数进行检测发现, 牛舍是猪舍的 4 倍, 而在不同采食量和饲料结构下, 黄牛、山羊的每日 CH<sub>4</sub> 排放差异化都较为明显, 其中黄牛和山羊都是在自由采食的情况下排放系数达到最大化。郭海宁等<sup>[55]</sup>通过对南京六合发酵床和传统水泥地面猪舍温室气体排放情况研究发现, 发酵床舍内的 CH<sub>4</sub> 排放是传统猪舍的 61.2%, 而其舍内的 CH<sub>4</sub> 平均排放通量是传统猪舍的 63.6%。

粪便管理 CH<sub>4</sub> 排放是畜禽粪便在施入农田之前, 对动物粪便贮存和处理过程中所产生的, 是畜禽粪便在无氧状态下经过发酵分解而形成的。其主要受到动物类型、饲料、粪便管理方式以及气候条件等因素的影响<sup>[53]</sup>。不同动物类型产生的粪尿等排泄物数量有很大差别, 且不同畜禽粪尿的 CH<sub>4</sub> 排放系数也有一定的差异。畜禽喂养不同种类饲料粪便产生潜力差异较为明显, 而饲料能量、消化率和粪便 CH<sub>4</sub> 产生的潜力呈现正相关性<sup>[56]</sup>。牛粪的堆放试验中, 中前期 CH<sub>4</sub> 排放速率较大, 而后期较小并趋于稳定<sup>[56]</sup>。谢军飞等<sup>[57]</sup>通过将 4 种不同堆肥处理方式的蛋鸡肥放入密闭箱式堆肥处理系统, 结果发现在负压通风条件下, CO<sub>2</sub> 排放通量与温度密切相关, 而 CH<sub>4</sub> 排放通量与鸡粪内部的 CO<sub>2</sub> 含量密切相关<sup>[57]</sup>。

畜禽粪便排放的 N<sub>2</sub>O 主要是施入土壤前畜禽粪尿等的贮存和处理所产生的, 是畜禽废弃物在堆肥状态下的硝化和反硝化分解而成的<sup>[53]</sup>。畜禽粪便 N<sub>2</sub>O 的排放系数主要受动物种类、畜禽排泄物的含 N 量和畜禽粪便的管理方式影响。不同动物每天的排泄物以及排泄物的含 N 量差异很大, 如奶牛、山羊和猪每年每头的排泄物含 N 量分别为 60~100 kg、12~20 kg 和 16~20 kg<sup>[58]</sup>。陆日东等<sup>[59]</sup>通过对自然堆放和覆盖玉米秸秆堆放方式下的奶牛粪便在不同时间段的温室气体排放速率进行观察, 发现温室气体排放速率和牛粪温度高度相关, 而玉米秸秆覆盖能减少 N<sub>2</sub>O 排放。

### 3 讨论与结论

通过对 1993—2011 年我国农业温室气体排放量的量化测算, 了解了我国农业温室气体排放的时间序列特征和温室气体结构状况。结合前人研究成果, 本文对温室气体排放的影响因素进行总结。1993—2011 年我国农业 CH<sub>4</sub> 排放量基本保持平稳波动不大, N<sub>2</sub>O 排放量从 1993 年的 93.21 万 t 波动增加到 2011 年的 120.51 万 t, 农业生产资料 CO<sub>2</sub> 排放量由

15 626.98 万 t 增加到 31 258.10 万 t。这些结果低于《中华人民共和国气候变化初始国家信息通报》里的我国农业 CH<sub>4</sub> 排放量的 3 428.7 万 t, 略高于其 N<sub>2</sub>O 排放的 85 万 t<sup>[60]</sup>, 与闵继胜等<sup>[6]</sup>测算的我国农业源温室气体排放量基本一致。与国家的公布数据有差异主要因为测算的范畴不同, 信息公布里面包含了粪便燃烧、秸秆焚烧等的温室气体排放, 而本文并没有涵盖这两个方面。我国区域间农业生产差异很大, 不同的农耕和畜禽养殖的温室气体排放系数可能存在较大差异, 且影响因素可能更加复杂或存在差异, 本文的测算数据还难以体现出区域的差异化, 且影响因素分析缺乏一些实际的试验和案例去检验, 这还有待进一步的探究, 但本文的测算方法和因素分析可为后来的研究提供一些理论方向。

### 参考文献

- [1] 新能源与低碳行动课题组. 低碳经济与农业发展思考[M]. 北京: 中国时代经济出版社, 2011: 11-13  
New Energy and Low Carbon Action Task Force. Low Carbon Economy and Agricultural Development[M]. Beijing: China Economic Times Press, 2011: 11-13
- [2] FAO. Livestock Long Shadow[R]. 2006: 97-110
- [3] Paustian K, Cole V C, Sauerbeck D, et al. CO<sub>2</sub> mitigation by agriculture: An overview[J]. Climatic Change, 1998, 40(1): 135-162
- [4] Goodland R, Anhang J. Livestock and climate change[J]. World Watch, 2009, 22(6): 10-19
- [5] Zhou J B, Jiang M M, Chen G Q. Estimation of methane and nitrous oxide emission from livestock and poultry in China during 1949-2003[J]. Energy Policy, 2007, 35: 3759-3767
- [6] 闵继胜, 胡浩. 中国农业生产温室气体排放量的测算[J]. 中国人口·资源与环境, 2012, 22(7): 21-27  
Min J S, Hu H. Calculation of greenhouse gases emission from agricultural production in China[J]. China Population, Resources and Environment, 2012, 22(7): 21-27
- [7] 李俊杰. 民族地区农地利用碳排放测算及影响因素研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2012, 22(9): 42-47  
