

应用修正的 IPCC2006 方法对中国农田 N_2O 排放量重新估算*

张 强 巨晓棠** 张福锁

(中国农业大学资源与环境学院 农业部植物营养学重点实验室 北京 100193)

摘 要 氧化亚氮(N_2O)是一种重要的温室气体,农田土壤是其排放的重要源。本研究通过本地参数修正的 IPCC2006 计算方法,结合统计资料计算中国农田土壤的 N_2O 直接排放量。结果表明:从 1980 年到 2007 年中国农田 N_2O 排放年均增长 7.6%,2007 年 N_2O -N 排放量达到 288.4 Gg。2007 年化学氮肥投入、有机物质投入、作物秸秆投入、有机土排放对农田 N_2O 直接排放的贡献份额分别为 77.64%、15.57%、6.46%和 0.33%。从分布格局看,2007 年农田 N_2O 直接排放总量较大省份主要集中在华北地区和四川盆地,单位耕地面积 N_2O 排放量较高的地区主要集中在华北地区和东南沿海。

关键词 农田土壤 氧化亚氮 排放因子 IPCC2006 计算方法 N_2O 排放分布格局
中图分类号: S14; X501 文献标识码: A 文章编号: 1671-3990(2010)01-0007-07

Re-estimation of direct nitrous oxide emission from agricultural soils of China via revised IPCC2006 guideline method

ZHANG Qiang, JU Xiao-Tang, ZHANG Fu-Suo

(Key Laboratory of Plant Nutrition, Ministry of Agriculture; College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193, China)

Abstract Nitrous oxide is an important greenhouse gas and agricultural soil is a major source of nitrous oxide emission. The aim of this study was to estimate direct nitrous oxide emissions from agricultural soils of China through the IPCC2006 guideline method updated with combined local parameters and statistical data. The results show that average annual growth rate of direct nitrous oxide emission from agricultural soils of China is 7.6% for 1980–2007, releasing 288 400 tons N in 2007. The contributions of chemical nitrogen fertilizer input, organic material input, crop residues input and histosol soils to direct nitrous oxide emission from agricultural soils of China are 77.64%, 15.57%, 6.46% and 0.33% respectively in 2007. From the distribution pattern, provinces of high nitrous oxide emission are mainly concentrated in North China Plain and Sichuan Basin. On the other hand, provinces of high nitrous oxide emission per unit arable land area are mainly in North China Plain and the Southeast coast area.

Key words Agricultural soil, Nitrous oxide, Emission factor, IPCC2006 guideline, Distribution pattern of N_2O emission
(Received April 1, 2009; accepted June 28, 2009)

气候变暖是当今全球性的环境问题,其主要原因是大气中温室气体浓度的不断增加。 N_2O 是一种重要的温室气体,在大气中具有较长的滞留时间并参与大气中许多光化学反应,破坏大气 O_3 层^[1]。其中自然土壤和农业土壤是全球最主要的 N_2O 释放源,其贡献达 58%~72%^[2],而农业土壤中,氮肥施用量

的增加是导致大气中 N_2O 浓度增长的最主要因素^[3]。

中国是一个农业大国,随着人口的迅速增长,为了在有限的土地上生产更多的粮食,导致氮肥的大量施用,从 1949 年的 0.6 万 t 上升到 2005 年的 2 229.3 万 t^[4], N_2O 排放量也随之大幅上升。有资料表明,中国 1994 年 N_2O 排放总量为 85 万 t,其中农

* 国家自然科学基金面上项目(40771098)、国家“十一五”科技支撑计划项目(2006BAD17B05)和公益性行业科研专项(200803030)资助

** 通讯作者: 巨晓棠(1965~),男,博士,教授,主要研究方向为碳氮循环与温室气体减排。E-mail: juxt@cau.edu.cn

张强(1979~),男,博士研究生,主要研究方向为氮素循环及农田 N_2O 排放。E-mail: zhangqiang7910@163.com

收稿日期: 2009-04-01 接受日期: 2009-06-28

业活动占 92.43%, 而农业排放中农田直接排放和间接排放占 79.83%, 其中化学氮肥施用导致的 N_2O 排放占中国农田排放量的 57.8%^[5]。因此, 深入了解农田土壤 N_2O 的排放过程并正确评估和设法减少其排放量具有重要意义。

