

猪粪沼液施用对稻麦轮作系统土壤 氧化亚氮排放的影响

黄红英^{1,2}, 曹金留³, 靳红梅^{1,2}, 常志州^{1,2*}

(1.江苏省农业科学院农业资源与环境研究所,南京 210014; 2.江苏省农业废弃物资源化工程技术研究中心,南京 210014;
3.江苏农林职业技术学院,句容 212400)

摘要:以典型的猪粪尿发酵沼液为对象,探讨了沼液施入量和管理方式对以中国东部稻麦轮作农田系统土壤 N_2O 排放规律和排放量的影响。研究表明,与化学氮肥相比,沼液施用未影响稻麦轮作系统土壤 N_2O 排放的季节变化规律,但影响其排放量的大小。稻季 100%施用沼液的处理($\text{N}_{100\% \text{DPS}}$)其累积排放量为 $0.71 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ (2008 年)和 $1.38 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ (2009 年),显著高于 100%施用化肥的处理($\text{N}_{100\% \text{Urea}}$),即 $0.68 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $1.06 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。麦季 $\text{N}_{100\% \text{DPS}}$ 处理 N_2O 的累积排放量分别为 $6.56 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ (2008 年)和 $5.05 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ (2009 年),与 $\text{N}_{100\% \text{Urea}}$ 处理(2008 年: $5.89 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; 2009 年: $3.93 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)无显著差异,但均显著高于稻季各处理。随着沼液替代化学肥料用量的降低,稻田 N_2O 排放量呈降低趋势,而沼液一次性施入和分次施入对稻田 N_2O 排放的季节动态和累积排放量均无显著影响;但沼液不同的管理方式对麦季累积 N_2O 排放量更为复杂。稻、麦两季 $\text{N}_{100\% \text{DPS}}$ 处理中 N_2O 排放系数(f)均最大,分别达到 0.3% 和 1.6%,但沼液分次施入和一次性施入的处理间 f 值均无显著差异。

关键词:猪粪沼液;稻麦轮作;氧化亚氮(N_2O); N_2O 排放系数

中图分类号:X511 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2011)11-2353-09

Influence of Application of Digested Pig Slurry on Nitrous Oxide Emission Under Rice-Wheat Rotation System

HUANG Hong-ying^{1,2}, CAO Jin-liu³, JIN Hong-mei^{1,2}, CHANG Zhi-zhou^{1,2*}

(1. Institute of Agricultural Resources and Environment, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014, China; 2. Jiangsu Agricultural Waste Treatment and Recycle Engineering Research Center, Nanjing 210014, China; 3. Jiangsu Polytechnic College of Agriculture and Forestry, Jurong 212400, China)

Abstract: The effect of digested manure slurry on soil nitrous oxide(N_2O) emission applying as fertilizer remains ambiguous. This study was conducted to determine how application of digested pig slurry (DPS) would affect N_2O flux dynamics and accumulative emission in rice-wheat rotation system. Results showed that (1) Application of DPS had no significant influence on N_2O emission dynamics during the growing periods of rice and winter wheat; (2) The accumulative N_2O emission was $0.71 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ and $1.38 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, respectively, during the growing periods of rice in 2008 and 2009, which were significantly higher than those in $\text{N}_{100\% \text{Urea}}$ treatments; (3) The N_2O flux and its accumulative emission in $\text{N}_{100\% \text{DPS}}$ treatments was from 5 to $972 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, and from $5.05 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ to $6.56 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, respectively, which were not significantly different than those in $\text{N}_{100\% \text{Urea}}$ treatments; (4) N_2O emissions were declined with the substitution rates during the growing period of rice, while the trends were opposite; (5) N_2O emission factor was the highest in $\text{N}_{100\% \text{DPS}}$ treatment, reached to 0.3% in rice field and 1.6% in wheat field; (6) The application frequency of DPS had no significant effect on accumulative N_2O emissions in rice field; while $\text{ON}_{75\% \text{DPS}} > \text{N}_{75\% \text{DPS}}$ ($P < 0.05$ in 2008) and $\text{N}_{50\% \text{DPS}} > \text{ON}_{50\% \text{DPS}}$ ($P < 0.01$ in 2009) in wheat field.

