

早稻秸秆原位焚烧对红壤晚稻田 CH₄ 和 N₂O 排放及产量的影响^①

石生伟¹, 李玉娥^{1*}, 李明德², 万运帆¹, 彭华², 吴海勇²

(1 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所/农业部农业环境与气候变化重点实验室, 北京 100081;

2 湖南省土壤肥料研究所, 长沙 410125)

摘要: 选取湖南双季稻田为研究对象, 采用静态箱-气相色谱法对晚稻田在常规施肥 (NPK)、常规施肥+秸秆原位焚烧 (NPK+SB) 处理下的 CH₄ 和 N₂O 排放通量进行观测, 同时根据设定参数对秸秆焚烧排放的 CH₄ 和 N₂O 进行估算。结果表明, 晚稻生长期 NPK 和 NPK+SB 处理的 CH₄ 排放量差异很小, 秸秆焚烧会增加 N₂O 排放 22.8%, 但差异不显著 ($p>0.05$)。两种施肥方式下 N₂O 排放峰值都出现在追肥后的土壤水分饱和时期而晒田期排放很少。据估算秸秆焚烧排放的 CH₄ 和 N₂O 分别占 NPK+SB 处理总排放的 4.27% 和 17.31%。NPK+SB 处理单位产量的全球增温潜势比 NPK 处理高 22%。综合考虑生产效应和环境效应, 水稻秸秆焚烧不是明智的选择。

关键词: 晚稻田; 秸秆焚烧; CH₄; N₂O; 产量

中图分类号: S153

气候系统变暖已经成为一个不争的事实, 并在近些年来呈现加剧增温的趋势。全球平均温度的升高, 很可能是由于大气中温室气体浓度增加所导致的^[1]。在 3 种主要的温室气体中, CH₄ 和 N₂O 是仅次于 CO₂ 的重要的两种温室气体, 对全球增温的贡献率分别达到 14.3% 和 7.9%^[1]。稻田是一个重要的 CH₄ 和 N₂O 人为排放源。我国是世界上最大的水稻种植国之一, 种植面积约占全世界的 18.8%^[2], 来源于稻田的 CH₄ 排放为 6.15 Mt (1994 年), 约占我国 CH₄ 排放总量的 17.93%^[3-4]。由于水分管理方式的改变, 稻田 N₂O 排放也日益受到重视^[4]。秸秆焚烧也是 CH₄ 和 N₂O 的排放源。据估算, 我国 1990 年稻田秸秆燃烧直接排放的 N₂O 约为 1.6 Gg, 居所有作物秸秆燃烧排放的首位^[5]。

稻草在广大水稻产区露天焚烧的现象很普遍。据调查, 印度、泰国和菲律宾等主要产稻大国每年露天燃烧的水稻秸秆分别占水稻秸秆总量的 23%、48% 和 95%^[6]。假设秸秆燃烧释放的 CO₂ 能够全部被次年种植的作物固定, 但其他污染物如氮氧化物、CH₄ 以及多环芳香烃等进入大气后清除的周期很长^[7], 长期积

累后会引起全球气候变化等生态危机, 破坏生态环境的平衡。我国政府通过立法和其他措施等禁止焚烧秸秆, 并积极推广稻草腐熟还田技术, 以减缓农业生产对气候变化的影响。由于稻田机械化作业的普及, 水稻秸秆作为生活燃料和饲料的比例大幅度减少, 农民为了便于耕作, 大面积焚烧秸秆的现象依然存在。

以往大部分的稻田 CH₄ 和 N₂O 排放观测是在秸秆移除或还田的模式下, 而对秸秆露天燃烧方式下的研究很少见。研究秸秆燃烧是否对稻田 CH₄ 和 N₂O 排放产生影响, 对我国稻田温室气体减排和水稻生产具有一定意义。本研究选取位于我国水稻生产第一大省的湖南省, 研究秸秆原位焚烧与常规施肥处理对红壤晚稻田 CH₄ 和 N₂O 排放以及产量的影响。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