Li J J. Research on characteristics and driving factors of agricultural land carbon emission in provinces of minorities in China[J]. China Population, Resources and Environment, 2012, 22(9): 42-47
- [8] Norse D. Low carbon agriculture: Objectives and policy pathways[J]. Environmental Development, 2012, 1(1): 25-39
- [9] 唐红侠, 韩丹, 赵由才, 等. 农林业温室气体减排与控制技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2009  
Tang H X, Han D, Zhao Y C, et al. Agro-Forestry Greenhouse Gas Emissions and Control Technology[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2009
- [10] 董红敏, 李玉娥, 陶秀萍, 等. 中国农业源温室气体排放与减排技术对策[J]. 农业工程学报, 2008, 24(10): 269-272  
Dong H M, Li Y E, Tao X P, et al. China greenhouse gas



- emissions from agricultural activities and its mitigation strategy[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2008, 24(10): 269–272
- [11] 张玉铭, 胡春胜, 张佳宝, 等. 农田土壤主要温室气体(CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O)的源/汇强度及其温室效应研究进展[J]. 中国生态农业学报, 2011, 19(4): 966–975  
Zhang Y M, Hu C S, Zhang J B, et al. Research advances on source/sink intensities and greenhouse effects of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O in agricultural soils[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2011, 19(4): 966–975
- [12] 胡向东, 王济民. 中国畜禽温室气体排放量估算[J]. 农业工程学报, 2010, 26(10): 247–252  
Hu X D, Wang J M. Estimation of livestock greenhouse gases discharge in China[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2010, 26(10): 247–252
- [13] 邢光熹, 颜晓元. 中国农田 N<sub>2</sub>O 排放的分析估算与减缓对策[J]. 农村生态环境, 2000, 16(4): 1–6  
Xing G X, Yan X Y. Analysis and estimation of N<sub>2</sub>O emissions from croplands in China and its mitigation options[J]. Rural Eco-Environment, 2000, 16(4): 1–6
- [14] 王明星, 李晶, 郑循华. 稻田甲烷排放及产生、转化、输送机理[J]. 大气科学, 1998, 22(4): 600–610  
Wang M X, Li J, Zheng X H. Methane emission and mechanisms of methane production, oxidation, transportation in the rice fields[J]. Scientia Atmospherica Sinica, 1998, 22(4): 600–610
- [15] IPCC. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories[R]. Bracknell: IPCC, 1995
- [16] Bouwman A F. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere[M]//Bouwman A. Soils and the Greenhouse Effect. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd., 1990: 61–127
- [17] Mosier A, Kroeze C, Nevison C, et al. Closing the global N<sub>2</sub>O budget: Nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle: OECD/IPCC/IEA phase development of IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory methodology[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 1998, 52(2/3): 225–248
- [18] 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, 13(2): 51–55  
Wang Z P. Estimation of nitrous oxide emission of farmland in China[J]. Rural Eco-Environment, 1997, 13(2): 51–55
