

不同水分管理方式下水稻生长季 N_2O 排放量估算: 模型建立

邹建文, 秦艳梅, 刘树伟

(南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095)

摘要: 我国水稻生产中往往采用多种水分管理方式, 如持续淹水、淹水-烤田、淹水和淹水-烤田、淹水-湿润灌溉等。水分管理方式的不同会引起水稻生长季 N_2O 排放的显著变化。本研究收集和整理了 2005 年以前 17 篇国内外文献报道的有关我国稻田 N_2O 季节排放通量的 71 组田间原位测定资料, 每组资料包括稻田氮肥施用的种类和施用量、水分管理方式、 N_2O 季节排放量等数据, 旨在建立不同水分管理方式下水稻生长季 N_2O 直接排放量的估算模型。分析结果表明, 持续淹水稻田 N_2O 季节排放量与施氮量无明显相关关系, 在淹水-烤田、淹水和淹水-烤田、淹水-湿润灌溉的水分管理方式下, 两者呈极显著线性正相关关系。持续淹水稻田 N_2O 季节排放总量相当于施氮量的 0.02%。基于普通最小二乘法(OLS)分析技术建立的线性回归模型估算结果表明, 淹水-烤田、淹水的水分管理方式下稻田肥料氮的 N_2O 排放系数为 0.42%, 但 N_2O 季节背景排放量不显著。在淹水-烤田、淹水-湿润灌溉的水分管理方式下, 水稻生长季肥料 N 的 N_2O 排放系数和 N_2O -N 背景排放量分别为 0.73% 和 0.79 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。残差分析和效能分析显示模型具有较好的适切性。综合 3 种水分管理方式, 我国稻田水稻生长季 N 的 N_2O 排放系数和 N_2O -N 背景排放量平均分别为 0.54% 和 0.43 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。相对于旱作农田而言, 水稻生长季肥料 N 的 N_2O 排放系数较低, 意味着水稻生产较旱地作物可能更有利于减缓我国农业 N_2O 排放。本研究建立的模型可以用于我国稻田水稻生长季 N_2O 直接排放量的估算。

关键词: 稻田; 回归模型; 水分管理; 氧化亚氮; 排放系数; 背景排放

中图分类号: X511 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)02-0313-09

Quantifying Direct N_2O Emissions from Paddy Fields During Rice Growing Season in China: Model Establishment

ZOU Jian-wen, QIN Yan-mei, LIU Shu-wei

(College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: Various water management regimes, such as continuous flooding (F), flooding-midseason drainage-reflooding (F-D-F), and flooding-midseason drainage-reflooding-moist intermittent irrigation but without water logging (F-D-F-M), are currently practiced in paddy rice production in China. These water regimes have incurred a sensitive change in direct N_2O emission from rice paddy fields. In order to establish statistical models quantifying the country-specific emission factor and background emission of N_2O in paddy fields during the rice growing season, we compiled and statistically analyzed field data on 71 N_2O measurements from 17 field studies that were published in peer-reviewed Chinese and English journals. For each field study, we documented the seasonal N_2O emission, the type and amount of organic amendment and fertilizer nitrogen application, the water management regime, the drainage duration, the field location and cropping season. Seasonal total N_2O was, on average, equivalent to 0.02% of the nitrogen applied in the continuous flooding rice paddies. Under the water regime of F-D-F or the F-D-F-M, seasonal N_2O emissions increased with N fertilizer applied in rice paddies. Applying an Ordinary Least Square (OLS) linear regression model resulted in an emission factor of 0.42% for N_2O , and in unpronounced background N_2O emission under the water regime of F-D-F. Under the F-D-F-M water regime, N_2O emission factor and N_2O -N background emission were estimated to be 0.73% and 0.79 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ during the paddy rice growing season, respectively. After considering three different water regimes in rice paddies in China, the emission factor of N for N_2O and N_2O -N background emission averaged 0.54% and 0.43 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$. The results of this study suggest that paddy rice relative to upland crop production could have contributed to mitigating N_2O emissions from agriculture in China. The emission factor of N for N_2O and its background emissions can be directly adopted to develop national inventory of N_2O emissions from paddy fields during the rice growing season in China.

Key words: rice paddies; regression model; water regime; nitrous oxide; emission factor; background emission

氧化亚氮是重要的温室气体之一。农业占大气 N_2O 人为排放源的 58% 左右^[1]。农业氮肥施用引起的 N_2O 主要通过直接方式(施入土壤中的 N 直接以

收稿日期: 2008-02-17; 修订日期: 2008-04-15

基金项目: 中国博士后科学基金项目(20080430173); 南京农业大学引进杰出人才项目(804090)

作者简介: 邹建文(1971~), 男, 博士, 教授, 主要研究方向为碳氮循环与全球变化, E-mail: jwzou21@njau.edu.cn

N_2O 形式排出)和 2 种间接方式[氮化合物(如 NH_3 和 NO_x)挥发后的再沉降以及土壤 N 的淋失和地表径流]排放到大气中. 与间接排放方式相比, 直接排放在农业 N_2O 总排放中所占份额较大^[2]. 因此正确估算农田 N_2O 直接排放量对于评估农业在全球 N_2O 总人为排放源中的份额具有重要意义.

我国是水稻生产大国, 水稻生产中多种水分管理方式并存, 如季节性持续淹水(F)、淹水-烤田-淹水(F-D-F)和淹水-烤田-淹水-湿润灌溉(F-D-F-M)等. 为期 7~10 d 的中期烤田能有效抑制水稻无效分蘖, 减少有毒物质产生, 后期湿润灌溉利于提高根系活力和根系对土壤养分的充分利用, 因而, 中期烤田和湿润灌溉在我国当前的水稻生产中被广泛采用. 许多研究表明, 稻田水分管理方式的不同会导致 N_2O 季节排放的显著变化^[3]. 与持续淹水稻田相比, 中期烤田会导致大量 N_2O 的脉冲释放^[4-6]. 此外, 水稻生长后期的间隙灌溉阶段 N_2O 排放量大小亦主要取决于该阶段的田间水分状况. 与持续淹水(F)或淹水-烤田-淹水(F-D-F)的水分管理方式相比, 水稻生长后期的湿润灌溉(F-D-F-M)往往导致稻田 N_2O 排放量的显著增加^[7].