试验地点位于湖南省长沙县干杉乡长安村 (28°08'N, 113°12'E), 海拔 42 m, 年平均温度为 17.1℃, 年降水量在 1316 mm, 年 >10℃ 积温 5300℃~6500℃, 属于亚热带季风性气候。该试验种植模式是

①项目基金: “十一五” 国家科技支撑计划项目 (2008BAD95B03、2007BAD89B11) 资助。

* 通讯作者 (yueli@ami.ac.cn)

作者简介: 石生伟 (1984—), 男, 甘肃金塔人, 硕士研究生, 主要从事农田温室气体排放及减排措施方向研究。E-mail: weiweishi848@gmail.com

双季稻-冬闲, 土壤类型属于第四纪红色黏土发育的红黄泥水稻土, 基本理化性质为有机质 21.5 g/kg (高温外加热重铬酸钾氧化-容量法), 碱解 N 124 mg/kg (康维皿扩散法), 有效 P 13.4 mg/kg (Olsen 法), 速效 K 47 mg/kg (醋酸铵提取法), pH 5.20 (水土比为 2.5:1)。

1.2 试验设计及田间管理

本试验采用单因素随机设计, 共有 2 个处理, 设置 3 个重复, 各小区长 5 m, 宽 4 m, 小区田埂采用薄膜覆盖以避免相互串水。晚稻采用优质稻岳优 360。试验处理设置如下: 常规化肥 (NPK, N、P、K 肥用量分别为 N 180 kg/hm²、P₂O₅ 45 kg/hm² 和 K₂O 150 kg/hm²) 和常规化肥+秸秆原位焚烧 (NPK+SB)。化学 N、P、K 肥分别为尿素、过磷酸钙和氯化钾。P 肥以基肥形式一次性施入, 而 N 肥和 K 肥则不同时期施入。稻草为上季早稻收割后新鲜的全量秸秆, 折合干物质质量约为 4.8 t/hm²。原位焚烧的方式参照当地机械收割后焚烧方式, 将秸秆平铺成带状后焚烧。晚稻具体田间管理见表 1。

表 1 晚稻主要的田间管理措施
Table 1 Managements of later rice field

时间	管理措施
6月8日	播种育苗
7月15日	秸秆原位焚烧, 施入基肥 (50% N 肥, 100% P 肥和 50% K 肥)
7月16日	插秧, 株距 18 cm × 18 cm
7月23日	追施分蘖肥 (40% N 肥和 50% K 肥)
8月12日—20日	排水晒田
9月7日	追穗肥 (10% N 肥)
10月10日	收割

1.3 采样方法及测定指标

本试验采用静态暗箱-气相色谱法, 以手动采样的方式进行观测。采样箱采用聚碳酸酯材料制成, 箱内有风扇并有外置的蓄电池驱动。箱体直径 55 cm, 高 1.2 m, 外表粘贴“黑色+纯白色”双层波音片材料, 分别用来隔绝光线和避免箱体吸收太阳光辐射而引起内部温度升高。采样时间为早上 8:00—10:00, 从罩箱后 5、10、15 和 20 min 后用注射器取 60 ml 气体注入预先抽真空的玻璃瓶中保存并当天测定。每隔 3 天取样一次, 遇强降雨天气则推迟或提前一天取样, 在晒田期加密取样。样底座由不锈钢材料制成, 底面积 0.25 m²。每次采样前在底座水槽内加水以保证密封, 并记

录每个小区的水层深度、土壤 5 cm 处温度。

CH₄ 和 N₂O 浓度采用自动进样器和气相色谱 (Agilent7890A, 美国) 测定, 检测器分别是火焰离子检测器 (FID) 和电子捕获检测器 (ECD), 检测器温度分别为 200℃ 和 330℃。气相色谱的分离材料是 PQ 填充柱, 柱温 55℃。标准气体由国家标准物质中心提供。该系统测定 CH₄ 和 N₂O 浓度的变异系数分别为 0.73% 和 1.25% ($n=8$), 检出限分别为 0.02 mg/(m²·h) 和 14.2 μg/(m²·h), 测定方法见文献[8]。土壤 5 cm 温度和 0 ~ 10 cm 土壤体积含水量采用土壤水分自动记录仪 Em50 (ECH₂O Logger, 美国) 观测。