Keywords: digested pig slurry; rice-wheat rotation; nitrous oxide(N_2O); N_2O emission factor

收稿日期:2011-05-14

基金项目:国家支撑计划(2006BAD17B06)

作者简介:黄红英(1967—),男,博士研究生,副研究员,主要从事农业废弃物资源化研究。E-mail: sfmicrolab@yahoo.com.cn

* 通讯作者:常志州 E-mail: czhizhou@hotmail.com

氧化亚氮(N_2O)是一种受人类活动影响较大的温室气体,对大气温室效应的贡献仅次于 CO_2 和 CH_4 。它是平流层中臭氧层破坏的光化学反应的主要参与者^[1],其在20年时间尺度上的全球增温潜势(Global Warming Potential; GWP)为 CO_2 的275倍^[2]。研究表明,大气中增加的 N_2O 有70%~90%来自于地表生物源,全球由于肥料施用而从农田排放的 N_2O -N达到2~3 $\text{Tg}\cdot\text{a}^{-1}$,约占全球生物源的 N_2O -N排放总量的21%~46%^[3]。

我国是水稻种植大国,种植面积占全球的22%,居世界首位。早期的研究认为水稻生长期只有少量的 N_2O 排放,但近十多年来的大量研究发现,在排水期间和旱作季节稻田也能排放较高的 N_2O ^[3-6]。我国稻田主要实行单季水稻-小麦,双季水稻-油菜,双季水稻-休闲3种植制度。其中,水稻-冬小麦水旱轮作体系占86%,稻田排放 N_2O 占农业土壤排放 N_2O 的22%^[3-4]。水旱轮作系统内作物和土壤季节间的干湿交替变化,引起土壤物理、化学和生物学特征在不同作物季节间的交替变化。该系统在物质循环及能量流动、转换方面都明显区别于双季稻生态系统。该系统生长季内 N_2O 排放是单季稻-冬季淹水处理的2.79倍^[5]。肥料类型、施用方式和水分管理是影响稻田 N_2O 排放的主要因素,其中,增加土壤N素对 N_2O 排放增加的影响最显著^[7]。有机肥的施用对稻田 N_2O 排放的影响报道相对较少,且结果不一^[8-9]。

随着以畜禽粪便为发酵原料的沼气工程数量的不断增加,每年沼液排放量高达1.3亿 t ^[10]。沼液含有大量氮、磷、钾等营养元素,将其作为液体有机肥进行农田回用是沼液处理的主要途径^[11]。但沼液与普通有机肥相比,含有大量的可溶性有机碳,其速效养分含量更高,其中 NH_4^+-N 含量占总氮量的70%以上^[11];且沼液中99%都是液体,施入土壤后同时增加了土壤水分,也降低了肥料的粘滞性,有利于氮素向深层土壤的迁移^[1]。沼液施入农田后是否会像化肥一样,引起温室气体(如 N_2O)排放的增加?增加量有多大?很少有系统的研究和报道。

本研究以中国东部地区水稻-冬小麦轮作系统为研究对象,选用典型的猪粪尿发酵沼液为施用肥料,探讨沼液施用对稻麦轮作体系土壤 N_2O 排放规律和排放量的影响,为沼液合理利用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究样地

试验地点处于江苏省宜兴市高塍镇红塔村(北纬

31°26',东经119°47')。试验土壤为黄泥土,0~20 cm土层土壤pH值为6.23,有机质含量为 $16.2\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、全氮(TN)和全磷(TP)含量分别为 $1.23\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $0.45\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

本研究自2008年水稻移栽开始至2011年小麦收获为止,进行了3年共6季的大田施用猪粪沼液试验,本文仅选择了2008年至2009年水稻和小麦各两季的 N_2O 气体排放数据进行分析。

1.2 供试材料

供试水稻品种为镇稻10号,小麦品种为扬麦13号。

供试沼液(Digested pig slurry; DPS)取自宜兴市坤兴生态农业公司的沼气发酵罐(容积为 $1\ 000\text{ m}^3$),发酵原料为猪粪尿及冲圈废水,反应器类型升流式固体反应器(Up-flow Solids Reactor; USR),已正常运行3年。沼液于试验开始前2 d 1次性取出,置于PVC桶内贮存,其主要成分和化学性质如下:可溶性有机碳(DOC)为 $513.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,总氮(TN)为 $880\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,其中铵态氮(NH_4^+-N)为 $718\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;总磷(TP)和总钾(TK)分别为 $37.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $590\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;pH值为7.83,化学需氧量(COD_Cr)为 $3\ 737\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