- [19] 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  
Zhang Q, Ju X T, Zhang F S. Re-estimation of direct nitrous oxide emission from agricultural soils of China via revised IPCC2006 guideline method[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2010, 18(1): 7–13
- [20] 于可伟, 陈冠雄, 杨思河, 等. 几种旱地农作物在农田 N<sub>2</sub>O 释放中的作用及环境因素的影响[J]. 应用生态学报, 1995, 6(4): 387–391  
Yu K W, Chen G X, Yang S H, et al. Role of several upland crops in N<sub>2</sub>O emission from farmland and its response to environmental factors[J]. Journal of Applied Ecology, 1995, 6(4): 387–391
- [21] 苏维翰, 宋文质, 张桦, 等. 华北典型冬麦区农田氧化亚氮通量[J]. 环境化学, 1992, 11(2): 26–32  
Su W H, Song W Z, Zhang H, et al. Flux of nitrous oxide on typical winter wheat field in northern China[J]. Environmental Chemistry, 1992, 11(2): 26–32
- [22] 黄国宏, 陈冠雄, 吴杰, 等. 东北典型旱地农田 N<sub>2</sub>O 和 CH<sub>4</sub> 排放通量研究[J]. 应用生态学报, 1995, 6(4): 383–386  
Huang G H, Chen G X, Wu J, et al. Study on N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions of northeast typical dry farmland[J]. Journal of Applied Ecology, 1995, 6(4): 383–386
- [23] 邱炜红, 刘金山, 胡承孝, 等. 种植蔬菜地与裸地氧化亚氮排放差异比较研究[J]. 生态环境学报, 2010, 19(12): 2982–2985  
Qiu W H, Liu J S, Hu C X, et al. Comparison of nitrous oxide emission from bare soil and planted vegetable soil[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2010, 19(12): 2982–2985
- [24] 徐华, 邢光熹, 蔡祖聪, 等. 土壤质地对小麦和棉花田 N<sub>2</sub>O 排放的影响[J]. 农业环境保护, 2000, 19(1): 1–3  
Xu H, Xing G X, Cai Z C, et al. Effect of soil texture on N<sub>2</sub>O emissions from winter wheat and cotton fields[J]. Agro-Environmental Protection, 2000, 19(1): 1–3
- [25] 黄坚雄, 陈源泉, 隋鹏, 等. 农田温室气体净排放研究进展[J]. 中国人口·资源与环境, 2011, 21(8): 87–94  
Huang J X, Chen Y Q, Sui P, et al. Research progress of net emissions of farmland greenhouse gases[J]. China Population, Resources and Environment, 2011, 21(8): 87–94
- [26] 展小云, 于贵瑞, 郑泽梅, 等. 中国区域陆地生态系统土壤呼吸碳排放及其空间格局——基于通量观测的地理统计评估[J]. 地理科学进展, 2012, 31(1): 97–108  
Zhan X Y, Yu G R, Zheng Z M, et al. Carbon emission and spatial pattern of soil respiration of terrestrial ecosystems in China: Based on geostatistic estimation of flux measurement[J]. Progress in Geography, 2012, 31(1): 97–108
- [27] 江国福, 刘畅, 李金全, 等. 中国农田土壤呼吸速率及驱动因子[J]. 中国科学: 生命科学, 2014, 44(7): 725–735  
Jiang G F, Liu C, Li J Q, et al. Soil respiration and driving factors of farmland ecosystems in China[J]. Scientia Sinica Vitae, 2014, 44(7): 725–735
- [28] West T O, Marland G. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: Comparing tillage practices in the United States[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2002, 91(1/3): 217–232