1.4 计算方法和数据分析

稻田 CH₄ 和 N₂O 排放通量计算公式如下^[9]:

$$F = \rho \cdot h \cdot dC/dt \cdot 273/(273+T) \quad (1)$$

式中, F 为 CH₄ 的排放通量 ((mg/(m²·h)) 和 N₂O 的排放通量 (μg/(m²·h)), ρ 为 CH₄ 和 N₂O 标准状态下的密度 (CH₄ 为 0.714 kg/m³, N₂O 为 1.964 kg/m³), h 为经过田间水层高度调整后采样箱顶部距水面的实际高度 (m), dC/dt 为采样过程中采样箱内 CH₄ 浓度变化率 (ml/(m³·h)) 或 N₂O 浓度变化率 (μl/(m³·h)), 即罩箱后密闭时间与箱内气体浓度进行线性回归方程的斜率, T 为采样箱内的平均温度 (°C)。

秸秆焚烧产生的 CH₄ 和 N₂O 排放量用以下公式^[10-11]:

$$Ea = Q \cdot EFa \cdot fco \quad (2)$$

式中, Ea 是燃烧秸秆产生的 CH₄ 和 N₂O 质量 (kg CH₄ 或 kg N₂O); Q 是燃烧的秸秆干重; EFa 是单位质量秸秆的排放系数 (g/kg), 通过参考有关资料, CH₄ 排放系数为 1.68 g/kg^[12], N₂O 排放系数为 0.07 g/kg^[13]; fco 是燃烧系数, 秸秆的燃烧效率与当地农民的燃烧习惯有很大的关系。Zarate 等^[14]对 32 个样本的实地测量, 测得平均值为 80%, 通过观察实地的燃烧情况, 认为秸秆的燃烧效率在 80% 比较合理。

土壤充水空隙度 (Water-filled pore space, WFPS) 计算方式为:

$$WFPS = \theta_v / TP = \theta_v / (1 - \rho_v / \rho_s) \quad (3)$$

式中, θ_v 是土壤体积含水量 (cm³/cm³), TP 是土壤总孔隙度 (cm³/cm³), ρ_v 是土壤体积质量 (g/cm³), ρ_s 为土壤密度 (2.65 g/cm³)。

试验数据采用 Excel 整理后作图并用 SAS8.1 软件进行统计分析。

2 结果与讨论

2.1 晚稻田 CH₄ 排放通量的季节变化和排放量

不同施肥处理下晚稻 CH₄ 排放季节变化规律相似, 主要表现为排放集中在插秧至排水晒田前的一个半月内。移栽后排放通量迅速上升。移栽 10 天后出现一次持续一周的降水天气, 导致土壤温度较低, 分蘖期稻田 CH₄ 排放也出现了一定的波动。此后随着土壤温度的上升, CH₄ 排放逐渐增加。NPK 处理在生长初期的排放低于 NPK+SB 处理, 分蘖后期开始剧增, 最高幅度可达 35 mg/(m²·h), 而 NPK+SB 处理排放相对比较平缓。晒田过程中两处理 CH₄ 排放急剧降低, 此后维持很低水平, 处理间的差别不大 (图 1)。晚稻生长期两个处理的 CH₄ 排放量仅相差 3.3 kg/hm², 差异

不显著 ($p>0.05$) (表 2)。与以往观测结论一致, 晒田对稻田 CH₄ 排放具有决定性的作用^[15-16]。

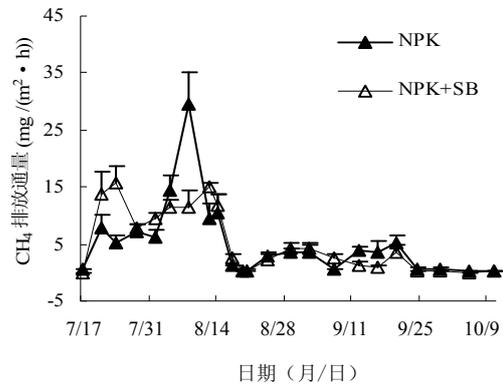


图 1 晚稻田 CH₄ 排放通量的季节变化 (平均值 + 标准误差)