近几年来, 国内外一些学者相继报道了地区和全球范围内稻田肥料 N 的 N_2O 排放系数和背景排放量^[2,3,8]. 例如, Yan 等^[8] 估算了水稻生长季 N_2O 排放系数和 N_2O 背景排放量, 但是没有区分不同水分管理条件下 N_2O 排放的差异. 最近 Akiyama 等^[3] 估算持续淹水稻田 N_2O 排放系数平均为 0.22%, 中期烤田的稻田 N_2O 排放系数平均为 0.37%. 然而, Akiyama 等采用的数据库只包括了 5 篇中国稻田的文献报道资料^[4,5,9-11]. 此外, F-D-F-M 水分管理方式下稻田 N_2O 排放通量的测定结果被 Akiyama 等视为统计例外值, 而未被作为有效数据源包括在其估算中^[3].

因而, 以往研究对稻田 N_2O 排放系数及季节背景排放的估算值可能并不充分反映我国多种水分管理方式下稻田 N_2O 排放的实际情况. 为此, 本研究收集和统计分析了 2005 年以前我国稻田 N_2O 排放田间原位测定的报道结果, 采用了最小二乘法线性回归技术, 旨在确定我国不同水分管理方式下, 水稻生长季肥料 N 的 N_2O 直接排放系数和 N_2O 背景排放量, 建立适合于我国稻田 N_2O 排放量估算的统计模型. 该模型的建立将有助于合理评估水稻生产在

我国农业 N_2O 总人为排放源中的份额, 降低我国农业 N_2O 排放总量估算的不确定性.

1 材料与方法

1.1 数据收集

本研究收集和整理了 2005 年以前发表于中文和英文期刊上关于我国稻田 N_2O 直接排放的田间原位测定资料. 中文资料来自于中国期刊网全文数据库, 英文报道结果来自于科学引文索引(SCI)数据库. 本研究排除了较正常生育期明显较短的稻田 N_2O 通量原位测定结果^[12]、盆栽试验的 N_2O 通量测定结果^[13]和室内培养实验结果^[14]. 本研究未采用一些明显反常的结果, 如在淹水-烤田-淹水的水分管理方式下猪粪肥施 N 量为 $164 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的稻田无明显 N_2O 排放^[15]. 由于控释氮肥并非我国水稻生产中的常用肥料种类, 且一般认为控释氮肥的施用利于减缓农田 N_2O 的排放, 因此, 本研究未考虑控释氮肥施用的 N_2O 排放通量测定结果^[16]. 此外, 旱作稻田^[17]以及氮肥施用量未作交代的稻田 N_2O 排放通量测定资料^[18]也未被本研究所采用.

最后, 本研究从 17 篇报道文献中收集采用了 71 组稻田 N_2O 排放通量的田间原位测定资料, 用于估算不同水分管理方式下水稻生长季 N_2O 排放系数和背景排放量(表 1~3). 这些通量测定的试验研究来自于我国的广东、河南、江苏、江西、辽宁和北京等省市, 田间试验时间为 1992~2002 年. 对于每一组试验结果, 收集了稻田 N_2O 季节排放量、有机肥料的种类与施用量、化学 N 肥的种类和施用量、水分管理方式、烤田时间, 实验地概况和水稻生育期等. 如原文献中没有直接给出 N_2O 季节排放总量, 笔者用水稻整个生长季的 N_2O 平均排放通量和生育期换算而得.

在所采用的稻田 N_2O 排放研究中, 化学 N 肥施用包含了我国农业中常用的几种化肥, 如尿素、复合肥、硫酸铵、碳铵等(表 1~3). 水稻生长季施 N 量在 $100 \sim 450 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 之间, 季节平均施 N 量为 $247 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ (表 1~3). 除了化学氮肥的施用外, 在一些研究中有有机肥或作物残体作基肥施用. 施用的有机肥包括农家肥和作物残体如小麦秸秆、豌豆、水稻秸秆、菇类和油菜饼等. 由于有效数据的缺乏, 无法区分有机和无机氮肥施用引起的 N_2O 排放, 以及鉴于不同种类无机氮肥施用引起的 N_2O 排放差异未达到显著水平, 因此, 本研究只能用水稻生长季总施

氮量来确定稻田肥料 N 的 N₂O 排放系数。

所有资料中 N₂O 排放通量的原位测定都采用了静态暗箱-气相色谱法。除了在江苏的一个试验地对 N₂O 排放通量采用了连续自动观测系统外^[5]，

其余研究中 N₂O 排放通量均为人工采样方法。总体而言,在水稻整个生长季节 N₂O 排放通量一般每周测定 2 次^[4,21,26]或每周 1 次^[11,15],为期 7~10 d 的中期烤田阶段一般每天采样 1 次^[7,22]。

表 1 持续淹水稻田水稻生长季肥施用与 N₂O 排放

地点	年份	化肥 N/kg·hm ⁻²		有机肥 N/kg·hm ⁻²		N ₂ O-N 排放 /kg·hm ⁻²	文献
		类型 ¹⁾	施用量	类型 ²⁾	施用量		
沈阳	1992	no	0	no	0	0	[19]
	1992	U	374	no	0	0	[19]
	1996	U	374	FM	42	0.04	[10]
南京	2000	CF + U	277	no	0	0.06	[7]
	2000	CF + U	277	WR	18	0.03	[7]
广州	1995	U	306		0	0.16	[20]

