

蒋光福, 张 稳, 李 昕, 等. 1980—2010 年中国和印度农田化肥氮源氧化亚氮排放的比较[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(9):1807–1815.

JIANG Guang-fu, ZHANG Wen, LI Xin, et al. Comparison of synthetic fertilizer N-induced direct nitrous oxide emissions from croplands between China and India during 1980—2010[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(9):1807–1815.

1980—2010 年中国和印度农田化肥氮源 氧化亚氮排放的比较

蒋光福^{1,3}, 张 稳², 李 昕^{1,3}, 孙文娟^{1*}

(1.中国科学院植物研究所植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093; 2.中国科学院大气物理研究所大气边界层物理和大气化学国家重点实验室, 北京 100029; 3.中国科学院大学, 北京 100049)

摘 要:采用排放因子方法估算了 1980—2010 年中国和印度小麦、玉米和水稻农田化肥氮源 N_2O 直接排放量, 并进一步分析了两国农田 N_2O 排放的时间变化和空间差异。结果表明: 中国 1980—2010 年小麦、玉米、水稻田的单位面积 N_2O 直接排放量平均值分别为 1.75、1.60、0.42 $\text{kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 分别为印度的 1.3、2.4、2.0 倍。中国小麦、玉米农田单位面积 N_2O 排放量较高的地区主要集中在东南和南部, 西部和北部排放较低, 而印度小麦、玉米农田单位面积排放量高的区域则集中在东部及西南沿海。三十年间, 中印两国三种作物 N_2O 直接排放量平均值分别为 98.6、47.8 $\text{Gg N}_2\text{O-N}$ 。中国小麦和玉米田 N_2O 排放量占三种作物排放总量的近 90%, 而印度农田 N_2O 排放则主要来自小麦田, 约占 70%。两国三种作物 N_2O 直接排放量随时间呈显著增加趋势, 增加速率均表现为小麦田>玉米田>水稻田。中国三种作物 N_2O 排放总量的年均增加速率为 3.7%, 低于印度的 10.4%。虽然中国三种作物单位面积 N_2O 直接排放量和排放总量高于印度, 但排放强度(单位产量的 $\text{N}_2\text{O-N}$ 排放量)及其增加速率均低于印度。

关键词: N_2O 排放; 小麦; 玉米; 水稻; 中国; 印度

中图分类号: X511 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2016)09-1807-09 doi:10.11654/jaes.2016-0155

Comparison of synthetic fertilizer N-induced direct nitrous oxide emissions from croplands between China and India during 1980—2010

JIANG Guang-fu^{1,3}, ZHANG Wen², LI Xin^{1,3}, SUN Wen-juan^{1*}

(1.State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China; 2.LAPC, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029; 3.China University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Synthetic fertilizer N-induced direct N_2O emissions from wheat, maize, and rice fields in China and India during 1980 to 2010 were estimated using a precipitation-rectified N_2O emission factor. A comparison of temporal and spatial variations of the estimated N_2O emissions was made between two countries. Results indicated that the direct N_2O emission fluxes in China were averaged 1.75 $\text{kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ for wheat, 1.60 $\text{kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ for maize, and 0.42 $\text{kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ for rice over the 30-year period, which were respectively 1.3-, 2.4- and 2.0- times that in India. The spatial distribution of the N_2O emissions from wheat and maize fields was characterized by higher fluxes in southeast and south China than in west and north China. By contrast, the east and southwest India showed higher N_2O emission fluxes than other areas. The averages of the direct N_2O emissions were 98.6 $\text{Gg N}_2\text{O-N}$ in China and 47.8 $\text{Gg N}_2\text{O-N}$ in India over the 30-year period. Wheat and maize fields contributed approximate 90% to the total emissions from these three crops in China, while wheat field accounted for about 70% of the total emissions in India. Over the period 1980—2000, the direct N_2O emissions in both countries increased, with the increasing rate in order of wheat>maize>rice. The annual increasing rate was 3.7% for these three crops in China, much lower than that in India

收稿日期: 2016-01-30

基金项目: 中国科学院战略性先导科技专项(XDA05020205); 国家自然科学基金项目(41573069, 31370492)

作者简介: 蒋光福(1989—), 男, 硕士研究生, 主要从事陆地温室气体排放和减排研究。E-mail: jiangguangfu@ibcas.ac.cn

* 通信作者: 孙文娟 E-mail: sunwj@ibcas.ac.cn

(10.4%)。A further investigation indicated that the emission intensity (N_2O emission per unit crop yield) and its increase rate in China were lower than those in India, though the direct N_2O emissions were higher in China than in India.

Keywords: N_2O emissions; wheat; maize; rice; China; India

N_2O 是大气中仅次于 CO_2 和 CH_4 的第三种长寿命温室气体,其百年尺度的增温效应是 CO_2 的 265 倍^[1]。IPCC 第五次评估报告指出,2006 年全球农业活动产生的 N_2O 排放量(以 $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ 计,下同)为 4.1 Tg ($1 \text{ Tg} = 10^{12} \text{ g}$),占人为源总排放的 59%^[2]。农田 N_2O 排放按来源划分包括农田土壤背景排放、有机粪肥排放和化肥氮源排放等,其中化肥氮源 N_2O 排放是农田 N_2O 排放的主要组成部分,且以旱作农田排放为主^[3-5]。

中国和印度毗邻,且均为农业大国,为提高粮食产量,两国的化肥氮用量都不断增加,尤其是 20 世纪 80 年代以来,中印农业化肥氮投入迅速增长。世界化肥协会(IFA)统计资料显示^[6]:1980 年中国农业化肥氮投入占世界总化肥氮投入的 19.5%,至 2010 年上升为 31.2%,从 20 世纪 80 年代以来一直是世界化肥氮用量第一大国。1980 年印度农业化肥氮投入占世界总化肥氮投入的 5.8%,2010 年增长至 15.9%,成为世界第二大化肥氮消耗国。中印两国的农作物中,小麦、玉米、水稻三种主粮作物化肥氮投入占比高,2010 年两国的上述三种作物化肥氮投入分别占国家农业总氮投入的 44.6%和 59.1%^[7];同时,两国的三种作物产量也均显著增加,且中国的增加量远高于印度^[8]。研究中印两国 20 世纪 80 年代以来三种主粮作物农田化肥氮源 N_2O 排放,特别是单位粮食产量的 N_2O 排放,不仅有助于理解两国农田 N_2O 的排放趋势及两国间种植不同作物农田的 N_2O 排放差异,对深入探寻适宜于两国的农田 N_2O 减排措施也具有重要意义。