研究区域农田土壤 N_2O 排放的方法主要有排放通量汇总外推法^[6-9]、IPCC1996 Guidelines 法^[10-15]、经验公式法^[16-19]和机理模型计算法^[20-27]。排放通量汇总外推主要是通过某区域田间试验得到的排放通量结合其轮作制度及耕地面积进行简单外推; IPCC 法主要是农田各种氮源投入汇总并结合氮排放因子来计算; 经验公式法主要是把农田 N_2O 排放和影响因素建立经验公式来进行估算; 机理模型计算则是通过建立基于排放过程的机理模型结合配套的参数数据库进行计算。对于中国而言, 排放通量汇总外推过于粗糙; 而现在国内的经验公式仅是单个点的总结或是仅依据排放量和某几个影响因素建立的经验公式, 容易片面扩大某个影响因素的作用, 在推算全国尺度上还存在一定的偏差; 机理模型虽然基于 N_2O 排放过程, 但其复杂的模型结构和输入参数给应用带来了困难, 另外这类模型仍有待进一步利用本地观测数据进行验证。IPCC 计算方法虽然不能反映一些影响因素而导致的农田 N_2O 排放差异, 但其计算参数容易收集, 并且是现在全球国家尺度上计算 N_2O 排放清单的通用方法, 和其他国家的结果也容易进行对比。本研究采用 IPCC 最新公布的 IPCC2006 Guidelines 计算方法, 利用本课题组总结的中国农田 N_2O 的排放因子以及修正计算方法中的其他参数估算中国农田的 N_2O 直接排放量, 并对其历史变化及各部分贡献进行分析。

1 材料与方法

1.1 基础数据

全国及各省畜禽养殖数量来源于中国农业出版社的《中国畜牧业年鉴》^[28], 全国及各省肥料施用量、作物产量、人口数量等来源于中国农业统计资料及中国统计年鉴(以上数据截止时间均为 2007 年底)^[4]。 N_2O 排放因子数据来源于本课题组建立的农田 N_2O 排放以及影响因子数据库(主要包括排放量以及与土壤状况相关的因子、与农田管理状况相关的因子、与测量状况相关的因子等^[29]), 数据库主要通过国内外关于中国农田生态系统 N_2O 排放文献和其他相关资料的搜集整理得到, 其中排放因子计算公式为:

$$\text{排放因子} = (\text{施肥处理 } N_2O \text{ 排放量} - \text{空白处理 } N_2O \text{ 排放量}) / \text{施氮量} \quad (1)$$

1.2 计算方法

1.2.1 IPCC2006 农田 N_2O 直接排放计算方法^[30]

IPCC2006 农田 N_2O 直接排放计算公式为:

$$N_2O_{\text{Direct}} - N = N_2O - N_{N \text{ inputs}} + N_2O - N_{OS} + N_2O - N_{PRP} \quad (2)$$

式中, $N_2O_{\text{Direct}} - N$ 为土壤中 $N_2O - N$ 年排放量, $N_2O - N_{N \text{ inputs}}$ 为土壤中施氮造成的 $N_2O - N$ 年排放量, $N_2O - N_{OS}$ 为有机土中 $N_2O - N$ 年排放量, $N_2O - N_{PRP}$ 为草地土壤因为粪尿投入而产生的 $N_2O - N$ 年排放量, 其单位均为 $\text{kg}(N_2O - N) \cdot a^{-1}$ 。

因本研究仅考虑农田土壤, 故 $N_2O - N_{PRP}$ 不考虑在内。有机土在中国仅有 $5 \times 10^6 \text{ hm}^2$ 左右, 且主要分布在东北和西南的偏远地区, 不适于农业生产活动。1990 年中国有机土的种植区域仅 $1.9 \times 10^4 \text{ hm}^2$, 种植区域有机土的 $N_2O - N$ 排放为 0.95 Gg ^[10], 1990 年后基本保持不变, 故此处把 1990 年的数据作为 $N_2O - N_{OS}$ 排放的默认值。

1.2.2 $N_2O - N_{N \text{ inputs}}$ 计算方法及参数修正

IPCC2006 计算方法中不再考虑固氮作用对农田 N_2O 直接排放的影响, 故 $N_2O - N_{N \text{ inputs}}$ 采用以下公式计算:

$$N_2O - N_{N \text{ inputs}} = [(F_{SN} + F_{ON} + F_{CR}) \times EF_1] + [(F_{SN} + F_{ON} + F_{CR}) \times EF_{1FR}] \quad (3)$$

式中, F_{SN} 为化肥 N 的投入量, F_{ON} 为有机物质 N 的投入量, F_{CR} 为作物秸秆 N 的投入量, EF_1 为旱地排放因子, EF_{1FR} 为水田排放因子。其中:

$$F_{SN} = \text{化学氮肥 N} \times (1 - \text{FRACGASF}) \quad (4)$$

式中, 复合肥含氮量按 $300 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 计算, FRACGASF 为化学氮肥施入土壤中以 NH_3 和 NO_x 挥发的比例, 这里采用默认值 $0.1 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$

$$F_{ON} = \text{粪尿 N} + \text{饼肥 N} + \text{绿肥 N} \quad (5)$$

$$\begin{aligned} \text{粪尿 N} = & \sum_i \text{人或动物种类}(i) \times \text{排泄系数}(i) \times \\ & \text{排泄物含 N 量}(i) \times \text{收集还田比例}(i) \end{aligned} \quad (6)$$

$$\begin{aligned} \text{饼肥 N} = & \sum_i \text{做饼肥作物产量}(i) \times \text{出饼率}(i) \times \\ & \text{饼肥含 N 量}(i) \end{aligned} \quad (7)$$

$$\text{绿肥 N} = \text{绿肥产量} \times \text{含 N 量} \quad (8)$$

其中人粪尿的计算按照农村人口计算, 人口数量和成人人口数量的折算比率为 $0.85^{[31-32]}$ 。

$$\begin{aligned} F_{CR} = & \sum_i \text{作物产量}(i) \times \text{秸秆籽粒比}(i) \times \text{秸秆含 N 量}(i) \times \\ & \text{还田比例}(i) \end{aligned} \quad (9)$$