1)化肥类型:CF 为复合肥,U 为尿素; 2)有机肥类型:FM 为农家肥,WR 为冬小麦秸秆

表 2 稻田淹水-烤田-淹水(F-D-F)水分管理方式下水稻生长季 N 肥施用与 N₂O 排放

地点	年份	化肥 N/kg·hm ⁻²		有机肥 N/kg·hm ⁻²		N ₂ O-N 排放 /kg·hm ⁻²	文献
		类型 ¹⁾	施用量	类型 ²⁾	施用量		
南京	1994	no	0	no	0	0.14	[4]
	1994	U	100	no	0	0.17	[4]
	1994	AS	100	no	0	0.17	[4]
	1994	U	300	no	0	0.62	[4]
	1994	AS	300	no	0	0.98	[4]
	2000	U	277	no	0	1.55	[7]
	2000	U	277	no	18	1.43	[7]
句容	1995	no	0	no	0	0.62	[21]
	1995	U	100	no	0	0.86	[21]
	1995	U	200	no	0	0.82	[21]
	1995	U	200	no	0	0.74	[21]
	1995	U	300	no	0	0.93	[21]
鹰潭	2000	no	0	MV	124	0.26	[11, 22]
	2000	no	0	MV	124	0.30	[11, 22]
	2000	no	0	no	0	0.18	[11, 22]
	2000	no	0	no	0	0.23	[11, 22]
	2000	U	276	no	0	0.35	[11, 22]
	2000	U	276	no	0	0.28	[11, 22]
	2000	U	276	MV	0	0.34	[11, 22]
	2000	U	276	MV	124	2.81	[11, 22]
贵州	1994	U	162	PM	64	0.49	[23]
	1994	U	287	no	0	3.14	[23]
	1995	U	140	MR	10	0.24	[15]
	1995	U	140	PM	82	0.40	[15]
	1995	U	280	no	0	3.14	[15]
	1995	U	306	no	0	0.28	[20]
	1995	U	306	no	0	1.32	[20]

1)化肥类型:AS 为硫酸铵,U 为尿素; 2)有机肥类型:MR 为菇类残体,MV 为野豌豆残体,PM 为猪廐肥

1.2 统计分析

在 Eichner^[29]和 Bouwman^[30]研究了农业施氮量与 N₂O 排放量的显著相关关系基础上,IPCC 方法学引用了 N₂O 排放系数(emission factor, EF)的概念来

定量农业 N 肥施用引起的 N₂O 排放量。氧化亚氮排放系数的定义为:施用氮肥田块的 N₂O 排放量与不施用氮肥田块 N₂O 排放量(其它条件与施用氮肥条件相同)的差值占总施氮量的百分比。IPCC 方法学

表 3 稻田淹水-烤田-淹水-湿润灌溉(F-D-F-M)水分管理方式下水稻生长季 N 肥施用与 N₂O-N 排放
Table 3 Direct N₂O emissions from paddy fields under the water regime of F-D-F-M during rice growing season

地点	年份	化肥 N/kg·hm ⁻²		有机肥 N/kg·hm ⁻²		N ₂ O-N 排放 /kg·hm ⁻²	文献
		类型 ¹⁾	施用量	类型 ²⁾	施用量		
北京	1992	AB	125	no	0	1.32	[18]
	1993	AB	125	no	0	1.21	[18]
封丘	1994	AB + U	364.5	PM	67	4.42	[24]
	1994	AB + U	364.5	PM	67	2.01	[24]
	1994	AB + U	364.5	PM	67	1.71	[24]
南京	2001	CF + AB	333	CM	29	3.26	[25]
	2001	CF + AB	333	PM	50	3.38	[25]
	2001	CF + AB	333	no	0	4.11	[7]
	2001	CF + AB	333	RC	146	4.83	[7]
	2001	CF + AB	333	WR	18	3.33	[7]
	2002	no	0	no	0	1.38	[26]
	2002	U	150	no	0	2.67	[26]
	2002	U	150	WR	36	2.97	[26]
	2002	U	225	WR	18	3.79	[26]
	2002	U	300	no	0	4.44	[26]
	2002	U	450	no	0	6.17	[26]
无锡	2001	U	150	no	0	1.50	[2]
	2001	U	250	no	0	2.31	[2]
	2001	U	250	no	0	1.21	[2]
	2002	U	0	no	0	0.90	[2]
	2002	U	150	no	0	1.71	[2]
	2002	U	250	no	0	1.99	[2]
	2002	U	250	no	0	2.99	[2]
苏州	1993	no	0	no	0	0.86	[27]
	1993	U	210	no	0	2.57	[27]
	1993	AS	220	no	0	3.27	[27]
	1993	U	210	PM	68	3.01	[27]
	1993	U	310	no	0	2.82	[27]
	1994	no	0	no	0	0.46	[5]
	1994	AB	191	no	0	1.24	[5]
	1994	AB	191	no	0	1.72	[5]
	1994	AB	191	no	0	1.52	[5]
	1996	no	0	no	0	0.50	[5]
	1996	U	161	RS	30	1.01	[5]
	1996	AB	191	no	0	3.45	[5]
	1996	U	191	no	0	1.92	[5]
广州	2002	no	0	no	0	0.93	[28]
	2002	U	180	no	0	2.45	[28]

1)化肥类型: AB 为碳铵, AS 为硫铵, CF 为复合肥, U 为尿素; 2)有机肥类型: CM 为牛廐肥, PM 为猪廐肥, RC 为菜饼, RS 为水稻秸秆, WR 为冬小麦秸秆

意味着线形回归模型可以用来定量模拟 N₂O 排放量. 因此, 本研究采用普通最小二乘法(OLS-Ordinary Least Square)线形回归模型($N_2O-N = EF \cdot N + B + \epsilon$)来拟合施氮量与季节 N₂O 排放量的关系. 模型中 ϵ 代表误差项; 拟合参数 EF 和 B 分别代表 N 肥的 N₂O 排放系数与 N₂O 季节背景排放量. 拟合参数的统计学显著性采用 *t* 检验. N 肥施用所导致的 N₂O 排放变化占 N₂O 排放总变异的份额采用方差分析 *F* 检验确定. 采用残差分布模式和模型的效能分析

筛选和比较模型的适切性. 水分管理方式对 N₂O 季节排放总量的影响采用单因子方差分析(one-way ANOVA)的方法. 本研究相关的统计分析采用 JMP IN5.1(SAS INC., 2003)统计软件进行.