张强等^[9]通过本地参数修正 IPCC 2006 排放因子方法估算中国农田土壤的 N_2O 直接排放量,结果显示:1980—2007 年,中国农田 N_2O 排放年均增长 7.6%;至 2007 年排放量达到 288 Gg $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$,化肥氮投入对农田 N_2O 直接排放的贡献为 77.6%。Zou 等^[10]用降水修正的 IPCC2006 排放因子方法估算的 20 世纪 80 年代中国农田化肥氮源 N_2O 排放量为 116 Gg $\text{N}_2\text{O}-\text{N} \cdot \text{a}^{-1}$ ($1 \text{ Gg} = 10^9 \text{ g}$),而 20 世纪 90 年代则上升到 211 Gg $\text{N}_2\text{O}-\text{N} \cdot \text{a}^{-1}$,年均增长 9.14 Gg $\text{N}_2\text{O}-\text{N} \cdot \text{a}^{-1}$ 。Zhou 等^[9]结合高分辨率数据源估算中国 2008 年农田化肥氮 N_2O 排放量为 308 Gg $\text{N}_2\text{O}-\text{N} \cdot \text{a}^{-1}$ 。Garg 等^[10]研究指出,印度 1985 年到 2005 年 N_2O 总排放量从 144 Gg $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ 增加到 267 Gg $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$,其中化肥氮源排放占

的比例由 40%增加到 49%。Bhatia 等^[11]指出印度 N_2O 排放总量从 1980 年的 50 Gg $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$,增长到 2007 年的 138 Gg $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ 。

虽然对于中印两国农田 N_2O 排放前人已有不少的研究,但采用统一的方法和相同的空间分辨率,针对不同作物农田及单位粮食产量的 N_2O 排放,开展中印两国间的对比研究还不多见。本文试图通过对 1980—2010 年中印小麦、玉米和水稻种植的农田化肥氮源 N_2O 排放进行估算,探讨两国三种作物农田 N_2O 排放的差异及其变化。

1 材料与方法

1.1 模型选择

利用排放因子估算 N_2O 排放是 IPCC 推荐的最直接和广为应用的方法^[1]。该方法基于氮肥用量与 N_2O 排放量之间的极显著相关关系,根据本地化或经修正的 N 投入 N_2O 排放系数来估算 N_2O 的排放量。但这种基于常系数的估算方法未考虑除 N 投入之外的其他环境因素对土壤氮过程及 N_2O 排放的影响。虽然大尺度样本空间内农田 N_2O 排放受降水及温度的制约,但经温度修正的排放因子在降低 N_2O 估算不确定性方面效果有限,而经降水修正的排放因子则可显著提高 N_2O 估算的准确性^[12-13]。鉴于此,本研究采用 Lu 等^[14]降水修正 IPCC2006 排放因子方法估算旱作作物小麦和玉米农田化肥氮源 N_2O 直接排放(方程 1),而水稻田 N_2O 直接排放则采用 IPCC2006^[15]的缺省排放因子方法(方程 2):

$$Q = (0.0186 \pm 0.0027) \cdot P \cdot F \quad (1)$$

$$Q = 0.0031 \cdot F \quad (2)$$

式中: P 为年降水量,mm; F 为化肥 N 投入量,kg $\text{N} \cdot \text{a}^{-1}$; Q 表示以 N 计的 N_2O 排放量,kg $\text{N}_2\text{O}-\text{N} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

1.2 数据来源与空间化处理

1.2.1 化肥氮投入量及其空间化

为客观比较中印两国农田 N_2O 排放,方程(1)和(2)的输入数据需来自相同的数据源和空间分辨率。1980—2010 年中印农作物种植的历年化肥氮施用量和分作物的播种面积数据(表 1)分别来源于 IFA 和联合国粮食及农业组织(FAO)。由于根据 IFA^[6]和 FAO^[8]数据仅能得到个别年份(中国:1997、2010 年;印度:

2003、2004、2010年)分作物的氮肥施用量,为获得1980—2010年逐年小麦、玉米和水稻单位面积施氮量,本研究根据两国上述年份的各作物施氮量 and 对应年份的该作物播种面积,计算小麦、玉米和水稻单位面积施氮量与全部农作物单位面积施氮量国家平均值的比,将该比值通过时间段内插和外推以计算其他年份各作物的施氮量。详细计算过程如图1所示。

以中国的小麦为例,已知1980—2010年中国全部农作物逐年施氮量和播种面积,及1997单位面积施氮量 $N_{1997,w}$ 和2010年的施氮量 $M_{2010,w}$ 及播种面积 $A_{2010,w}$,按以下步骤计算获得1980—2010年小麦逐年施氮量:首先用2010年小麦施氮量除以小麦播种面积 $A_{2010,w}$,得到小麦单位面积施氮量 $N_{2010,w}$ 。同样方法计算出1997和2010年中国全部农作物平均单位面积施氮量国家平均值 N_{1997} 和 N_{2010} 。计算1997年和2010年小麦与全部作物平均单位面积施氮量国家平均值的比值 $K_{1997,w}$ 和 $K_{2010,w}$ ($K_w = N_w/N_i$)。假定该比值在1997年和2010年间为线性分布,内插计算1997—2010年逐年 K_w 值,并按比例外推1980—1996年,从而获得1980—2010年逐年 K_w 值。将每年的 K_w 乘以对应年份的作物平均单位面积施氮量国家平均值 N_i ,得出当年小麦单位面积施氮量 $N_{t,w}$,再乘以当年小麦播种面积 $A_{t,w}$,最终获得1980—2010年小麦逐年化肥氮总施用量 $M_{t,w}$ 。

经图1分别计算出中国和印度小麦、玉米、水稻和其他作物施氮量与IFA统计的当年施氮量数据对比,作为对图1计算结果的一致性约束。作物空间分布栅格数据来源于Leff等^[16]的研究结果(表1),并依据FAO提供的逐年作物面积重新核校后,获得1980—2010年小麦、玉米、水稻的播种面积空间数据。与图1估算的作物单位面积施氮量相乘,得到栅