EF 排放因子及其他参数的采用: IPCC2006 N_2O 排放因子默认值水田为 0.3%, 旱地为 1%, 本研究通过建立中国 N_2O 排放数据库, 用 Meta analysis 汇总

N₂O 排放因子, 用原始数据求算术评价值得出中国水田和旱地 N₂O 排放因子分别为 0.54%和 1.49%(表 1)。但从排放因子的频数分布状况看(图 1), 排放因子整体上不符合正态分布, 故所求算术平均值不符合实际情况。原始数据经对数转换、平方根转换后仍然不服从正态分布, 本研究经尝试多种数据处理方法后, 采用立方根转换后进行正态化处理。所谓正态化处理, 即是把在原始尺度上呈偏态(正偏或负偏)的频数分布转变成机率尺度(组段), 使原来的偏态分布在转换后的尺度上呈现正态^[33-35]。经过正态化处理后, 从机率尺度和正态化频数(原始频数/组距)分布图(图 2)看, 数据呈正态分布。求得正态化处理后的平均值和标准差后, 再换算回排放因子, 得出水田和旱地排放因子分别为 0.41%和 1.05%(表 1), 以此来替代 IPCC2006 默认值。文中用到的其他参数

见表 2~表 4。每个参数在不同文献报道中差异很大, 为保证所得参数更可靠, 本研究采用权威参数值选取和取大量参数值的平均值相结合的方法确定。比如每个畜禽粪便排放系数是多个数据的平均值, 不同作物的籽粒秸秆比报道参数亦相差很大, 本研究采用农业部通过大量调查后编写的《中国有机肥料资源》和《有机肥料养分志》中的权威数据。

2 结果与分析

2.1 中国农田 N₂O 排放状况及各部分贡献

从 1980 年到 2007 年中国农田 N₂O 排放呈迅速增长趋势(图 3), N₂O-N 排放量从 1980 年的 94.2 Gg 增加到 2007 年的 288.4 Gg, 年平均增长 7.6%。其中, 排放总量的迅速增长主要随着旱地排放量的快速增长而变化, 水田排放量对其影响较小。水田 N₂O 排

表 1 中国水田和旱地 N₂O 排放因子(汇总分析)
Tab. 1 Summary of nitrous oxide emission factor of paddy field and upland in China (Meta analysis) %

农田类型 Arable land type	样本数 Sample	计算方法 Method	平均值 Mean	标准差 Stand deviation
水田 Paddy field	195	原始值计算 Original data	0.54	0.53
		正态化处理 Normalization after cube root conversion	0.41	0.04
旱地 Upland	261	原始值计算 Original data	1.49	1.23
		正态化处理 Normalization after cube root conversion	1.05	0.02

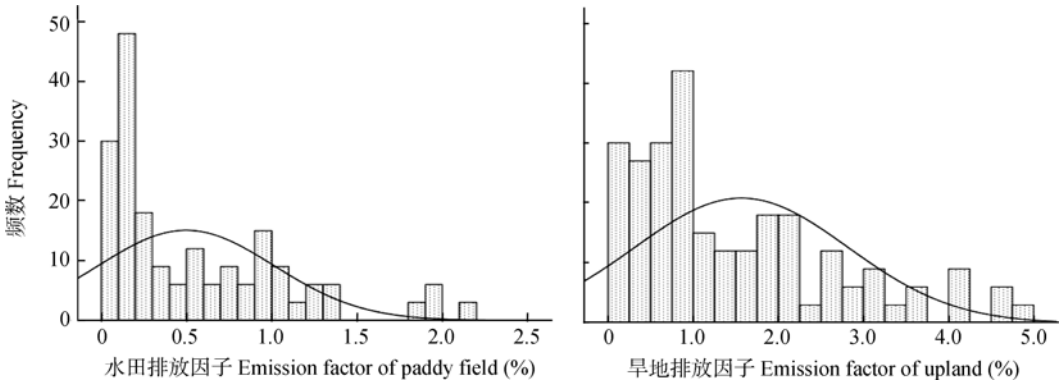


图 1 中国水田和旱地 N₂O 排放因子分布状况
Fig. 1 Distribution of nitrous oxide emission factor of paddy field and upland in China