2 结果与分析

2.1 N₂O 排放系数与背景排放量的模型拟合
方差分析结果表明, 水稻生长季 N₂O 排放量随着稻田水分管理方式的变化而变化($F_{2,70} = 21.7, p$

<0.000 1),这意味着稻田水分管理方式对 N₂O 季节排放模式的影响导致了 N₂O 季节排放总量的明显差异. 因此,为了准确地估算 N₂O 季节排放量和降低估算的不确定性,笔者根据稻田不同的水分管理方式将 N₂O 排放通量资料划分为 3 类:季节性持续淹水(F)、淹水-烤田-淹水(F-D-F)和淹水-烤田-淹水-湿润灌溉(F-D-F-M),见表 1~3,对不同水分管理方式下的稻田 N₂O 季节排放量分别进行模型拟合.

可能由于有效数据源较少和 N₂O 排放量较低的缘故,持续淹水稻田 N₂O 季节排放量与施氮量之间没有明显的相关关系[图 1(a), $F_{1,5} = 0.25$, $p = 0.65$]. 表 1 中持续淹水稻田施 N 量的平均值和标准误分别为 $278 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $60 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,对应 N₂O-N 季节排放量的几何平均差和标准误分别为 $0.048 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $0.024 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$. 平均而言,持续淹水稻田水稻生长季 N₂O-N 排放总量相当于总施 N 量的 0.02% 左右.

与持续淹水稻田截然不同,在 F-D-F 水分管理方式下的稻田水稻生长季 N₂O 排放量与氮肥施用量呈极显著的线形正相关关系[表 4,图 1(b)]. 根据 F-D-F-1 模型参数的拟合结果(表 5),淹水-烤田-淹水的水分管理方式下稻田水稻生长季肥料 N 的 N₂O 排放系数平均为 0.42%,标准误为 0.13%. 季节性 N₂O-N 背景排放量的估算值和标准误分别为 $0.009 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $0.03 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$. 相对于背景排放的平均值而言,其较高的标准误暗示了该参数估算的不确定性较大. t 检验结果表明,背景排放的模型估算值与假设值“0”没有统计性显著差异(F-D-F-1 模型中“背景排放”项,表 5). 为此,本研究进一步采用忽略了背景排放项后的简化模型 $\text{N}_2\text{O-N} = \text{EF}\cdot\text{N} + \epsilon$ 来估算淹水-烤田-淹水的水分管理方式下稻田 N₂O 季节排放量(F-D-F-2,表 4). 简化后的模型 F-D-F-2 拟合结果表明,淹水-烤田-淹水的水分管理方式下稻田肥料 N 的 N₂O 排放系数平均值和标准误分别为 0.42% 和 0.06%(表 5). 与模型 F-D-F-1 相比,模型 F-D-F-2 很大程度上降低了估算的不确定性.

类似地,在 F-D-F-M 水分管理方式下稻田 N₂O 直接排放量很大程度上取决于氮的施入量[模型 F-D-F-M,表 4,图 1(c)]. 从 F-D-F-M 模型中可以看出,淹水-烤田-淹水-湿润灌溉的水分管理方式下水稻生长季肥料 N 的 N₂O 排放系数与 N₂O-N 季节背景排放量平均分别为 0.73% 与 $0.79 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,两者的标准误分别为 0.11% 与 0.28%(表 5). t 检验结

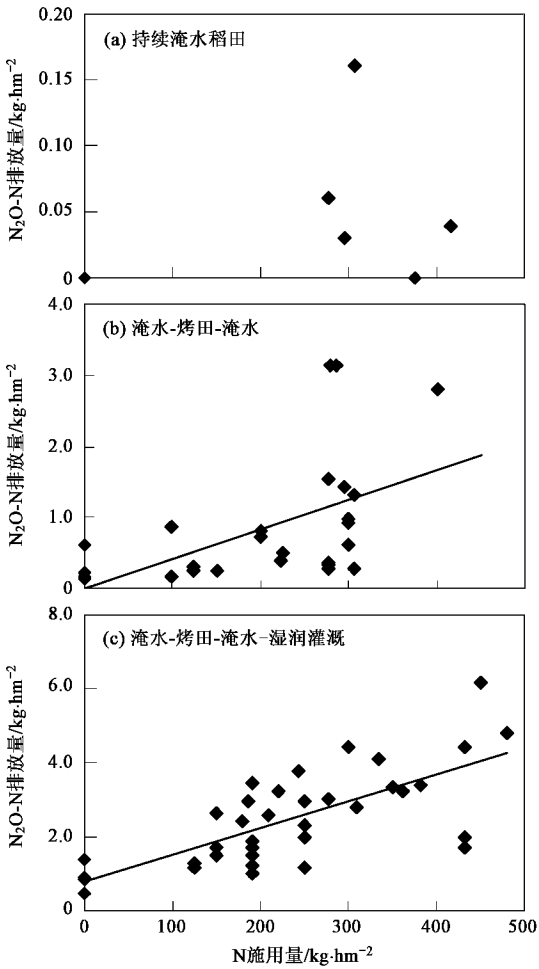


图 1 不同水分管理方式下稻田 N₂O 季节排放量与施 N 量的相关关系

Fig.1 Dependence of seasonal N₂O amount on nitrogen input in rice paddies under different water regimes

果表明在 F-D-F-M 水分管理方式下稻田氮肥的施用与背景排放对季节性 N₂O 排放总量都具有显著性贡献. 就 3 种不同水分管理方式下我国稻田 N₂O 排放的整体情况而言,水稻生长季 N₂O 的排放系数与季节 N₂O-N 背景排放量平均分别为 0.54% 和 $0.43 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$.