格化的作物总施氮量(分辨率为 $0.5^\circ \times 0.5^\circ$),以用于公式(1)的 N_2O 排放计算。

1.2.2 降水数据

通过GIS技术对1980—2009年全球降水逐月栅格数据(表1)进行提取和计算,得出1980—2010年年均降水空间数据,将2010年降水数据采用2009年的替代。降水数据空间分辨率与氮投入空间数据一致,为 $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ 。

1.3 不确定性分析

本研究中采用降水修正排放因子方法^[14]估算小麦、玉米旱作农田化肥氮源 N_2O 排放,用IPCC2006^[15]缺省排放因子估算水稻农田化肥氮源 N_2O 排放。排放

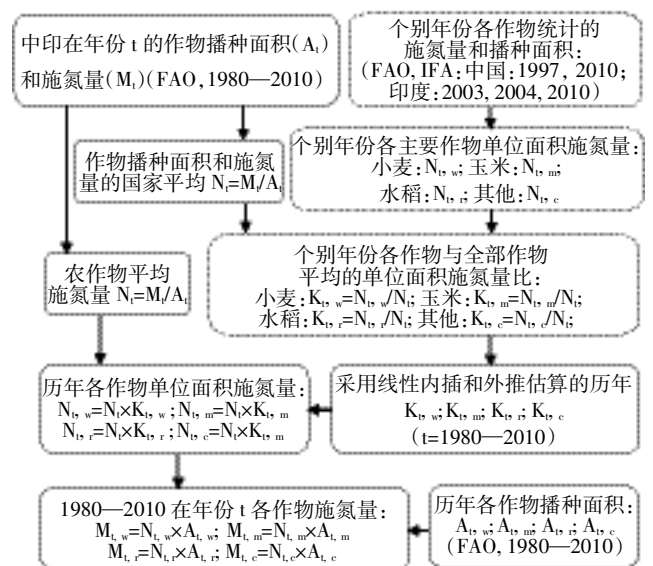


图1 计算小麦、玉米、水稻单位面积施N量流程图
(其他:除小麦、玉米、水稻外的其他农作物)

Figure 1 A flow chart for calculating fertilizer N application per unit area in wheat, maize and rice fields

表1 数据说明及来源

Table 1 Description of data sources

数据 Item	说明 Description	来源 Data source
种植区域	小麦、玉米和水稻种植区,分辨率为 $0.5^\circ \times 0.5^\circ$	Leff 等 ^[16]
播种面积	1980—2010年中国和印度小麦、玉米、水稻播种面积统计数据	http://faostat3.fao.org/download/Q/QC/E
化肥氮投入	1980—2010年中印农业化肥氮投入数据	http://www.fertilizer.org/
各作物氮投入占比	2010年中印小麦、玉米、水稻化肥氮投入占总农业化肥氮投入比例	http://www.fertilizer.org/
单位面积施氮量	中国1997、2010年和印度2003、2004、2010年小麦、玉米、水稻的单位面积施氮量	http://www.fao.org/statistics/zh/
年降水量	1980—2009年全球降水栅格数据,分辨率 $0.5^\circ \times 0.5^\circ$	Harris 等 ^[17]
作物产量	1980—2010年中国小麦、玉米、水稻分省产量数据	http://data.stats.gov.cn/easyquery.htm?cn=E0103
	1980—2010年印度小麦、玉米、水稻分省产量数据	http://eands.dacnet.nic.in/APY_96_To_07.htm

量估算的不确定性来源主要包括方程(1)和方程(2)系数偏差以及图1中不同作物化肥氮施用量估计偏差。年降水量数据相对于估算方程系数以及施氮量来说,因偏差较小而未包含在不确定性计算之内。除此之外,若不考虑总施氮量和播种面积统计数据误差的情况下,不同作物施氮量估计偏差主要来源于 $K_{t,w}$ 、 $K_{t,m}$ 、 $K_{t,r}$ 、 $K_{t,c}$ 值的偏差(图1)。利用现有数据(表1)推算的 $K_{t,w}$ 、 $K_{t,m}$ 、 $K_{t,r}$ 、 $K_{t,c}$ 值具有一定程度的年际波动(中国1997年的 $K_{t,w}$ 、 $K_{t,m}$ 、 $K_{t,r}$ 、 $K_{t,c}$ 值分别为0.99、0.93、1.03、1.01,而2010年则分别为0.99、0.82、0.89、1.11;印度2003年的 $K_{t,w}$ 、 $K_{t,m}$ 、 $K_{t,r}$ 、 $K_{t,c}$ 值分别为1.67、0.70、1.37、0.73,而2004年其值分别为1.60、0.67、1.32、0.76,至2010年则分别为1.72、1.21、1.43、0.67)。为量化其不确定性,本研究利用不同年份(中国:1997、2010年;印度:2003、2004、2010年)的 $K_{t,w}$ 、 $K_{t,m}$ 、 $K_{t,r}$ 、 $K_{t,c}$ 值,在不考虑其时间变化的前提下,分别计算中、印两国小麦、玉米和水稻种植的 N_2O 排放量,计算两个年份的差值。在此基础上,合并方程系数偏差和 $K_{t,w}$ 、 $K_{t,m}$ 、 $K_{t,r}$ 、 $K_{t,c}$ 值偏差的不确定性。根据IPCC(2006)^[15]不确定性量化指南,采用以下两个公式合并不确定性:

$$U_{total} = \frac{\sqrt{(U_1 \cdot x_1)^2 + (U_2 \cdot x_2)^2 + (U_3 \cdot x_3)^2}}{x_1 + x_2 + x_3} \quad (3)$$

$$U_{total} = \sqrt{U_1^2 + U_2^2} \quad (4)$$

式中: U_{total} 为合并后的不确定性(相对于基线情景)。式(3)中的 x_i 和 U_i 分别表示小麦、玉米和水稻的基线情景排放量及其相对不确定性;式(4)中的 U_1 和 U_2 分别表示方程(1)的系数和施氮量的相对不确定性。