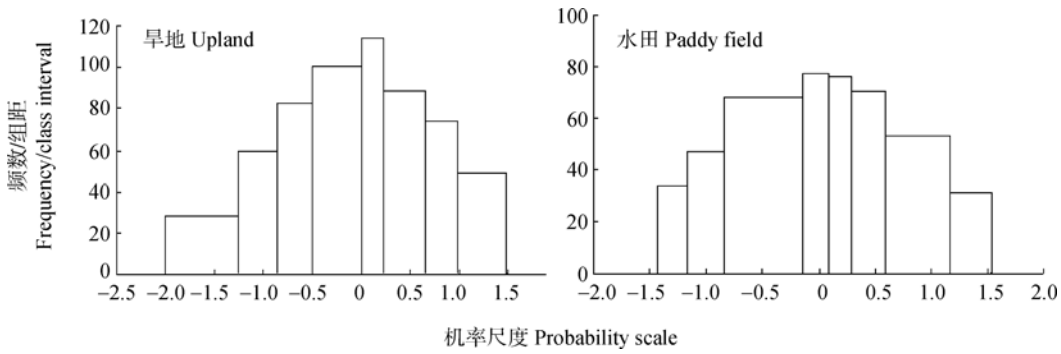


图 2 排放因子正态化过程的频数分布状况
Fig. 2 Distribution of frequency of emission factor after normalized conversion

表 2 人或畜禽粪便排泄量及其含氮量和还田比例

Tab. 2 Human or animal excreta amount and its nitrogen content (fresh sample) and percent of returned to soil in China

种类 Category	粪便排泄量 Excreta amount	总氮含量 Nitrogen content (g · kg ⁻¹)	排泄物还田比例 Returned to soil of excreta (%)
猪 Pig	5.3 kg · d ⁻¹	2.38	65
役用牛 Labor cow	10.1 t · a ⁻¹	3.51	30
肉牛 Beef cow	7.7 t · a ⁻¹	3.51	30
奶牛 Milk cow	19.4 t · a ⁻¹	3.51	30
马 Horse	5.9 t · a ⁻¹	3.78	44
驴、骡 Donkey and mule	5.0 t · a ⁻¹	3.78	44
羊 Sheep	0.87 t · a ⁻¹	10.14	33
肉鸡 Meat chicken	0.10 kg · d ⁻¹	10.32	45
蛋鸡 Layer chicken	53.3 kg · a ⁻¹	10.32	45
鸭、鹅 Duck and goose	39.0 kg · a ⁻¹	6.25	45
兔 Rabbit	41.4 kg · a ⁻¹	8.74	45
人 Human	107 kg · a ⁻¹	6.43	33

数据来源于文献[32, 36–40] Data source is reference [32, 36–40].

表 3 饼肥出饼率及饼肥、绿肥含氮量

Tab. 3 Ratio of crop seed or straw converting to cake fertilizer and nitrogen content in cake fertilizer and green manure

种类 Category	出饼率 Ratio of crop seed or straw converting to cake fertilizer (%)	含氮量 Nitrogen content (g · kg ⁻¹)
菜籽饼 Rape cake	0.55	53.5
棉籽饼 Cottonseed cake	0.80	42.9
大豆饼 Soybean cake	0.85	66.8
花生饼 Peanut cake	0.50	69.2
芝麻饼 Sesame cake	0.50	50.8
葵花籽饼 Sunflower seeds cake	0.70	47.6
胡麻饼 Flax cake	0.70	56.0
绿肥 Green manure	/	4.0

数据来源于文献[41–42] Data source is reference [41–42].

表 4 主要作物秸秆籽粒比及秸秆氮养分含量及其利用状况

Tab. 4 Straw/seed ratio and N content in straw of main crop and its utilization status in China

种类 Category	秸秆/籽粒 Straw/ seed	秸秆氮含量 N content of straw (g · kg ⁻¹)	还田比例 Returned to soil of straw (%)
水稻 Rice	0.9	9.1	30
小麦 Wheat	1.1	6.5	45
玉米 Maize	1.2	9.2	20
粟 Millet	1.0	8.2	0
高粱 Sorghum	2.0	12.5	0
其他谷物 Other corn	1.0	6.8	45
豆类 Bean	1.0	21.0	80
薯类 Potato	0.5	25.1	0
棉花 Cotton	3.0	12.4	0
花生 Peanut	0.8	18.2	90
油菜 Rape	2.5	8.7	40
甘蔗 (叶/茎) Sugarcane (leaf/ stem)	0.3	11.0	90
糖用甜菜 (叶/根) Beet (leaf/ root)	0.5	2.5	90
烟草 Tobacco leaf	1.0	14.4	0

数据来源于文献[38–44] Data source is reference[38–44].