2.2 模型的适切性

普通最小二乘法线形回归模型中误差项 ϵ 是衡量模型假设是否成立的重要指标. 误差项一般可以用残差分布情况得以反映. 因此,模型的残差分析是检验线性回归模型假设是否成立的重要手段^[31]. OLS 模型的残差趋向于以 0 为中心的对称分布,这意味着在 F-D-F 和 F-D-F-M 水分管理方式下模型对稻田 N₂O 排放具有很好的拟合效果[图 2(a)~2

(c)]. F-D-F-2 模型与 F-D-F-M 模型的效能分析结果进一步表明这种线形关系具有很强的适切性,足以拟合稻田 N_2O 排放(表 4). 另一方面,与模型 F-D-F-1 相比,模型 F-D-F-2 的效能值更大,意味着模型 F-D-F-2 较 F-D-F-1 更适合用来拟合稻田 N_2O 排

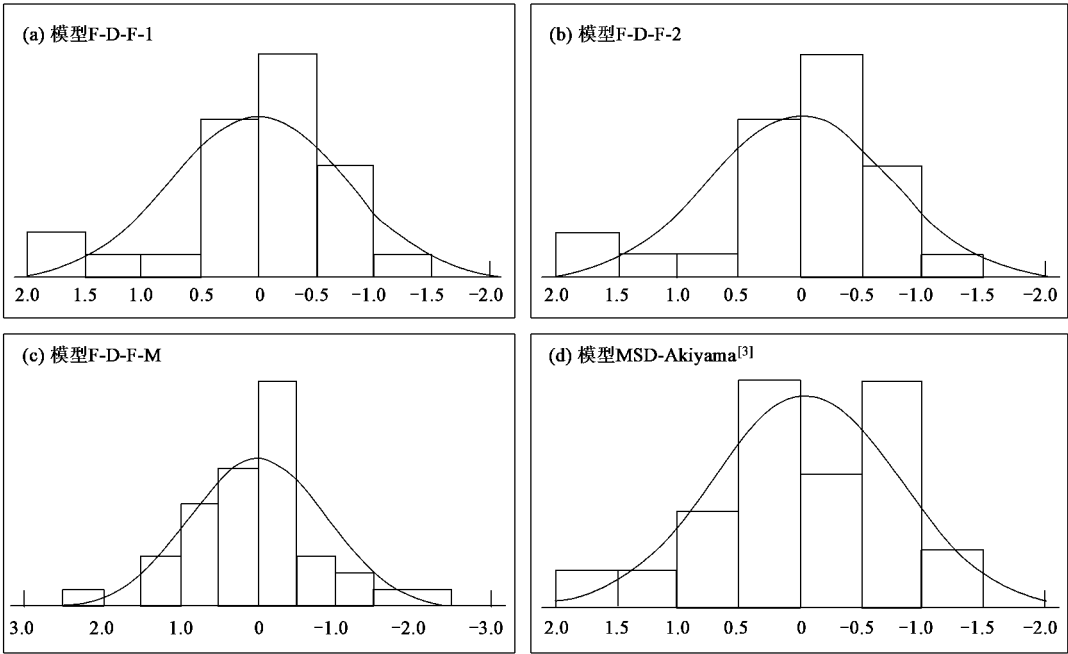
放,尽管 2 种模型具有相同的决定系数 r^2 (表 4). 不过,在有些情况下 r^2 大小并不能完全反映不同模型的适切性. 比如,在本研究中不适宜用 r^2 来比较 F-D-F-1 模型和简化后的 F-D-F-2 模型,因为两方程拟合参数的数目不同^[32].

表 4 中期烤田稻田的 OLS 拟合模型的方差分析(ANOVA)F 检验

Table 4 ANOVA F-tests for the simulated OLS models in rice paddies with midseason drainage							
模型	项目	自由度	平方和	F	p	Power	r^2
F-D-F-1	模型	1	5.9	10.4	0.004	0.87	0.293
	残差	25	14.4				
F-D-F-2	模型	1	25.2	45.6	< 0.000 1	1.00	0.293
	残差	26	14.4				
F-D-F-M	模型	1	36.2	45.3	< 0.000 1	1.00	0.557
	残差	36	28.8				
MSD-Akiyama ^[3]	模型	1	13.1	18.8	< 0.000 1	0.99	0.280
	残差	44	30.5				

表 5 中期烤田稻田的 OLS 拟合模型参数估算的 t 检验

模型	排放系数				背景排放			
	估算值	标准误	t 比	p	估算值	标准误	t 比	p
F-D-F-1	0.004 2	0.001 3	3.22	0.004	0.008 7	0.30	0.03	0.98
F-D-F-2	0.004 2	0.000 6	6.75	< 0.000 1				
F-D-F-M	0.007 3	0.001 1	6.73	< 0.000 1	0.79	0.28	2.82	0.008
MSD-Akiyama ^[3]	0.004 3	0.001	4.34	< 0.000 1	0.20	0.19	1.06	0.30



模型 MSD-Akiyama 建立的数据源自 Akiyama 等^[3]一文表 1b 中的资料

图 2 OLS 线形回归模型的残差分布

Fig.2 Distribution pattern of residuals for the simulated Ordinary Least Square linear regression models

3 讨论

3.1 氮肥的 N_2O 排放系数

模型拟合结果表明,在 F-D-F 水分管理方式下肥料 N 的 N_2O 排放系数平均为 0.42%,在 F-D-F-M 水分管理方式下肥料 N 的 N_2O 排放系数平均为 0.77%。很明显本研究的稻田 N_2O 排放系数拟合结果显著低于 IPCC 的缺省值 1.25%^[33] 或 1.0%^[34],或本地区旱作农田的 N_2O 排放系数^[2]。Yan 等^[8]对没有区分不同水分管理条件的水稻生长季 N_2O 排放系数和 N_2O -N 背景排放量的估算值分别为 0.25% 与 0.26 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。Akiyama 等^[3]最近报道在持续淹水稻田中 N_2O 的排放系数平均为 0.22%,而在中期烤田的施肥稻田 N_2O 排放系数平均为 0.37%。这些估算值来自于施氮处理和不施氮处理试验研究的直接测量结果,分别代表着 16 与 23 组 N_2O 通量结果的平均数^[3]。正如作者所指出的,若考虑所有水分管理方式下或持续淹水稻田的 N_2O 季节排放量与氮的施入量的关系,两者并无显著相关性,然而,中期烤田的稻田 N_2O 季节排放量与施氮量之间存在极显著的正相关关系^[3]。运用文献[3]表 1b 中同一组数据(排除了氮硝化抑制剂和控释肥料的 N_2O 通量结果),OLS 线形回归模型 MSD-Akiyama 拟合的 N_2O 排放系数平均为 0.43%, N_2O -N 季节背景排放值为 0.20 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ (表 5)。由 OLS 线形回归模型的拟合结果略高于 Akiyama 等^[3]基于最大似然法(Maximum Likelihood)假设的估算值。