2 结果

2.1 中印三种作物农田单位面积化肥氮源 N_2O 直接排放量

1980—2010年中国三种作物农田单位面积化肥氮源 N_2O 直接排放量(单位播种面积的 N_2O 排放量)均高于印度。中国小麦、玉米、水稻田三十年来单位面积 N_2O 排放量平均值分别为1.75、1.60、0.42 kg $N_2O-N \cdot hm^{-2}$,分别为印度的1.3、2.4、2.0倍。从作物来看,中国的小麦田单位面积 N_2O 排放量与玉米田相近,而印度小麦田单位面积 N_2O 排放量则高出玉米田近一倍。中国和印度的小麦、玉米农田单位面积 N_2O 排放量均远高于水稻田。

1980—2010年中印三种作物农田单位面积 N_2O 排放量均呈现显著的增加趋势($P < 0.001$)。中国的小麦、玉米、水稻田单位面积 N_2O 排放量从1980年的1.10、1.00、0.27 kg $N_2O-N \cdot hm^{-2}$ 增加到2010年的2.30、1.82、0.52 kg $N_2O-N \cdot hm^{-2}$ 。印度则相应的从1980年的0.64、0.26、0.08 kg $N_2O-N \cdot hm^{-2}$,增加到2010年的1.79、1.43、0.36 kg $N_2O-N \cdot hm^{-2}$ 。虽然中国三种作物农田单位面积 N_2O 排放量均高于印度,但对每个作物而言,中印两国间的年增加速率接近,中国和印度小麦田线性方程的斜率分别为0.047、0.042(图2a),玉米田分别为0.035、0.032(图2b),水稻田则分别为0.009、0.008(图2c)。中印两国农田单位面积 N_2O 排放量年增长速率均表现为:小麦田>玉米田>水稻田。

中印小麦和玉米农田单位面积 N_2O 排放量均具有明显的时间变化和空间特征。中国小麦、玉米农田单位面积 N_2O 排放量较高的地区主要集中在东南和

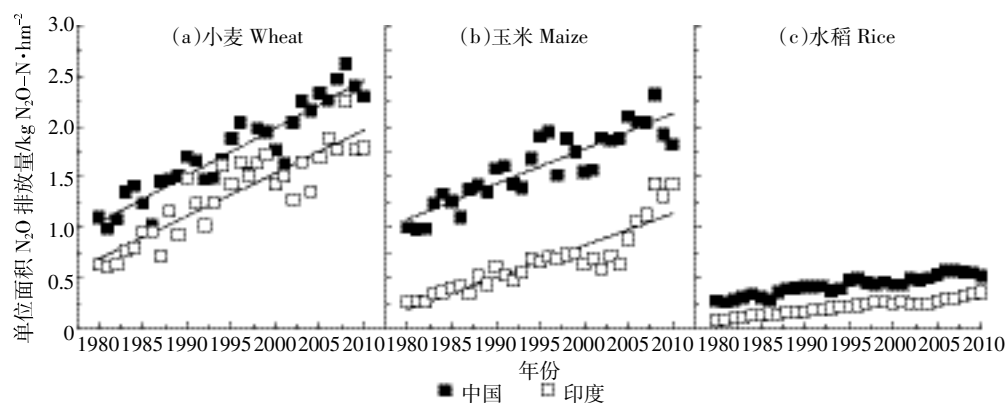


图2 中印三种作物农田单位面积化肥氮源 N_2O 排放量

Figure 2 Direct N_2O emission fluxes from croplands in China and India

南部,而西部和北部排放较低。1980s 初(1980—1984 年)到 2000s 末(2006—2010 年)三种作物农田单位面积 N_2O 排放量均有明显增加,特别是小麦和玉米田增加尤为显著,但其空间分布格局与 1980s 初相比变化不大(图 3),小麦、玉米农田单位面积 N_2O 排放量依然是长江以南的地区较高。为了体现各省(邦)之间的排放差异,本研究采用两国省(邦)级行政单元矢量数据对计算结果进行了提取和分析。结果表明:海南、台湾、广东、福建和江西是中国小麦和玉米单位面积 N_2O 排放量最高的省份,其小麦和玉米田单位面积 N_2O 平均排放量 1980s 初分别为 2.9、2.8 $\text{kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{hm}^{-2}$, 2000s 末增加到 6.6、5.6 $\text{kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{hm}^{-2}$, 为全国农田单位面积 N_2O 排放量均值的 2.7、2.8 倍。

与中国类似,印度 2000s 末三种作物农田化肥氮源单位面积 N_2O 排放量较 1980s 初都明显增加,旱作

的小麦和玉米农田增加量高,但其的空间格局变化不大,高排放区域集中在东北部及西南沿海两个邦(图 3a、图 3b)。1980s 初印度小麦和玉米田单位面积 N_2O 排放量较高的邦为东北部的 Mizoram、Meghalaya 和 Tripura, 以及东南部和南部沿海的 Goa 和 Kerala, 平均为 2.1、0.9 $\text{kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{hm}^{-2}$, 2000s 末增加到 6.7、4.1 $\text{kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{hm}^{-2}$, 为全国农田单位面积 N_2O 排放量均值的 3.5、3.3 倍。

2.2 中印三种作物农田化肥氮源 N_2O 排放总量及各作物排放贡献

1980 年中国三大作物农田总化肥氮投入 7.04 TgN, 到 2010 年增加到 14.54 TgN, 增加了一倍; 而印度则相应地从 1.91 TgN 增加到 9.78 TgN, 增加了 5 倍多(表 2)。三种作物农田中,水稻田氮投入占总投入量的比例最高, 中国平均为 40%, 印度为 55%。