放量在 1980~1995 年间基本处于持平阶段, 1995~2003 年经过一定幅度的增长后有所降低, 2003 年降至最低点后又开始逐渐增长。1995~2003 年水田 N₂O 排放量先增长后降低的原因是 1995 年后随着化学氮肥施用量的增加, 水田 N₂O 排放量一定程度上有所增长, 随后水田播种面积 1999~2003 年间有一定幅度的减少而排放量有所下降。水田 N₂O 排放量在

1980~2007 年整个过程中变化程度较小, 1980 年 N₂O-N 排放量为 29.8 Gg, 2007 年为 33.1 Gg, 年平均增长仅为 0.4%。旱地 N₂O 排放量 1980~2007 年呈直线增长, 1980 年 N₂O-N 排放量为 64.4 Gg, 2007 年为 255.3 Gg, 年平均增长高达 10.9%。

从中国农田 N₂O 直接排放各方面具体贡献率看 (表 5), 1995 年后各部分贡献率变化不大, 化学氮肥

表 5 中国农田 N₂O 直接排放各方面贡献率

Tab. 5 Contribution of impact factors of direct nitrous oxide emission from agricultural soil in China %

年份 Year	化肥贡献 Contribution of chemical fertilizer	有机物质贡献 Contribution of organic material	作物残留贡献 Contribution of crop residues	有机土贡献 Contribution of histosol
1980	57.55	33.23	8.20	1.01
1985	66.98	23.56	8.73	0.74
1990	73.09	19.08	7.30	0.53
1995	75.21	17.54	6.83	0.42
2000	76.41	16.70	6.51	0.38
2005	76.27	16.89	6.50	0.34
2007	77.64	15.57	6.46	0.33

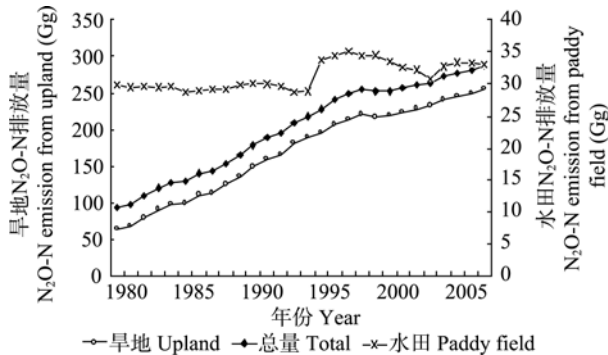
图 3 中国农田 N₂O 直接排放历史变化(1980~2007)

Fig. 3 Historical change of direct nitrous oxide emissions from agricultural soil of China (1980~2007)

保持在 75%~78%，说明化学氮肥的投入在 N₂O 排放中起着决定性作用。有机物质、作物秸秆投入分别保持在 15%~18%和 6.5%左右，有机土排放保持在 0.35%左右，化学氮肥的贡献远远高于全球 36%的水平，而有机物质投入的贡献则远远低于全球 30%的水平^[14]。从历史变化看，化学氮肥的贡献率从 1980 年的 57.55%增长到 2007 年的 77.64%，增长 34.9%，而有机物质投入、作物秸秆投入、有机土排放分别降低 53.1%、21.2%和 67.3%。随着测土配方施肥的进行和秸秆还田机械的推广，未来中国会趋向于一个排放总量和化学氮肥贡献有所降低、有机物和秸秆贡献增长的较为合理的结构。

2.2 中国农田 N₂O 排放分布格局和单位耕地排放负荷

根据 2007 年各省的数据，采用和全国相同的计算方法，计算全国各省份农田 N₂O 直接排放量(图 4)。我国农田 N₂O 排放具有较大的空间变异性，农田 N₂O 排放主要受氮肥施用量的影响，因此中国地区间氮肥投入不均衡是导致农田 N₂O 排放量空间分布差异的主要原因之一。排放量较大的省份主要集中在华北地区各省和四川盆地，其中排放总量最高的省份是河南省和山东省，其中河南省 N₂O-N 排放量为 32.6 Gg，其次是山东省 29.1 Gg，分别占全国农田排放总量的 11.2%和 10.0%，其原因是这些地区

是我国的主要粮食产区，耕地面积大，以集约经营的耕作方式向土壤施入了大量的外源氮素，从而造成排放总量较高。排放总量最低的省份是西藏，N₂O-N 排放量为 0.6 Gg，仅为排放量最高省份河南省的 1.8%。

我国单位耕地面积农田 N₂O 直接排放的分布格局与排放总量的分布格局呈不同趋势，排放总量的高低可能与各省的耕地面积有关，省份越大，耕地面积越大，则可能对农田投入的氮越多，导致农田 N₂O 直接排放的值就越高，因而单位耕地面积排放比排放总量在指标衡量上更有代表性。从图 5 可以看出，东部地区的单位耕地面积排放量明显高于西部地区，其中，排放量最高的区域主要集中在华北地区和东南沿海。2007 年全国农田单位耕地面积 N₂O-N 直接排放的平均值为 2.36 kg · hm⁻²，17 个省(市、区)高于全国平均水平，其中超过 4.0 kg · hm⁻²的地区包括北京市、江苏省和河南省，以北京市为最高，达 4.73 kg · hm⁻²。