事实上,Akiyama 等^[3]的 N_2O 排放系数估算值代表了观测 N_2O 排放通量所得到的最大可能性数值。利用 ML 模型对点和区间的估测很大程度上取决于样本分布假设,即观测样本具有正态分布特征^[31]。而 Akiyama 等^[3]的研究中所得到的直接 EF 数值呈现典型的对数分布特征(图未列)。与之相反,OLS 模型的拟合结果代表着具有最小不确定性的数值。OLS 模型的点估测并不依赖于变量的正态分布,却专注于残差的分布效果^[31]。如图 2(d)所示,MSD-Akimam 模型的残差接近于以“0”为中心的标准正态分布。效能分析也表明此模型对数据的适切性较高。因此,为了最大限度地减少水稻生长季 N_2O 排放系数估算的不确定性,OLS 模型可能比文献[3]中采用的 ML 模型更为适合用于受水分管理方式影响的稻田 N_2O 排放量估算。

3.2 N_2O 背景排放量

本研究结果表明,只有在淹水-烤田-淹水-湿润灌溉水分管理方式下的稻田存在明显的 N_2O 背景排放,而在持续淹水状态下水稻生长季节 N_2O 背景排放不明显(表 5)。在 F-D-F 水分管理方式下, N_2O -N 背景排放量的估算值为 0.009 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,与模型假设值“0”无显著差异(表 5)。淹水-烤田-淹水的水分管理方式下稻田较低的 N_2O 背景排放可能跟水分管理方式有关。除了为期很短(一般 7~10 d)的中期烤田外,水稻生长季稻田主要处于淹水状态。在 F-D-F 水分管理方式下大量的 N_2O 排放仅仅发生在烤田期。相对而言,在 F-D-F-M 水分管理方式下水稻生长季 N_2O -N 背景排放量平均高达 0.79 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。根据在持续淹水和间歇灌溉的稻田中所得到的 7 组测量结果,Yan 等^[8]估算的稻田 N_2O -N 背景排放季节平均为 0.26 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,正如文献所述,稻田 N_2O 背景排放量的估算存在着很大的不确定性。事实上,背景排放量的确定已成为农业 N_2O 排放清单编制中最敏感的影响因素之一。

3.3 水分管理方式对 N_2O 排放的影响

水稻生长季 N_2O 排放的大小主要取决于稻田水分管理方式。持续淹水稻田主要在水稻收割之前的水分落干期有明显的 N_2O 排放^[19,20]。与持续淹水稻田相比,F-D-F 水分管理方式下的稻田中期烤田释放了大量的 N_2O ^[6,7,21]。本研究结果预测当稻田施 N 量为 150 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 时,持续淹水稻田 N_2O -N 季节排放量仅为 0.03 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,这一结果与早期在其它区域研究报道值相近^[35,36]。然而,在 F-D-F-M 水分管理方式下 N_2O -N 季节排放量平均高达 1.87 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,几乎是 F-D-F 水分管理方式下 N_2O 季节排放量的 3 倍。

一般而言,土壤 N_2O 产生主要通过土壤中 N 的硝化作用和反硝化作用的生物地球化学过程,而 N 的这些转化过程很大程度上受土壤水分状态的影响。与 F-D-F 水分管理方式下的稻田或季节性持续淹水稻田相比,中期烤田后干湿交替的水分管理方式为 N 的硝化和反硝化过程创造了良好的土壤环境,最终导致了淹水-烤田-淹水-湿润灌溉管理方式下稻田 N_2O 排放的大量增加。而在持续淹水条件下,土壤中通过反硝化作用产生的部分 N_2O 释放到大气前在土壤中会进一步还原成 N_2 ^[37]。另一方面,稻田水分管理方式可能会影响总反硝化模型中 N_2O

产生的关键因子如土壤中 N 的有效性、易分解碳组分和土壤中氧含量^[37]。中期烤田和干湿交替能够提高根活性和加速土壤中有机碳分解, 这为土壤微生物提供更多的 C、N 源, 因此有利于 N_2O 的产生与排放。

自 20 世纪 50 年代以来, 我国水稻生产的水分管理方式发生了很大变化。在 20 世纪 80 年代早期以前, 我国的灌溉稻田多以持续淹水为主, 自 20 世纪 80 年代以后, 稻田中期烤田作为一项提高水稻产量的农业管理措施被我国大部分地区普遍采用。随着我国农业水资源的短缺和水稻栽培技术的发展, 淹水-烤田-淹水-湿润灌溉的水分管理方式正在我国水稻生产中作为一项节水灌溉技术推广运用。例如我国缺水严重的华北平原地区约占中国耕地总面积的 26%, 灌溉面积的 30%, 其谷物生产总量占全国 24% 左右^[38]。淹水-烤田-淹水-湿润灌溉的水分管理方式、水稻旱作和旱稻栽培作为水稻生产的新技术正在该地区推广应用, 逐步取代季节性持续淹水稻田以解决水稻生产和水资源短缺的矛盾。不过, 过程模型估测从持续淹水的水分管理方式变为中期烤田的水分管理方式会导致我国稻田 N_2O -N 排放量增加 $0.13 \sim 0.20 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[39] 或 $0.15 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[40]。此外, 与淹水稻田相比, 水稻旱作会极大地增加稻田 N_2O 排放量^[17]。因此, 这些措施的采用会导致我国稻田 N_2O 排放量的显著增加。