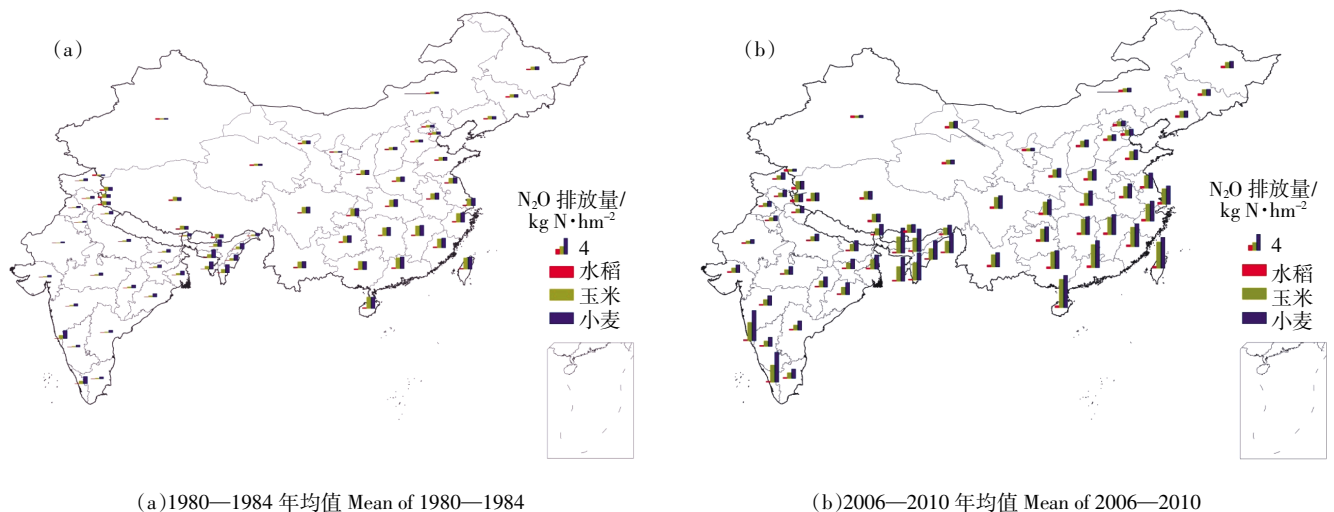


图 3 中印 1980s 初和 2000s 末三种作物农田单位面积化肥氮源 N_2O 排放量空间格局

Figure 3 Spatial distribution of direct N_2O emission fluxes from croplands in China and India in early 1980s and late 2000s

表 2 中印三种作物农田化肥氮投入及化肥氮源 N_2O 排放量

Table 2 Fertilizer nitrogen inputs and direct N_2O emissions from three croplands in China and India

年份 Year	中国 China						印度 India					
	化肥氮投入量			N_2O 排放量			化肥氮投入量			N_2O 排放		
	N fertilizer/TgN			N_2O emissions/GgN			N fertilizer/TgN			N_2O emissions/GgN		
	小麦 Wheat	玉米 Maize	水稻 Rice	小麦 Wheat	玉米 Maize	水稻 Rice	小麦 Wheat	玉米 Maize	水稻 Rice	小麦 Wheat	玉米 Maize	水稻 Rice
1980	2.44	1.59	3.01	32.1	20.4	9.3	0.74	0.08	1.09	14.1	1.6	3.4
1985	2.76	1.57	3.22	36.3	22.4	10.0	1.25	0.13	1.79	22.5	2.3	5.6
1990	3.87	2.52	4.39	52.3	34.0	13.6	1.61	0.17	2.39	34.9	3.6	7.4
1995	4.27	3.16	4.79	54.3	43.4	14.9	2.25	0.22	3.08	36.9	3.9	9.5
2000	3.68	2.90	4.22	47.1	35.9	13.1	2.73	0.27	3.64	39.3	4.2	11.3
2005	4.10	4.13	4.99	53.2	55.4	15.5	2.87	0.38	3.87	44.5	6.7	12.0
2010	4.50	5.02	5.02	55.7	59.1	15.6	3.97	0.84	4.97	50.8	12.2	15.4

1980—2010年,中国玉米氮肥施用量占三种作物总投入量的比例从23%增加到35%,而印度玉米田氮肥投入比例低,1980年仅为三种作物总投入量的4%,到2010年增加到9%,远低于其小麦田和水稻田。

三十年间,中印两国三种作物 N_2O 直接排放量平均值分别为98.6、47.8 Gg $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ 。1980年中国三种作物农田 N_2O 直接排放总量为 61.8 ± 10.9 Gg $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$,其中小麦田占总排放量的52%,玉米和水稻田分别占33%和15%;2010年排放总量增加到 130.3 ± 19.9 Gg $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$,年均增加3.7%,小麦和玉米田对 N_2O 排放总量的贡献相当,分别为43%和45%,水稻田为12%。与1980年相比,2010年小麦和水稻田对 N_2O 排放总量的贡献均有所下降,而玉米田则有所增加(表2)。印度1980年三种作物农田 N_2O 直接排放总量为 19.0 ± 4.0 Gg $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$,2010年增加到 78.4 ± 17.5 Gg $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$,年均增加10.4%,小麦、玉米和水稻田占总排放量的比例分别由1980年的74%、8%和18%变为2010年的65%、15%和20%。印度小麦田对 N_2O 排放总量的贡献有所下降,而玉米和水稻田则均有增加(表2)。总体而言,中国小麦和玉米田占 N_2O 排放总量的近90%,而印度农田 N_2O 排放总量则绝大部分来自小麦田的贡献,约占70%。

2.3 中印三种作物农田化肥氮源 N_2O 排放强度

为明确生产单位产量的作物带来的化肥氮源 N_2O 排放,本研究定义作物 N_2O 排放强度为农田 N_2O 直接排放量与作物产量之比,其中每克 N_2O 排放以265 g CO_2 当量计^[1]。结果显示:20世纪80年代中国小麦和玉米田 N_2O 排放强度高于印度,而自90年代初至2010年,印度小麦和玉米田 N_2O 排放强度则总体高于中国。除1980年外,印度1981—2010年水稻田的 N_2O 排放强度始终高于中国。1980—2010年中国

小麦、玉米和水稻田 N_2O 排放强度平均为204.5、146.2、30.1 g $\text{CO}_2\text{e} \cdot \text{kg}^{-1}$,而印度则为222.6、159.0、48.1 g $\text{CO}_2\text{e} \cdot \text{kg}^{-1}$,两国均表现为小麦>玉米>水稻。

1980—2010年中印三种作物农田 N_2O 排放强度,除中国小麦田外,其他均呈显著增加趋势($P < 0.001$),且印度农田的 N_2O 排放强度年增长速率远高于中国(图4)。印度小麦、玉米、水稻田 N_2O 排放强度与年份之间线性方程的斜率,即排放强度年增加速率分别为3.75、3.97、1.15 g $\text{CO}_2\text{e} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$,中国仅为0.72、0.82、0.36 g $\text{CO}_2\text{e} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ 。可见,1980—2010年印度的作物生产中,小麦和玉米 N_2O 排放强度的年增速约5倍于中国,水稻约3倍于中国。从作物来看,小麦和玉米田 N_2O 排放强度增加速率相当,均远高于水稻田。