- [29] Dubey A, Lal R. Carbon footprint and sustainability of agricultural production systems in Punjab, India, and Ohio, USA[J]. Journal of Crop Improvement, 2009, 23(4): 332–350
- [30] 刘月仙, 刘娟, 吴文良. 北京地区畜禽温室气体排放的时空变化特征[J]. 中国生态农业学报, 2013, 21(7): 891–897  
Liu Y X, Liu J, Wu W L. Spatiotemporal dynamics of greenhouse gases emissions from livestock and poultry in Beijing area during 1978–2009[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2013, 21(7): 891–897
- [31] IPCC. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use[R]. Geneva, Switzerland: IPCC, 2006

- [32] 董玉红, 欧阳竹, 李运生, 等. 肥料施用及环境因子对农田土壤 CO<sub>2</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(5): 913-918  
Dong Y H, Ouyang Z, Li Y S, et al. Influence of fertilization and environmental factors on CO<sub>2</sub> and NO<sub>2</sub> fluxes from agricultural soil[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2005, 24(5): 913-918
- [33] 黄勤, 魏朝富, 谢德体, 等. 不同耕作对稻田甲烷排放通量的影响[J]. 西南农业大学学报, 1996, 18(5): 436-439  
Huang Q, Wei C F, Xie D T, et al. Effects of different tillage systems on methane emission fluxes[J]. Journal of Southwest University, 1996, 18(5): 436-439
- [34] 胡立峰, 李琳, 陈阜, 等. 不同耕作制度对南方稻田甲烷排放的影响[J]. 生态环境, 2006, 15(6): 1216-1219  
Hu L F, Li L, Chen F, et al. Effect of different tillage on methane emissions in paddy field[J]. Ecology and Environment, 2006, 15(6): 1216-1219
- [35] 王明星, 上官行健, 沈壬兴, 等. 华中稻田甲烷排放的施肥效应及施肥策略[J]. 中国农业气象, 1995, 16(2): 1-5  
Wang M X, Shanguan X J, Shen R X, et al. The effect of fertilization on methane emission from rice fields in central China region and methane mitigation strategy[J]. Chinese Journal of Agro-Meteorology, 1995, 16(2): 1-5
- [36] 任万辉, 许黎, 王振会. 中国稻田甲烷产生和排放研究 I. 产生和排放机理及其影响因子[J]. 气象, 2004(6): 3-7  
Ren W H, Xu L, Wang Z H. Research on Chinese paddy methane production and emission. I. Production and emission mechanism and its influencing factors[J]. Meteorological Monthly, 2004(6): 3-7
- [37] 秦晓波, 李玉娥, 刘克樱, 等. 不同施肥处理稻田甲烷和氧化亚氮排放特征[J]. 农业工程学报, 2006, 22(7): 143-148  
Qin X B, Li Y E, Liu K Y, et al. Methane and nitrous oxide emission from paddy field under different fertilization treatments[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2006, 22(7): 143-148
- [38] 王明星. 中国稻田甲烷排放[M]. 北京: 科学出版社, 2001: 85-87  
Wang M X. Chinese Methane Emission[M]. Beijing: Science Press, 2001: 85-87
- [39] 吴家梅, 纪雄辉, 刘勇. 不同施肥处理稻田甲烷排放研究进展[J]. 农业环境与发展, 2010(2): 19-23  
Wu J M, Ji X H, Liu Y. Research progress on methane emission of different fertilizer treatments[J]. Sustainable Development, 2010(2): 19-23
- [40] 荣湘民, 袁正平, 胡瑞芝, 等. 地下水位与有机肥及水分管理对稻田甲烷排放的影响[J]. 湖南农业大学学报: 自然科学版, 2001, 27(5): 346-349  
Rong X M, Yuan Z P, Hu R Z, et al. Effect on the water table with organic fertilizer and water management of methane emission from paddy fields[J]. Journal of Hunan Agricultural University: Natural Sciences, 2001, 27(5): 346-349