Fig. 1 Seasonal variation of CH₄ emission fluxes in later rice field

表 2 不同施肥处理下晚稻田 CH₄ 和 N₂O 排放量

Table 2 CH₄ and N₂O emissions in later rice field under different fertilization treatments

处理	CH ₄			N ₂ O			燃烧排放/总排放	
	燃烧排放量	平均排放通量	季节积累排放量	燃烧排放量	平均排放通量	季节积累排放量	CH ₄	N ₂ O
	(kg/hm ²)	(mg/(m ² ·h))	(kg/hm ²)	(kg/hm ²)	(μg/(m ² ·h))	(kg/hm ²)	(%)	(%)
NPK	0	5.08 ± 0.93 a	141.39	0	37.83 ± 2.50 a	1.05	0	0
NPK+SB	6.45	5.20 ± 0.50 a	144.64	0.27	46.17 ± 10.87 a	1.29	4.27	17.31

注: 同列数值字母相同代表处理间差异不显著 ($p>0.05$)。

插秧至晒田期内, 土壤水分处于饱和状态, 而土壤温度较高 (图 2), CH₄ 排放强度大。晒田过程中土壤充水空隙度 (WFPS) 逐渐降低, 土壤通气性的改善, 促进 CH₄ 氧化并抑制产甲烷菌活性^[16], 导致 CH₄ 排放迅速下降。晒田后即使淹水条件下, 由于稻田土壤产 CH₄ 能力的丧失和温度逐渐降低, 不可能恢复到以前排放水平。水分和温度变化是影响晚稻田 CH₄ 排放的主要因素。

2.2 晚稻田 N₂O 排放通量的季节变化和排放量

晚稻生长期 N₂O 排放通量分别在追肥后出现两次排放高峰 (图 3)。第一次在移栽后第 12 天至晒田前, NPK+SB 处理持续时间比较长, 而 NPK 处理则以脉冲形式排放, 峰值高达 400 μg/(m²·h)。晒田期内 NPK+SB 处理在 8 月 17 日出现了一个较小的排放峰值 (100 μg/(m²·h)), 其他时间两个处理均未出现 N₂O 集中排放。第二个排放峰值出现在 9 月 12 日, 两处理均出现一个较小的排放峰值, 幅度在 100

~ 200 μg/(m²·h) 之间。收割前两周的无水期内 N₂O 排放很低。在晒田期采取加密取样的情况下也未发现 N₂O 大量排放, 而 N₂O 排放集中在追肥后水分相对充足时期。

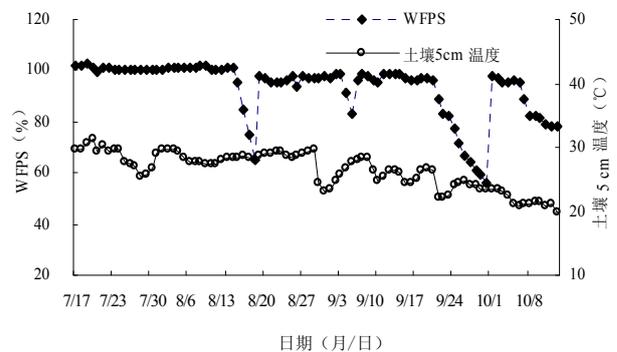


图 2 晚稻生长季节内 5 cm 土壤温度和 0~10 cm 土壤充水空隙度 (WFPS) 动态变化

Fig. 2 Dynamic changes of soil temperature at 5 cm depth and 0-10 cm soil water-filled pore space (WFPS) in later rice field