3 讨论

3.1 农田 N_2O 排放及排放系数

对旱作农田 N_2O 排放的估计受氮肥投入量和年降水量的共同影响。本研究结果显示,中国 N_2O 排放较高的地区主要集中在东南和南部,而西部和北部排放较低。Zheng等^[18]通过调研和分析我国12个点54组农田 N_2O 直接排放因子的实测数据得出,东南和华南的农田 N_2O 排放因子较高,而东北和西北则较低,我们得到的结果也与之相吻合(图3)。虽如此,本研究由于缺乏作物单位面积施氮量的空间分布数据,在全国范围内仅采用平均值代替,无疑对施氮量高的地区低估了其 N_2O 排放,而对于施氮量低的地区,其 N_2O 排放可能被高估。

农田 N_2O 是农田土壤中一系列与微生物活动密切相关的硝化与反硝化过程的产物,其产生过程非常复杂。除降水外,其他气候(如温度)、土壤和田里管理方式均会对 N_2O 排放产生影响^[13,19]。田间试验获得的

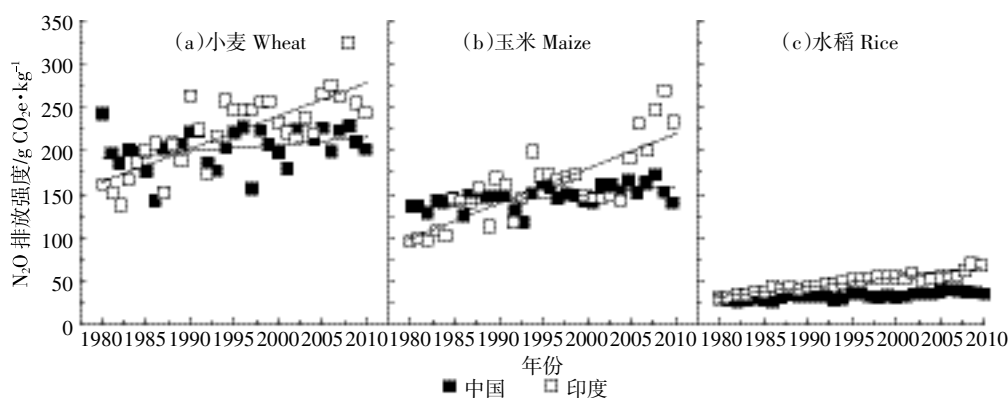


图4 中印三种作物化肥氮源 N_2O 排放强度

Figure 4 Direct N_2O emissions per unit yield in croplands of China and India

农田土壤 N_2O 排放系数具有极高的时间和空间变异性,变化范围可达 0.1%~8.0%^[18],如:四川农田小麦生长季 N_2O 排放系数为 1.29%,玉米季排放系数为 0.92%^[20],而陕西农田小麦生长季 N_2O 排放系数仅为 0.09%^[21],江苏小麦生长季 N_2O 排放系数为 0.11%~0.66%,且随着施氮量的不同有所变化^[22]。Zhou 等^[23]综合考虑气候、土壤和农田管理的影响,基于分段统计模型计算的 2008 年我国旱作谷物农田化肥 N 源 N_2O 排放系数为 0.84%(0.66%~1.02%)。本研究得到的(表 2)中国小麦 N_2O 排放系数均值为 1.28%(1.11%~1.44%),玉米 N_2O 排放系数为 1.29%(1.17%~1.49%),略高于 Zhou 等^[23]的结果。Linguist 等^[24]通过分析全球 62 个点 328 组观测数据指出,小麦和玉米的 N_2O 直接排放系数分别为 1.21%和 1.06%。本研究中国的小麦玉米 N_2O 排放系数与全球平均值较为接近。

在对印度农田 N_2O 排放的估算中,Garg 等^[10]引用了 Mitra 等^[25]给出的平均 N_2O 排放系数,作为农作物(包括水稻、小麦、玉米等)化肥氮施用的 N_2O 直接排放因子。本研究中印度水稻、玉米和小麦种植的化肥氮源 N_2O 排放系数平均为 0.8%~1.0%,较 Mitra 等^[25]给出的 0.65%偏高。此外,田间试验获得印度水稻-小麦作物生长季 N_2O 排放系数为 0.38%^[26],小麦生长季 N_2O 排放系数为 0.20%~0.56%^[27]。Jain 等^[28]对印度西北部农田的研究显示,小麦的 N_2O 直接排放系数为 0.53%,玉米为 0.43%。本研究估算的小麦和玉米 N_2O 排放系数分别为 1.57%(1.28%~2.17%) 和 1.67%(1.44%~2.15%),均高于上述结果。其原因可能在于印度主要农区的自然降水偏高,而 Lu 等^[14]统计模型基于全球田间试验观测的数据建立,建模的年降水量在 370~1220 mm 之间。对于降水超过 1220 mm 的区域,模型可能高估了其 N_2O 排放。

稻田因为淹水的缘故,其土壤更具还原性,抑制了铵态氮向硝态氮转换的生物化学过程,同时也使更多的氮还原成 N_2 ,从而减少了 N_2O 的排放,表现为水稻生长期 N_2O 排放系数比旱作的小麦、玉米等低。但是,水旱轮作情形下,间歇的淹水和落干反而更有利于 N_2O 的排放^[26,29]。由于缺乏复种指数的空间对应数据,本研究对于旱作小麦和玉米农田及双季稻田土壤 N_2O 排放的估算,未细分其不同轮作情形下的排放系数差异,可能会对估算结果造成一定程度的偏差。此外,印度旱作稻田面积约占水稻总种植面积的 12%^[30],目前对印度旱作稻田 N_2O 排放的研究还不多见,零星的研究结果显示印度雨养条件下稻田的 N_2O 排放比淹