- [41] 曹云英, 朱庆森, 郎有忠, 等. 水稻品种及栽培措施对稻田甲烷排放的影响[J]. 江苏农业研究, 2000, 21(3): 22-27  
Cao Y Y, Zhu Q S, Lang Y Z, et al. Effect of rice varieties and cultivation approach on methane emission from paddy rice[J]. Jiangsu Agricultural Research, 2000, 21(3): 22-27
- [42] 任丽新, 王庚辰, 张仁健, 等. 成都平原稻田甲烷排放的实验研究[J]. 大气科学, 2002, 26(6): 731-743  
Ren L X, Wang G C, Zhang R J, et al. Methane emission of paddy field from Chengdu plain[J]. Chinese Journal of Atmospheric Sciences, 2002, 26(6): 731-743
- [43] 张玉铭, 胡春胜, 董文旭, 等. 农田土壤 N<sub>2</sub>O 生成与排放影响因素及 N<sub>2</sub>O 总量估算的研究[J]. 中国生态农业学报, 2004, 12(3): 119-123  
Zhang Y M, Hu C S, Dong W X, et al. The influencing factors of production and emission of N<sub>2</sub>O from agricultural soil and estimation of total N<sub>2</sub>O emission[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2004, 12(3): 119-123
- [44] 徐文彬, 刘维屏, 刘广深. 温度对旱田土壤 N<sub>2</sub>O 排放的影响研究[J]. 土壤学报, 2002, 39(1): 1-8  
Xu W B, Liu W P, Liu G S. Effect of temperature on N<sub>2</sub>O emissions from sub-tropical upland soils[J]. Acta Pedologica Sinica, 2002, 39(1): 1-8
- [45] 彭世彰, 杨士红, 丁加丽, 等. 农田土壤 N<sub>2</sub>O 排放的主要因素及减排措施研究进展[J]. 河海大学学报: 自然科学版, 2009, 37(1): 1-6  
Peng S Z, Yang S H, Ding J L, et al. Key influencing factors and mitigation measures of nitrous oxide emission from agricultural soil[J]. Journal of Hohai University: Natural Sciences, 2009, 37(1): 1-6
- [46] 王改玲, 陈德立, 李勇. 土壤温度、水分和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度对土壤硝化反应速度及 N<sub>2</sub>O 排放的影响[J]. 中国生态农业学报, 2010, 18(1): 1-6  
Wang G L, Chen D L, Li Y. Effect of soil temperature, moisture and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N concentration on nitrification and nitrification-induced N<sub>2</sub>O emission[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2010, 18(1): 1-6
- [47] 郑循华, 王明星, 王跃思, 等. 稻麦轮作生态系统中土壤湿度对 N<sub>2</sub>O 产生与排放的影响[J]. 应用生态学报, 1996, 7(3): 273-279  
Zheng X H, Wang M X, Wang Y S, et al. Impact of soil moisture on N<sub>2</sub>O generation and emissions in rice-wheat rotation ecosystem [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 1996, 7(3): 273-279
- [48] 黄国宏, 陈冠雄. 土壤含水量与 N<sub>2</sub>O 产生途径研究[J]. 应用生态学报, 1999, 10(1): 53-56  
Huang G H, Chen G X. Relationships between soil water content and N<sub>2</sub>O production[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 1999, 10(1): 53-56
- [49] 张素玲. pH 变化对土壤 N<sub>2</sub>O 释放的影响[D]. 扬州: 扬州大学, 2001  
Zhang S L. Impact on soil N<sub>2</sub>O emission of pH change[D]. Yangzhou: Yangzhou University, 2001
- [50] 万合锋, 赵晨阳, 钟佳, 等. 施用畜禽粪便堆肥品的蔬菜地 CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O 和 NH<sub>3</sub> 排放特征[J]. 环境科学, 2014, 35(3): 892-900  