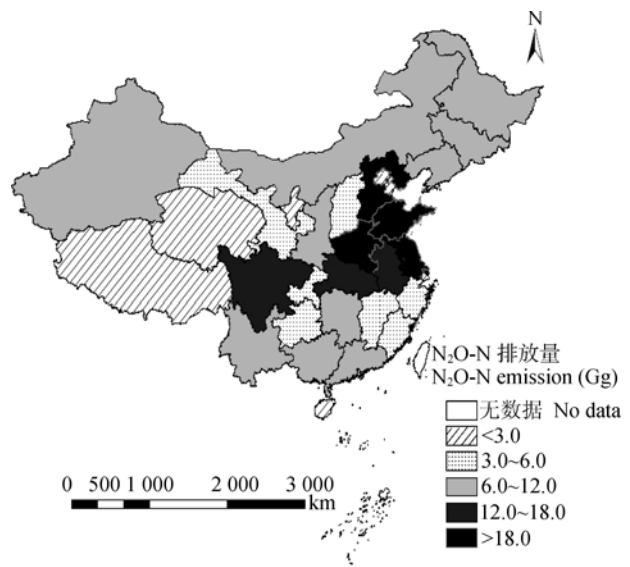
图 4 2007 年中国农田 N₂O 直接排放格局

Fig. 4 Pattern of direct nitrous oxide emission from agricultural soil in China in 2007

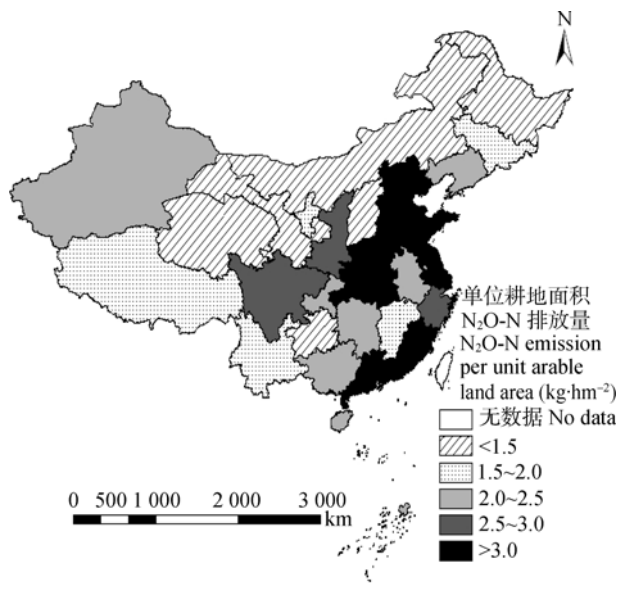


图 5 2007 年中国农田单位耕地面积 N_2O 直接排放格局
Fig. 5 Pattern of direct nitrous oxide emission per unit arable land area from agricultural soil in China in 2007

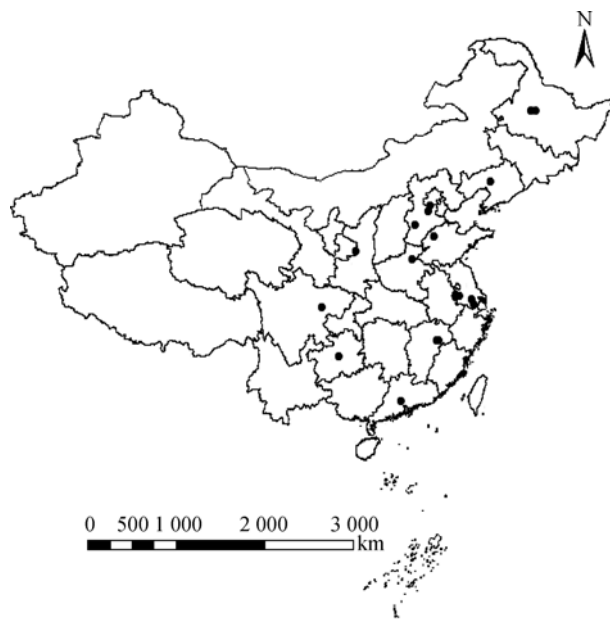


图 6 中国农田 N_2O 排放观测点位置分布
Fig. 6 Location of the observation sites of N_2O direct emission from croplands of China

3 结论和讨论

利用搜集的参数修正 IPCC2006 计算方法, 对我国农田 N_2O 直接排放进行计算结果表明, 从 1980 年到 2007 年中国农田 N_2O 排放增长迅速, 年平均增长 7.6%, 2007 年 N_2O -N 排放量达到 288.4 Gg。排放总量主要随着旱地排放量的快速增长而变化, 水田排放量对其影响较小。