水稻田略低^[31]。这可能跟印度旱作稻田施肥量普遍偏低,同时又缺乏降水^[32]有关。因本文无法获取旱作稻田的空间分布,故没有将旱作稻田的 N_2O 排放单独计算,而这可能使得对印度稻田 N_2O 排放的估计偏高。

小麦、玉米和水稻作为中国和印度的主粮作物,其种植面积分别占各自农作物播种面积的 50%和 40%(2010 年)。与此相应,中印两国这三种作物种植的化肥氮施用量占农作物氮肥施用量的 45%和 60%(2010 年)。据估计^[4-5,14],中国农田化肥氮施用导致的 N_2O 直接排放约为 115.7(1980)、198.9(1997)、223.9(2007) $\text{Gg N}_2\text{O-N}\cdot\text{a}^{-1}$ 。与本研究对应年份相比,小麦、玉米和水稻农田的 N_2O 排放合计分别占农田化肥 N_2O 总排放的 53.4%、48.8%和 60.6%。这种年际年的波动变化与种植结构和不同作物施肥强度有关(表 2)。在印度,这三种作物化肥氮施用量占其全部农作物的比例超过 50%,特别是近 5 年,这一比例更是接近 60%,比中国现状的约 45%高出很多。因此,本研究中印度小麦、玉米和水稻的化肥施用 N_2O 直接排放估计(表 2)对于了解其农田施肥的 N_2O 排放具有更直接的参考意义。

3.2 N_2O 排放强度与减排

温室气体排放强度是一个涉及温室气体排放和作物产量的量化指标。农业耕作中,减少温室气体排放的措施通常会受到保证农业产量的限制。因此,以温室气体排放强度为参考,有利于对比不同措施在兼顾农业生产和减排之间的综合效果。本研究显示,中国三大作物农田单位面积化肥氮源 N_2O 排放量增长速率与印度基本一致(图 2),但单位作物产量的 N_2O 排放(排放强度)却总体低于印度,且 30 年来排放强度的增加趋势也低于印度(图 4)。这意味着对印度而言,农田 N_2O 减排受产量的制约更大;从 N_2O 减排角度考虑,印度宜采取除增施化肥外的其他措施提高粮食产量。

模型模拟的结果^[33]显示,全球小麦和玉米的 N_2O 排放强度分别为 270 $\text{gCO}_2\text{e}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 230 $\text{gCO}_2\text{e}\cdot\text{kg}^{-1}$,比本研究的中印小麦和玉米的排放强度 202~222 $\text{gCO}_2\text{e}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 143~159 $\text{gCO}_2\text{e}\cdot\text{kg}^{-1}$ 均高。但这并不意味着中印两国具有更高的氮肥利用效率。Perlman 等^[33]的模拟结果包含了 N_2O 的背景排放、化肥和有机肥等的直接排放。中印两国化肥的 N_2O 直接排放占农田总 N_2O 排放的比例不到 50%,其排放强度与 Perlman 等^[33]的模拟结果对比显示,中印两国在提高氮肥利用率、降低 N_2O 排放方面与全球平均水平之间仍有较大差

距。

基于统计数据的综合分析结果显示,2010年中印两国的农作物氮肥施用量分别为51.25 Tg N, 占全球氮肥施用量的29%和14%,但其氮肥利用率仅为0.25和0.30,低于全球平均的0.42^[34]。将氮肥施用控制在均衡合理水平,同时通过提高其他农作措施的利用效率和水平,例如改善灌溉、有机无机肥精准配施、改进作物品种等^[35-36],有望使农田氮肥利用率提高至0.60~0.75^[34],从而显著降低农田N₂O排放强度。一个可以参照的实例是,美国作物的氮肥利用率达68%,其当前玉米N₂O排放强度仅为33~109 gCO₂e·kg⁻¹^[37]。

4 结论

(1)1980—2010年,中印两国小麦、玉米和水稻田N₂O直接排放量分别为98.6、47.8 Gg N₂O-N。2010年中国小麦和玉米田N₂O排放量占三种作物排放总量的近90%,印度农田N₂O排放则主要来自小麦田,占约70%。

(2)中印两国三种作物农田N₂O直接排放量和排放强度均随时间显著增加,但印度排放强度的增加速率显著高于中国。

(3)中国小麦、玉米农田单位面积N₂O排放量较高的地区主要集中在长江以南,印度的高排放区域集中在东部及西南沿海地区。

参考文献:

- [1] IPCC. Climate Change 2014: Synthesis Report: Contribution of working groups I, II and III to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change[R]. Geneva, Switzerland, 2014.
- [2] IPCC. Climate Change 2013: The Physical Science Basis: Working group I contribution to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change[R]. Cambridge, United Kingdom and New York, USA, 2013.
- [3] Yan, X Y, Akimoto H, Ohara T. Estimation of nitrous oxide, nitric oxide and ammonia emissions from croplands in East, Southeast and South Asia[J]. *Global Change Biology*, 2003, 9(7): 1080–1096.
- [4] Zou J W, Lu Y Y, Huang Y. Estimates of synthetic fertilizer N-induced direct nitrous oxide emission from Chinese croplands during 1980–2000[J]. *Environmental Pollution*, 2010, 158(2): 631–635.
- [5] 张强, 巨晓棠, 张福锁. 应用修正的IPCC2006方法对中国农田N₂O排放量重新估算[J]. 中国生态农业学报, 2010(1): 7–13. ZHANG Qiang, JU Xiao-tang, ZHANG Fu-suo. Re-estimation of direct nitrous oxide emission from agricultural soils of China via revised IPCC2006 guideline method[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2010(1): 7–13.
- [6] IFA: International Fertilizer Industry Association. Website: [\[ta.fertilizer.org/ucSearch.aspx\]\(http://ta.fertilizer.org/ucSearch.aspx\) \(accessed 2015\).](http://ifada-

</div>
<div data-bbox=)