Wan H F, Zhao C Y, Zhong J, et al. Emission of CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O and NH<sub>3</sub> from vegetable field applied with animal manure composts[J]. Environmental Science, 2014, 35(3): 892-900
- [51] 季加敏, 喻瑶, 陆星, 等. 肥料添加剂降低 N<sub>2</sub>O 排放的效果

- 与机理[J]. 植物营养与肥料学报, 2012, 18(6): 1434-1440  
Ji J M, Yu Y, Lu X, et al. Effect and mechanism of reducing N<sub>2</sub>O emissions from fertilizer additive[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2012, 18(6): 1434-1440
- [52] 薛福建, 赵鑫, Shadrack Batsile Dikgwatlhe, 等. 保护性耕作对农田碳、氮效应的影响研究进展[J]. 生态学报, 2013, 33(19): 6006-6013  
Xue F J, Zhao X, Shadrack Batsile Dikgwatlhe, et al. Advances in effects of conservation tillage on soil organic carbon and nitrogen[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(19): 6006-6013
- [53] 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  
Zhou J, Ma Y H, Yang S Y, et al. Research on factors and reduction of greenhouse gas emissions on livestock[J]. Agro-Environment and Development, 2013, 30(4): 78-82
- [54] 李玉娥, 董红敏. 畜禽舍温室气体排放及控制[J]. 农业工程学报, 1999, 15(1): 89-95  
Li Y E, Dong H M. Animal building greenhouse gas emissions and control[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 1999, 15(1): 89-95
- [55] 郭海宁, 李建辉, 马晗, 等. 不同养猪模式的温室气体排放研究[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(12): 2457-2462  
Guo H N, Li J H, Ma H, et al. Emissions of greenhouse gases in different pig model[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2014, 33(12): 2457-2462
- [56] 陆日东, 李玉娥, 石锋, 等. 不同堆放方式对牛粪温室气体排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(3): 1235-1241  
Lu R D, Li Y E, Shi F, et al. Effect of compost on the greenhouse gases emission from dairy manure[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2008, 27(3): 1235-1241
- [57] 谢军飞, 李玉娥, 董红敏, 等. 堆肥处理蛋鸡粪时温室气体排放与影响因子关系[J]. 农业工程学报, 2003, 19(1): 192-195  
Xie J F, Li Y E, Dong H M, et al. Influence of different factors on greenhouse gas emissions in composting of layer-hen manure with closed composting bins[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2003, 19(1): 192-195
- [58] Hogan K B. Arthropogenic Methane Emissions in the United States: Estimate for 1990[R]. Washington D C: USEPA, 1993
- [59] 陆日东, 李玉娥, 万运帆, 等. 堆放奶牛粪便温室气体排放及影响因子研究[J]. 农业工程学报, 2007, 23(8): 198-204  
Lu R D, Li Y E, Wan Y F, et al. Emission of greenhouse gases from stored dairy manure and influence factors[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2007, 23(8): 198-204
- [60] 中国环境与发展国际合作委员会. 中华人民共和国气候变化初始国家信息通报[M]. 北京: 中国计划出版社, 2004: 15-20  
China Council for International Cooperation on Environment and Development. Initial National Communication on Climate Change of The People's Republic of China[M]. Beijing: Chinese Planning Press, 2004: 15-20