对农田 N_2O 排放的贡献因素进行分析, 各部分贡献大小依次为化学氮肥>有机物质>作物秸秆>有机土排放。2007 年化学氮肥、有机物质、作物秸秆、有机土排放对农田 N_2O 直接排放的贡献分别为 77.64%、15.57%、6.46%和 0.33%。

2007 年分地区计算表明, 农田 N_2O 直接排放总量较大省份主要集中在华北地区和四川盆地, 其中排放总量河南省最高, 西藏最低, N_2O -N 排放量分别为 32.6 Gg 和 0.6 Gg; 单位耕地面积 N_2O 排放量较高的地区主要集中在华北地区和东南沿海, 其中北京市为最高, N_2O -N 排放达 $4.73 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

排放因子是计算过程中的一项重要参数, 其因土壤、气候、种植制度的不同而有所差异, 在运用汇总分析对排放因子进行总结的过程中, 大部分的观测结果分布在东部地区, 数据库涵盖范围欠广(图 6)。同时, 在观测数据中也存在观测频率低、观测季节不完整、田间处理单一或无年际重复、无不施氮肥处理等问题, 造成排放因子存在很大的不确定性, 本文经立方根转换及进行正态化处理后, 所得水田和旱地的排放因子 0.41%和 1.05%, 一定程度上能反映全国的水平, 但也存在一定问题, 主要是采用平

均值不能很好地反映环境因素所带来的 N_2O 排放的时空变异性。

IPCC 计算方法的优点是仅需要肥料施用量、牲畜数量、作物残茬还田等方面的统计数据, 而不需要农田区域、土壤、气候、肥料类型, 或其他农田管理措施, 计算简单、方便; 但是农业土壤中的 N_2O 排放受多种因素的影响, 气候条件、土地利用类型、土壤性质以及农业耕作措施都会影响到 N_2O 的排放量, 特别是中国各地气候、土壤、农田管理等变异较大, 此方法在计算分布格局时因为采用统一的参数及排放因子, 不能反映因为这些影响因素存在而导致的差异^[20, 22]。而机理模型一般都具有复杂的模型结构和输入参数, 在当前情况下, 所能获取的数据通常并不能很好地满足模型的输入和计算, 这给应用带来了困难; 而且许多机理模型在区域上应用普适性较差, 尚需要进一步的验证和本地化参数修正^[18-19, 45]。在中国建立农田 N_2O 排放和影响其产生机理的因素(土壤、气候、农田管理措施)之间的统计学模型是一条适宜的道路。

参考文献

- [1] Delgado J A, Mosier A R. Mitigation alternatives to decrease nitrous oxides emissions and urea-nitrogen loss and their effect on methane flux[J]. Journal of Environmental Quality, 1999, 25 (6): 1105-1111
- [2] Houghton J T, Ding Y, Griggs D J, et al. Climate change 2001: The science basis[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2001: 248-254
- [3] IPCC. Intergovernmental panel on climate change guidelines for national greenhouse gas inventories[M]. Paris: OECD,