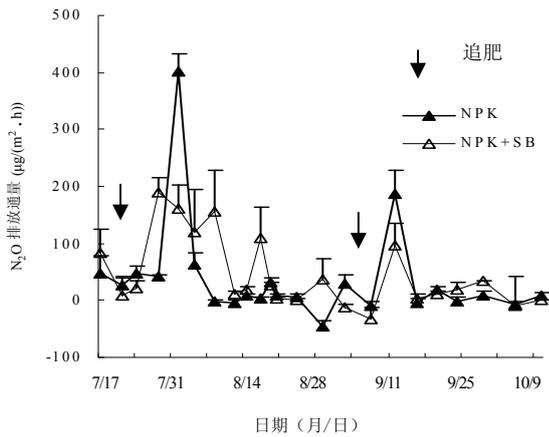


图 3 晚稻田 N₂O 排放通量的季节变化 (平均值+标准误差)

Fig. 3 Seasonal variation of N₂O emission fluxes in later rice field

N₂O 是硝化和反硝化反应的产物，土壤充水空隙度、土壤有效 N 含量和温度是影响 N₂O 排放的主要因素^[17]。通常研究认为^[18-19]，当稻田土壤 WFPS 在 75%~85% 时，N₂O 排放最强烈。本试验中晒田期 0~10 cm 土壤 WFPS 下降至 60%，也没有出现 N₂O 集中排放，相反，整个生育期的排放最大值是在追肥后的淹水期。通过与郑循华^[19]、邹建文等^[20]稻田 N₂O 观测结果比较，笔者认为施肥的差异造成该试验中 N₂O 排放特征不同于其他试验，本试验 N 肥量为 180 kg/hm²，其运筹（基肥:分蘖肥:穗肥的比例）为 5:4:1，分蘖期追肥后 20 天才开始晒田，研究表明稻田施肥后土壤中高浓度的矿质 N 仅能维持 3~7 天^[21]。土壤矿质 N 经过水稻植株吸收、氨挥发等途径消耗后含量迅速降低，故晒田期 N₂O 排放很低。黄树辉等^[22]在浙江嘉兴稻田的施肥运筹与本试验相同，即使在高施 N 量情况下（360 kg/hm²），晒田期 N₂O 排放的最高值也仅为 75.6 µg/(m²·h)。晒田期能否出现 N₂O 排放峰值，很可能取决于与 N 肥用量和追肥时间密切相关的土壤含 N 量。追肥后出现明显的 N₂O 排放峰值来源于水稻根际附近 NH₄⁺-N 的硝化和反硝化作用。而土壤水分饱和状态下 N₂O 可以通过植株导管和气孔向大气排放^[23]。

分析表明，N₂O 排放通量与土壤温度、水分含量不存在相关性 ($p>0.05$)。这可能是受到土壤 N 素含量的限制，掩盖了土壤湿度和温度对 N₂O 排放的影响。

2.3 秸秆焚烧对晚稻田 CH₄ 和 N₂O 排放的影响

根据设定参数的估算，水稻秸秆燃烧过程中排放的 CH₄ 和 N₂O 分别为 4.6 和 0.27 kg/hm²，占到 NPK+SB 处理在整个晚稻田排放的 4.27% 和 17.31% (表 2)。与水稻生长期间的排放量相比，秸秆燃烧产生 CH₄ 很少，

却占 N₂O 排放的一定份量。本文中水稻秸秆焚烧的 N₂O 排放系数仅为 0.07 g/kg，其 N₂O-N 仅占秸秆 N 素的 0.49% (秸秆 N 素含量 0.92%)。如果以氮氧化物 (NO_x) 和氨气 (NH₃) 排放系数 3.43 和 1.3 g/kg^[12, 24] 计算，二者 N 素占到秸秆 N 素总量的 30%。由此估算，秸秆焚烧直接排放的 N₂O 仅是一小部分，而排放到大气中的 NO_x 和 NH₃ 占有重要部分。这些污染物通过干、湿沉降等形式进入土壤将成为潜在的 N₂O 排放源。