3.4 N_2O 排放估算的不确定性

很显然, 除了水分管理方式外, 稻田 N_2O 排放系数亦受其它因素的影响, 如土壤温度、种植方式、土壤理化特性等^[37,41]。由于我国水稻种植区覆盖面积较大, 南方和北方稻田土壤类型不同, 且水稻生长期温度存在一定差异, 而模型中未充分考虑这些因数对稻田 N_2O 排放的影响, 因此, 本研究中模型估算结果的不确定仍然较大。此外, 除了肥料施用量外, 大量研究表明肥料类型也是影响稻田 N_2O 排放的另一重要因素^[41]。尽管稻田 N_2O 排放量一般会随着氮肥施用量的增加而增加, 但它也会随着肥料类型的变化而变化。在相同的 F-D-F 或 F-D-F-M 水分管理方式下, 与尿素相比, 施用硫酸铵或碳铵往往导致更高的稻田 N_2O 排放量^[4,5]。另一方面, 一些研究表明与单纯施用化肥相比, 有机粪肥和作物残体作基肥施用能增加 N_2O 季节排放量^[5,7,25], 而另一些研究结果表明有机粪肥和作物残体基肥能减少稻田 N_2O 季节排放量^[22]。

稻田 N_2O 通量测定频率的不同也可能导致 N_2O 季节排放量估算的不确定性。理论上而言, 稻田 N_2O 排放通量的测定应有尽可能多的次数, 以便能检测到较高的 N_2O 排放通量峰值, 从而完整地反映 N_2O 排放的时间变化特征^[3]。采用田间原位自动采样观测系统往往能捕捉到稻田 N_2O 排放通量的脉冲释放^[5]。与每周 1 次观测相比, 每周 2 次观测到较多的稻田 N_2O 排放通量峰值, 特别是在氮肥施用后的一段时间内^[25]。然而, 大多数研究对 N_2O 排放通量的观测一般每周 1 次。因而, 这些试验研究可能会漏失 N_2O 排放的一些峰值, 低估稻田 N_2O 季节排放总量。

4 结论

水稻生长季 N_2O 排放量很大程度上取决于稻田中所采用的水分管理方式。本研究基于 17 篇文献报道的 71 组 N_2O 排放通量结果, 采用普通最小二乘法(OLS)线性回归分析技术, 建立了稻田不同水分管理方式下水稻生长季 N_2O 直接排放量的估算模型。模型拟合结果表明, 持续淹水稻田 N_2O 季节排放量与施氮量的相关关系不明显, 而淹水-烤田-淹水和淹水-烤田-淹水-湿润灌溉的水分管理方式下, 两者有极显著的相关关系。平均而言, 持续淹水稻田 N_2O 季节排放总量相当于施氮量的 0.02%。在淹水-烤田-淹水和淹水-烤田-淹水-湿润灌溉的水分管理方式下, 肥料 N 的 N_2O 排放系数平均分别为 0.42% 和 0.73%。淹水-烤田-淹水的水分管理方式下水稻生长季 N_2O 背景排放并不明显, 但淹水-烤田-淹水-湿润灌溉的水分管理方式下水稻生长季 N_2O -N 背景排放量高达 $0.79 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。这一结果表明水稻生长季肥料 N 的 N_2O 排放系数显著低于旱作农田, 意味着水稻生产较早地作物可能更有利于减缓我国农业 N_2O 排放。

参考文献:

- [1] IPCC. Agriculture [A]. In: Climate Change 2007: Mitigation, Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [C]. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. 499-533.
- [2] Zheng X, Han S, Huang Y, *et al.* Re-quantifying the emission factors based on field measurements and estimating the direct N_2O emission from Chinese croplands [J]. Global Biogeochem Cycles, 2004, **18**: GB2018, doi: 10.1029/2003GB002167.
- [3] Akiyama H, Yagi K, Yan X. Direct N_2O emissions from rice paddy fields: Summary of available data [J]. Global Biogeochem Cycles, 2005, **19**: GB105, doi: 10.1029/2004GB002378.