- [7] Heffer P. Assessment of fertilizer use by crop at the global level 2010–2010/11[R]. International Fertilizer Industry Association, Paris, www.fertilizer.org/ifa/Home-Page/LIBRARY/Publication-database.html/Assessment-of-Fertilizer-Use-by-Crop-at-the-Global-Level-2006-07-2007-08.html2, 2009.
- [8] FAO: Food and agriculture organization of the United Nations. Website: <http://www.fao.org/statistics/en/> (accessed 2015).
- [9] Zhou F, Shang Z Y, Ciais P, et al. A new high-resolution N₂O emission inventory for China in 2008[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(15): 8538–8547.
- [10] Garg A, Shukla P R, Upadhyay J. N₂O emissions of India: An assessment of temporal, regional and sector trends[J]. *Climatic Change*, 2012, 110(3/4): 755–782.
- [11] Bhatia A, Jain N, Pathak H. Methane and nitrous oxide emissions from Indian rice paddies, agricultural soils and crop residue burning[J]. *Greenhouse Gases: Science and Technology*, 2013, 3(3): 196–211.
- [12] 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. LU Yan-yu, HUANG Yao, ZHENG Xun-hua. N₂O emission factor for agricultural soils[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16(7): 1299–1302.
- [13] Chen Z, Ding W, Luo Y, et al. Nitrous oxide emissions from cultivated black soil: A case study in Northeast China and global estimates using empirical model[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2014, 27: 1311–1326.
- [14] Lu Y Y, Huang Y, Zou J W, et al. An inventory of N₂O emissions from agriculture in China using precipitation-rectified emission factor and background emission[J]. *Chemosphere*, 2006, 65(11): 1915–1924.
- [15] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories, institute for global environmental strategies[R]. Hayama, Japan, 2007.
- [16] Leff B, Ramankutty N, Foley J A. Geographic distribution of major crops across the world[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2004, 18, GB1009, doi: 10. 1029/2003GB002108.
- [17] Harris I, Jones P D, Osborn T J, et al. Updated high-resolution grids of monthly climatic observations the CRU TS3. 10 Dataset[J]. *International Journal of Climatology*, 2014, 34(3): 623–642.
- [18] Zheng X H, Han S H, Huang Y, et al. Re-quantifying the emission factors based on field measurements and estimating the direct N₂O emission from Chinese croplands[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2004, GB2018, doi: 10. 1029/2003GB002167.
- [19] Tian H, Chen G, Lu C, et al. Global methane and nitrous oxide emissions from terrestrial ecosystems due to multiple environmental changes[J]. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2015, 1(1): 1–20.
- [20] 于亚军, 高美荣, 朱波. 小麦-玉米轮作田与菜地N₂O排放的对比研究[J]. 土壤学报, 2012, 49(1): 96–103. YU Ya-jun, GAO Mei-rong, ZHU Bo. Comparison study on N₂O emissions from field under wheat-maize rotation system and field under vegetable cultivation[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2012, 49(1): 96–103.
- [21] 胡腾, 同延安, 高鹏程, 等. 黄土高原南部旱地冬小麦生长期N₂O排放特征与基于优化施氮的减排方法研究[J]. 中国生态农业学报,

- 2014(9):1038–1046.
- HU Teng, TONG Yan-an, GAO Peng-cheng, et al. N_2O emission characteristics and mitigation methods in South Loess Plateau under rain-fed winter wheat conditions[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2014(9):1038–1046.
- [22] 纪 洋, 刘 刚, 马 静, 等. 控释肥施用对小麦生长期 N_2O 排放的影响[J]. 土壤学报, 2012, 49(3):526–534.
- Ji Yang, Liu Gang, Ma Jing, et al. Effect of controlled-release fertilizer(CRF) on nitrous oxide emission during the wheat growing period[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2012, 49(3):526–534.
- [23] Zhou F, Shang Z, Zeng Z, et al. New model for capturing the variations of fertilizer-induced emission factors of N_2O [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2015, 29(6):885–897.
- [24] Linquist B, van Groenigen K J, Adviento-Borbe M A, et al. An agronomic assessment of greenhouse gas emissions from major cereal crops[J]. *Global Change Biology*, 2012, 18:194–209.
- [25] Mitra A P, Sharma S K, Bhattacharya S, et al. Climate Change and India: Uncertainty reduction in GHG inventories[M]. Hyderabad: Universities Press(India), 2004.
- [26] Pathak H, Bhatia A, Prasad S, et al. Emission of nitrous oxide from rice-wheat systems of Indo-Gangetic plains of India[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2002, 77(2):163–178.
- [27] Majumdar D, Pathak H, Kumar S, et al. Nitrous oxide emission from a sandy loam inceptisol under irrigated wheat in India as influenced by different nitrification inhibitors[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2002, 91(1):283–293.
- [28] Jain N, Arora P, Tomer R, et al. Greenhouse gases emission from soils under major crops in Northwest India[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 542:551–561.
- [29] Zou J, Huang Y, Qin Y, et al. Changes in fertilizer-induced direct N_2O emissions from paddy fields during rice-growing season in China between 1950s and 1990s[J]. *Global Change Biology*, 2009, 15(1):229–242.
- [30] Xiao X, Boles S, Frolking S, et al. Mapping paddy rice agriculture in South and Southeast Asia using multi-temporal MODIS images[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2006, 100:95–113.
- [31] Abao Jr E B, Bronson K F, Wassmann R, et al. Simultaneous records of methane and nitrous oxide emissions in rice-based cropping systems under rainfed conditions[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2000, 58:131–139.
- [32] Mandal NP, Sinha P K, Variar M, et al. Implications of genotype $\times$ input interactions in breeding superior genotypes for favorable and unfavorable rainfed upland environments[J]. *Field Crops Research*, 2010, 118:135–144.
- [33] Perlman J, Hijmans R J, Horwath W R. A metamodeling approach to estimate global N_2O emissions from agricultural soils[J]. *Global Ecology and Biogeography*, 2014, 23(8):912–924.
- [34] Zhang X, Davidson E A, Mauzerall D L, et al. Managing nitrogen for sustainable development[J]. *Nature*, 2015, 528(7580):51–59.
- [35] Sun W, Huang Y. Synthetic fertilizer management for China's cereal crops has reduced N_2O emissions since the early 2000s[J]. *Environmental Pollution*, 2012, 160:24–27.
- [36] Chen X P, Cui Z L, Fan M S, et al. Producing more grain with lower environmental costs[J]. *Nature*, 2014, 514(7523):486–489.
- [37] Mosier A R, Halvorson A D, Reule C A, et al. Net global warming potential and greenhouse gas intensity in irrigated cropping systems in north-eastern Colorado[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2006, 35(4):1584–1598.