晚稻生长期间两处理的 CH₄ 排放量非常接近，而 NPK+SB 处理的 N₂O 排放量比 NPK 处理高 22.8%，但差异不显著。马静等^[15]研究表明，麦秆焚烧后残留的有机 C 仍然能为产甲烷菌提供有机 C 来源而增加稻田 CH₄ 排放，由于秸秆燃烧不完全，会固定土壤中的有效 N 而显著降低 N₂O 排放。马二登等^[25]对麦地稻秆焚烧下 N₂O 排放观测表明，秸秆焚烧会减少土壤水分，加剧 N 素损失，从而降低麦地 N₂O 排放。本试验结果认为秸秆焚烧对晚稻田水稻生长季节 CH₄ 和 N₂O 排放的影响并不大，这可能是由于燃烧条件不一致。该秸秆焚烧是早稻收割后第二天进行的，秸秆以条带状焚烧，燃烧相对充分；同时土壤湿度大，秸秆燃烧不足以短期内引起土壤有机质的下降和微生物活性和数量的改变。由于 N₂O 是一种痕量气体，土壤排放存在很大的变异性，该观测数据不能说明焚烧秸秆会增加稻田 N₂O 排放。因此，有必要进行长期的定位试验来研究秸秆焚烧对稻田 CH₄ 和 N₂O 排放的影响。

2.4 秸秆焚烧对晚稻田产量和温室效应的影响

分析表 3 可知，CH₄ 是当地晚稻田主要的温室气体，其贡献占到 CH₄ 和 N₂O 全球增温潜势 (global warming potential, GWP) 之和的 90%。晚稻生长期两处理的 CH₄ 排放量非常接近，而 NPK+SB 处理的 N₂O 排放量比 NPK 处理的高 22.8%，但差异不显著 ($p>0.05$)。当晚稻田施等量化肥时，NPK+SB 处理的稻谷产量比 NPK 处理减少 0.6 t/hm²。Ma 等^[26]对稻麦轮作试验表明，麦秆焚烧处理与不焚烧处理的水稻产量差异不显著。Chareonsilp 等^[27]发现秸秆燃烧处理下稻田 CH₄ 排放的年际变化较大，而产量变化不大。长期定位试验数据表明，相同施肥条件下秸秆焚烧会降低稻田产量，主要原因是降低 N 素吸收率^[28]。本试验中秸秆焚烧处理降低了晚稻产量，具体的原因还有待进一步研究。

单位产量的全球增温潜势能综合反映稻田生产的环境效应和经济效益^[20]。以 100 年为时间尺度，NPK+SB 处理的单位产量的全球增温潜势比 NPK 处理高 22%。由于秸秆田间焚烧会产生降低土壤有机质含

表 3 不同施肥处理对晚稻田产量和温室效应的影响

Table 3 Effects of different fertilization treatments on grain yield and GWP from later rice field

处理	稻谷产量 (t/hm ²)	CH ₄ 排放		N ₂ O 排放		单位产量的 GWP (CO ₂ kg/kg)
		GWP	GWP/总 GWP	GWP	GWP/总 GWP	
		(CO ₂ kg/hm ²)	(%)	(CO ₂ kg/hm ²)	(%)	
NPK	7.6 a	3 535	91.87	313	8.13	0.50
NPK+SB	7.0 b	3 777	88.92	465	11.07	0.61

注: ①以 100 年为时间尺度, 单位质量的 CH₄ 和 N₂O 的全球增温潜势为 CO₂ 的 25 和 298 倍^[1]; ②单位产量的 GWP 排放是指晚稻生长期内某一处理的 GWP 的排放量 (CO₂ kg/hm²) 与稻谷产量 (kg/hm²) 的比值。

量、减少土壤养分^[28-29]、增加稻谷生产过程中温室气体排放等不利影响, 我们要积极寻求秸秆的其他利用形式, 避免露天焚烧。

3 结论

(1) 短期内早稻秸秆原位焚烧对红壤晚稻田 CH₄ 和 N₂O 排放的影响很小, 但会降低稻谷产量, 增加单位产量的全球增温潜势。

(2) 根据设定的参数, 秸秆燃烧中产生的 CH₄ 和 N₂O 分别占总排放的 4.27% 和 17.31%, 秸秆焚烧对估算稻田 N₂O 排放具有一定影响。

(3) 该施肥方式下红壤晚稻田 N₂O 排放出现在追肥后水分相对充足的时期, 而晒田期间排放很少。

致谢: 对中南大学隆平分院的李洪顺及湖南农业大学资源环境学院的朱坚、唐羽同学在试验过程中的帮助表示衷心感谢!