- [4] Cai Z, Xing G, Yan X, *et al.* Methane and nitrous oxide emissions from rice paddy fields as affected by nitrogen fertilizers and water management[J]. *Plant Soil*, 1997, **196**: 7-14.
- [5] Zheng X, Wang M, Wang Y, *et al.* Impacts of soil moisture on nitrous oxide emission from croplands: A case study on rice-based agro-ecosystem in Southeast China[J]. *Chemos Global Change Sci*, 2000, **2**: 207-214.
- [6] 蒋静艳, 黄耀, 宗良纲. 水分管理和秸秆施用对稻田 CH_4 和 N_2O 排放的影响[J]. *中国环境科学*, 2003, **23** (5): 552-556.
- [7] Zou J, Huang Y, Jiang J, *et al.* A 3-year field measurement of methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in China: Effects of water regime, crop residue, and fertilizer application[J]. *Global Biogeochem Cycles*, 2005, **19**: GB2021, doi: 10.1029/2004GB002401.
- [8] Yan X, Akimoto H, Ohara T. Estimation of nitrous oxide, nitric oxide and ammonia emissions from croplands in East, Southeast and South Asia[J]. *Global Change Biol*, 2003, **9**: 1080-1096.
- [9] Chen G, Huang G, Huang B, *et al.* Nitrous oxide and methane emissions from soil-plant systems[J]. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 1997, **49**: 41-45.
- [10] Hou A, Chen G, Wang Z, *et al.* Methane and nitrous oxide emissions from a rice field in relation to soil redox and microbiological processes[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 2000, **64**: 2180-2186.
- [11] Xiong Z, Xing G, Tsuruta H, *et al.* Measurement of nitrous oxide emissions from two rice-based cropping systems in China[J]. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 2002, **64**: 125-133.
- [12] 徐华, 邢光熹, 张汉辉. 太湖地区水田土壤 N_2O 排放通量及其影响因素[J]. *土壤学报*, 1995, **32** (增刊): 144-149.
- [13] 熊正琴, 邢光熹, 施书莲, 等. 轮作制度对水稻生长季节稻田氧化亚氮排放的影响[J]. *应用生态学报*, 2003, **14** (10): 1761-1764.
- [14] 颜晓元, 施书莲, 杜丽娟, 等. 水分状况对水田土壤 N_2O 排放的影响[J]. *土壤学报*, 2000, **37** (4): 482-489.
- [15] 杨军, 陈玉芬, 胡飞, 等. 广州地区早稻田施肥对 N_2O 排放影响的初步研究[J]. *华南农业大学学报*, 1996, **17** (4): 52-57.
- [16] 李方敏, 樊小林, 刘芳, 等. 控释肥料对稻田氧化亚氮排放的影响[J]. *应用生态学报*, 2004, **15** (11): 2170-2174.
- [17] Xu Y, Shen Q, Li M, *et al.* Effect of soil water status and mulching on N_2O and CH_4 emission from lowland rice field in China[J]. *Biol Fertil Soils*, 2004, **39**: 215-217.
- [18] Khalil M, Rasmussen R, Shearer M, *et al.* Emissions of methane, nitrous oxide, and other trace gases from rice fields in China[J]. *J Geophys Res*, 1998, **103**: 25241-25250.
- [19] 陈利军, 史奕, 李荣华, 等. 脲酶抑制剂和硝化抑制剂的协同作用对尿素氮转化和 N_2O 排放的影响[J]. *应用生态学报*, 1995, **6** (4): 368-372.
- [20] 卢维盛, 张建国, 廖宗文. 广州地区晚稻田 CH_4 和 N_2O 的排放通量及其影响因素[J]. *应用生态学报*, 1997, **8** (3): 275-278.
- [21] 曹金留, 任立涛, 杨保林, 等. 苏南丘陵区稻田氧化亚氮的排放特点[J]. *生态学杂志*, 1999, **18** (3): 6-9.
- [22] 熊正琴, 邢光熹, 鹤田治雄, 等. 豆科绿肥和化肥氮对双季稻田氧化亚氮排放贡献的研究[J]. *土壤学报*, 2003, **40** (5): 704-710.
- [23] 杨军, 贺丽萍, 杨崇, 等. 广州地区晚季稻田 CH_4 、 N_2O 排放研究初报[J]. *华南农业大学学报*, 1997, **18** (3): 62-66.
- [24] Cai Z, Xing G, Yan X, *et al.* Measurements of CH_4 and N_2O emissions from rice paddies in Fengqiu, China[J]. *Soil Sci Plant Nutr*, 1999, **45**: 1-13.
- [25] Zou J, Huang Y, Zong L, *et al.* Carbon dioxide, nitrous oxide and methane emissions from a rice-winter wheat rotation system as affected by crop residue incorporation and temperature[J]. *Adv Atmos Sci*, 2004, **21**: 691-698.
- [26] Zou J, Huang Y, Lu Y, *et al.* Direct emission factor for N_2O from rice-winter wheat rotation systems in southeast China[J]. *Atmos Environ*, 2005, **39**: 4755-4765.
- [27] Xing G, Zhu Z. Preliminary studies on N_2O emission fluxes from upland soils and paddy soils in China[J]. *Nutr Cycl Agroecosys*, 1997, **49**: 17-22.
- [28] 李方敏, 樊小林, 刘芳, 等. 控释肥料对稻田氧化亚氮排放的影响[J]. *应用生态学报*, 2004, **15** (11): 2170-2174.
- [29] Eichner M. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: summary of available data[J]. *J Environ Qual*, 1990, **19**: 272-280.
- [30] Bouwman A. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils[J]. *Nutr Cycl Agroecosys*, 1996, **46**: 53-70.
- [31] Quinn G, Keough M. Experimental design and data analysis for biologists[M]. Cambridge: Cambridge University Press, UK, 2004.
- [32] Scott A, Wild C. Transformations and R^2 [J]. *Am Statist*, 1991, **45**: 127-129.
- [33] IPCC. Greenhouse gas emissions from agricultural soils[A]. In: *Greenhouse Gas Inventory Reference Manual Revised 1996*, IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories[C]. Bracknell: IPCC/OECD/IGES, UK, 1997.
- [34] IPCC. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories [M]. Kanagawa: IGES, Japan, 2006.
- [35] Smith C, Brandon M, Partrick Jr W. Nitrous oxide emission following urea-N fertilization of wetland rice[J]. *Soil Sci Plant Nutr*, 1982, **28**: 161-171.
- [36] Granli T, Bøckman O. Nitrous oxide from agriculture. In: *Norwegian Journal of Agricultural Science*, vol. 12. Advisory Service[C]. Ås: Agriculture University of Norway, Norway, 1994.
- [37] Firestone M K, Davidson E A. Microbial basis of NO and N_2O production and consumption in soils[A]. In: Andreae M O, Schimel D S (Eds). *Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*[C]. New York: John Wiley, 1989. 7-21.
- [38] Geng S, Zhou Y, Zhang M, *et al.* A sustainable agroecological solution to water shortage in the North China Plain (Huabei Plain) [J]. *J Environ Plann Manage*, 2001, **44**: 345-355.
- [39] Li C, Mosier A, Wassmann R, *et al.* Modeling greenhouse gas emissions from rice-based production systems[J]. *Global Biogeochem Cycles*, 2004, **18**: GB1043, doi: 10.1029/2003GB002045.
- [40] Li C, Frohling S, Xiao X, *et al.* Modeling impacts of farming management alternatives on CO_2 , CH_4 and N_2O emissions: A case study for water management of rice agriculture of China[J]. *Global Biogeochem Cycles*, 2005, **19**: GB3010, doi: 10.1029/2004GB002341.
- [41] Bouwman A, Boumans L, Batjes N. Emissions of N_2O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data[J]. *Global Biogeochem Cycles*, 2002, **16** (4): 1058-1070.