- 1996: 196–239
- [4] 中华人民共和国农业部. 中国农业统计资料[M]. 北京: 中国农业出版社, 1980–2007
- [5] 中国国家气候变化对策协调小组. 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: 13–22
- [6] Mosier A R, Schime D, Valentine D, et al. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands[J]. *Nature*, 1991, 350: 330–332
- [7] Xing G X. N_2O emission from cropland in China[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, 52: 249–254
- [8] Eichner M J. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: Summary of available data[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1990, 19: 272–280
- [9] Lilly A, Ball B C, McTaggart I P, et al. Spatial and temporal scaling of nitrous oxide from field to the regional scale in Scotland[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2003, 66: 241–257
- [10] Xing G X, Yan X Y. Direct nitrous oxide emissions from agricultural fields in China estimated by the revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gases[J]. *Environmental Science & Policy*, 1999, 2: 355–361
- [11] 邢光熹, 颜晓元. 中国农田 N_2O 排放的分析估算与减缓对策[J]. *农村生态环境*, 2000, 16(4): 1–6
- [12] Zheng X H, Fu C B, Xu X K, et al. The asian nitrogen cycle case study[J]. *Ambio*, 2002, 31(2): 79–87
- [13] Yan X Y. Estimation of nitrous oxide, nitric oxide and ammonia emissions from croplands in East, Southeast and South Asia[J]. *Global Change Biology*, 2003, 9: 1080–1096
- [14] Mosier A R, Kroeze C, Oenema O, et al. Closing the global atmospheric N_2O budget: Nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, 52: 225–248
- [15] Brown L, Pain B F. An inventory of nitrous oxide emissions from agriculture in the UK using the IPCC methodology: Emission estimate, uncertainty and sensitivity analysis[J]. *Atmospheric Environment*, 2001, 35: 1439–1449
- [16] 卢燕宇, 黄耀, 郑循华. 农田氧化亚氮排放系数的研究[J]. *应用生态学报*, 2005, 16(7): 1299–1302
- [17] Bouwman A F, Fung I, Matthews E, et al. Global analysis of the potential for N_2O production in natural soil[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1993, 7(3): 557–597
- [18] Sozanska M, Skiba U, Metcalfe S. Developing an inventory of N_2O emissions from British soils[J]. *Atmospheric Environment*, 2002, 36: 987–998
- [19] Freibauer A. Regionalized inventory of biogenic greenhouse gas emissions from European agriculture[J]. *European Journal of Agronomy*, 2003, 19: 135–160
- [20] 王效科, 李长生. 中国农业土壤 N_2O 排放量估算[J]. *环境科学学报*, 2000, 20(4): 483–488
- [21] 王效科, 李长生, 欧阳志云. 温室气体排放与中国粮食生产[J]. *生态环境*, 2003, 12(4): 379–383
- [22] Li C S, Zhuang Y H, Cao M Q, et al. Comparing a national inventory of N_2O emissions from arable lands in China developed with a process-based agro-ecosystem model to the IPCC methodology[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2001, 60: 159–175
- [23] 李长生, 肖向明, Frohling S, 等. 中国农田的温室气体排放[J]. *第四纪研究*, 2003, 23(5): 493–503
- [24] Brown L, Syed B, Jarvis S C, et al. Development and application of a mechanistic model to estimate emission of nitrous oxide from UK agriculture[J]. *Atmospheric Environment*, 2002, 36: 917–928
- [25] 高秀文. 华北高产粮区土壤温室气体排放及碳氮平衡研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2003
- [26] 刘云惠. 华北平原农业土地利用对生物多样性和土壤有机碳变化的影响研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2004
- [27] 潘志勇. 基于试验和模型的 C、N 循环研究——以华北高产粮区桓台县为例[D]. 北京: 中国农业大学, 2005
- [28] 中华人民共和国农业部. 中国畜牧业年鉴[M]. 北京: 中国农业出版社, 1980–2007
- [29] Bouwman A F, Boumans L J M. Emissions of N_2O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2002, 16(4): 1058–1160
- [30] IPCC. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories volume 4: Agriculture, forestry, and other land use[M]. Paris: OECD, 2006: 475–505
- [31] 曹宁, 曲东, 陈新平, 等. 东北地区农田土壤氮、磷平衡及其对面源污染的贡献分析[J]. *西北农林科技大学学报*, 2006, 34(7): 127–133
- [32] Zhu Z L, Wen Q X, Freney J R. Nitrogen in soils of China[M]. Dordrecht/Boston/London: Kluwer Academic Publishers, 1997: 323–330
- [33] 薛仲三. 医学统计方法和原理[M]. 北京: 人民卫生出版社, 1978: 150–152
- [34] 唐诵六. 数据分布类型检验及其在土壤学中的应用 V. 偏态样本的正态化及其计算机程序[J]. *土壤*, 1984, 16(6): 233–236
- [35] 张晓荆, 王敬贤, 张家贤. 土壤环境背景值偏态分布的正态化方法探讨[J]. *中国环境监测*, 1990, 6(2): 32–34
- [36] 王方浩, 马文奇, 窦争霞, 等. 中国畜禽粪便产生量估算及环境效应[J]. *中国环境科学*, 2006, 25(5): 614–617
- [37] 马林, 王方浩, 马文奇, 等. 中国东北地区中长期畜禽粪尿资源与污染潜势估算[J]. *农业工程学报*, 2006, 22(8): 170–174
- [38] 中国农业科学院土壤肥料研究所. 中国化肥区划[M]. 北京: 农业科技出版社, 1986: 4–7
- [39] 李庆逵, 朱兆良, 于天仁. 中国农业持续发展中的肥料问题[M]. 南昌: 江西科技出版社, 1998: 12–27
- [40] 刘晓利, 许俊香, 王方浩, 等. 畜牧系统中氮素平衡计算参数的探讨[J]. *应用生态学报*, 2006, 17(3): 417–423
- [41] 全国农业技术推广服务中心. 中国有机肥料养分志[M]. 北京: 中国农业出版社, 1999: 1–200
- [42] 全国农业技术推广服务中心. 中国有机肥料资源[M]. 北京: 中国农业出版社, 1999: 1–280
- [43] 鲁如坤, 刘鸿翔, 闻大中, 等. 我国典型地区农业生态系统养分循环和平衡研究 II. 农田养分收入参数[J]. *土壤通报*, 1996, 27(4): 151–154
- [44] 鲁如坤, 刘鸿翔, 闻大中, 等. 我国典型地区农业生态系统养分循环和平衡研究 III. 全国和典型地区养分循环与平衡现状[J]. *土壤通报*, 1996, 27(5): 193–196
- [45] Cai Z C, Sawamoto T, Li C S, et al. Field validation of the DNDC model for greenhouse gas emissions in East Asian cropping systems[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2003, 17(4): 1107–1115