参考文献:

- [1] IPCC. Climate Change 2007. The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Forth Report of the Intergovernmental Penal on Climate Change. 2007. [2010-01-04]. http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr.pdf
- [2] IRRI. Trends in the rice economy: Rice production, area, and yield. 2009. [2010-01-04]. http://beta.irri.org/statistics/index.php?option=com_content&task=view&id=413&Itemid=352
- [3] 中华人民共和国国家发展与改革委员会. 中华人民共和国气候变化初始信息通报. 北京: 中国计划出版社, 2004:13-20
- [4] Zou JW, Huang Y, Qin YM, Liu SW, Shen QR, Pan GX, Lu YY, Liu QH. Change in fertilizer-induced direct N₂O emission from paddy fields during rice-growing season in China between 1950s and 1960s. *Global Change biology*, 2009,15: 229-242
- [5] Li YE, Lin ED. Emissions of N₂O, NH₃, and NO_x from fuel combustion, industrial processes and the agricultural sectors in China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2000, 57: 99-106
- [6] Butchaiah G, Christoph M, Reiner W. Rice straw as a renewable energy source in India, Thailand, and the Philippines: Overall potential and limitations for energy contribution and greenhouse gas mitigation. *Biomass and Bioenergy*, 2009, 33(11): 1 532-1 546
- [7] Cao GL, Zhang XY, Gong SL, Zheng FC. Investigation on emission factors of particulate matter and gaseous pollutants from crop residue burning. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 20(1): 50-55
- [8] 王跃思, 王映红. 陆地和淡水湖泊与大气间碳交换观测. 北京: 科学出版社, 2006
- [9] Zheng XH, Wang MX, Wang YS, Shen RX, Li J, Heyer M, Li LT, Jin JS. Comparison of manual and automatic methods for measurement of methane emission from rice paddy fields. *Advances Atmospheres Science*, 1998, 15(4): 569-579
- [10] Butchaiah G, Sébastien B, Christoph M, Savitri G. Air pollutant emissions from rice straw open field burning in India, Thailand and the Philippines. *Environmental Pollution*, 2009, 157(5): 1 554-1 558
- [11] Shivraj S, Sharma C, Singh DP, Dixit CK, Singh N, Sharma P, Singh K, Bhatt S, Ghude S, Gupta V, Gupta RK, Tiwari MK, Garg SC, Mitra AP, Gupta PK. A study for development of emission factors for trace gases and carbonaceous particulate species from in situ burning of wheat straw in agricultural fields in india. *Atmospheric Environment, Volume*, 2007, 41(39): 913-918
- [12] 曹国良, 张小曳, 王丹, 郑方成. 秸秆露天焚烧排放的 TSP 等污染物清单. *农业环境科学学报*, 2005, 24(4): 800-804
- [13] Andreae MO, Merlet P. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochem. Cycles*, 2001, 15(4): 955-966
- [14] Zarate OD, Ezcurra A, Lacaux JP, Dinh PV, Argandana JD. Pollution by cereal waste burning in Spain. *Atmospheric Research*,

- 2005, 73(1): 161-170
- [15] 马静, 徐华, 蔡祖聪, 曹金留, 八木一行. 焚烧麦秆对稻田 CH₄ 和 N₂O 排放的影响. 中国环境科学, 2008, 28(2): 107-110
- [16] 郑循华, 王明星, 王跃思, 沈壬兴, 上官行健. 华东稻田 CH₄ 和 N₂O 排放. 大气科学, 1997, 21(3): 231-237
- [17] Bouwman AF. Nitrogen oxide and tropical agricultural. Nature, 382: 866-867
- [18] Cialo E, Conti M, Bartoloni N, Rubio G. The effect of moisture on nitrous oxide emissions from soil and the N₂O/(N₂O+N₂) ratio under laboratory conditions. Biology and Fertility of Soils, 2007, 43: 675-681
- [19] 郑循华, 王明星, 王跃思, 沈壬兴, 龚宴邦, 骆冬梅, 张文, 金继生. 稻麦轮作生态系统中土壤湿度对 N₂O 产生与排放的影响. 应用生态学报, 1996, 7(3): 273-279
- [20] 邹建文, 黄耀, 宗良纲, Sass R. 不同种类有机肥施用对稻田 CH₄ 和 N₂O 排放的综合影响. 环境科学, 2003, 24(4): 7-21
- [21] 李冬初, 徐明岗, 李菊梅, 秦道珠, 八木一行, 宝川靖和. 化肥有机肥配合施用下双季稻田氮素形态变化. 植物营养学与肥料报, 2009, 15(2): 303-310
- [22] 黄树辉, 吕军, 曾光辉. 水稻烤田期间 N₂O 排放及其影响因素. 环境科学学报, 2004, 24(6): 1 084-1 090
- [23] Yan XY, Shi S, Du L, Xing GX. Pathways of N₂O emission from rice paddy soil. Soil Biology and Biochemistry, 2000, 32: 437-440
- [24] Streels DC, Bond TC, Carmicheal GR, Fernandes SD, Fu Q, He D. An inventory of gaseous and primary earol emissions in Asia in the year 2000. Journal of Geophysical Research, 2003, 108(21): 8 809-8 832
- [25] 马二登, 马静, 徐华, 曹金留, 蔡祖聪, 八木一行. 稻秆还田方式对麦田 N₂O 排放的影响. 土壤, 2007, 39(6): 870-873
- [26] Ma J, Ma ED, Xu H, Yagi K, Cai ZC. Wheat straw management affects CH₄ and N₂O emissions from rice fields. Soil Biology and Biochemistry, 2009, 21: 1-7
- [27] Chareonsilp N, Buddhaboorn C, Promnart P, Wassmann R, Lantin RS. Methane emission from deepwater rice fields in Thailand. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2000, 58: 121-130
- [28] Verna TS, Bhagat RM. Impact of rice straw management practices on yield, nitrogen uptake and soil properties in a wheat-rice rotation in northern India. Fertilizer Research, 1992, 33: 97-106
- [29] Yadvinder S, Gupta RK, Gurpreet S, Jagmohan S, Sidhu HS, Bijay S. Nitrogen and residue management effects on agronomic productivity and nitrogen use efficiency in rice-weat system in Indian Punjab. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2009, 84: 141-154

Influence of Early Rice Straw Burning on CH₄ and N₂O Emissions and Grain Yield of Later Rice Fields in Red Soil

SHI Sheng-wei¹, LI Yu-e¹, LI Ming-de², WAN Yun-fan¹, PENG Hua², WU Hai-yong²

(1 Institute of Agro-Environment and Sustainable Development, Chinese Academy of Agriculture Sciences/The Key Laboratory for Agro-Environment and Climate Change, Ministry of Agriculture, Beijing 100081, China; 2 Soil and Fertilizer Institute of Hunan Province, Changsha 410125, China)

Abstract: By using the method of static chamber-gas chromatograph technique, CH₄ and N₂O emission fluxes from later rice fields in 2009 were studied under the conventional chemical fertilizer (NPK) and conventional chemical fertilizer + rice straw burning (NPK+SB), while CH₄ and N₂O emission from rice straw burning was calculated by default value. The results showed that CH₄ emissions during rice growing season were very similar in both treatments, meanwhile, N₂O emission increased by 22.8% than former, but the difference was not significant at 0.05 level. The highest N₂O emission occurred in the period of soil saturation moisture after top-dressing both in two treatments. CH₄ and N₂O emissions from rice straw burning represented 4.27% and 17.31% of total emissions in NPK+SB respectively. The global warming potential per unit rice grain of NPK+SB was 22% more than NPK. Rice straw burning should be avoided judged comprehensively by consideration of economic and environmental effects.

Key words: Later rice field, Rice straw burning, CH₄, N₂O, Yield