1.3 试验处理

试验设8个处理,分别为:对照(N_0)、100%尿素氮($\text{N}_{100\%\text{Urea}}$)、25%沼液氮+75%尿素氮($\text{N}_{25\%\text{DPS}}$)、50%沼液氮+50%尿素氮($\text{N}_{50\%\text{DPS}}$)、75%沼液氮+25%尿素氮($\text{N}_{75\%\text{DPS}}$)和100%沼液氮($\text{N}_{100\%\text{DPS}}$),以及50%(ON_{50%DPS})和75%(ON_{75%DPS})沼液氮一次性作基肥施入处理。除不施肥的对照(N_0)处理外,其他各处理的施氮(N)总量相同,稻季和麦季均为 $240\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。各处理肥料施用详情见表1。由于沼液中还含有大量的磷(P)和钾(K),为使各追肥处理的N、P和K的用量一致,除 N_0 和 $\text{N}_{100\%\text{DPS}}$ 处理外的其他各处理在施用尿素作为氮源外,根据不同处理的需求还添加了过磷酸钙($\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2\cdot\text{H}_2\text{O}$)和氯化钾(KCl)作为P和K的补充。每个处理3个重复,24个田间试验小区按区组随机排列,每个小区面积为 25 m^2 。

水稻和小麦田间管理见表2,试验小区内病虫害及杂草防治均按当地一般农田管理方式进行。

1.4 气体样品采集与分析

N_2O 气体样品收集采用静态箱法。静态箱底座横截面积为 $0.5\text{ m}\times 0.5\text{ m}$,埋入地下约15 cm深处,上部留有3 cm深的水槽。整个生长季保持各处理底座内作物株数一致。箱体由铁皮焊制而成,高1 m,四周

表 1 试验处理代码、氮肥来源及其施用方式

Table 1 Treatment codes, sources of nitrogen and application processes in the study

处理代码	氮素(N)来源	施用方法
N ₀	不施肥料	—
N _{100%Urea}	100%尿素 N	分 3 次撒施:基肥 40%,分蘖(拔节)肥 25%,孕穗肥 35%
N _{25%DPS}	25%沼液 N,75%尿素 N	分 3 次施入:基肥 40%,分蘖(拔节)肥 25%,孕穗肥 35%;化肥为撒施,沼液计算体积后用塑料桶均匀撒施在农田
N _{50%DPS}	50%沼液 N,50%尿素 N	同 N _{25%DPS} 处理
N _{75%DPS}	75%沼液 N,25%尿素 N	同 N _{25%DPS} 处理
N _{100%DPS}	100%沼液 N	同 N _{25%DPS} 处理
ON _{50%DPS}	50%沼液 N,50%尿素 N	沼液作为基肥一次性施入,尿素 N 按 N _{100%Urea} 处理的比例分 3 次施入
ON _{75%DPS}	75%沼液 N,25%尿素 N	同 TN _{50%DPS} 处理

表 2 作物生长日期以及基肥、分蘖肥和孕穗肥的施用时间

Table 2 Planting time, data of applications of basic fertilizer, tillering fertilizer and earing fertilizer for rice and wheat, respectively

作物	生长日期 / 年 - 月 - 日	天数 / d	施肥日期 / 年 - 月 - 日			烤田日期 / 年 - 月 - 日
			基肥	分蘖肥	孕穗肥	—
水稻	2008-06-28(移栽)—2008-10-25	120	2008-06-28	2008-07-09	2008-08-23	2008-07-29—2008-08-08
	2009-06-16(移栽)—2009-11-09	146	2009-06-16	2009-07-13	2009-08-28	2009-07-21—2009-07-31
			基肥	拔节肥	孕穗肥	
小麦	2008-11-23—2009-06-06	201	2008-11-23	2009-03-10	2009-04-23	—
	2009-11-15—2010-06-10	202	2009-11-15	2010-03-10	2010-05-04	—

和顶部密封,外面包裹海绵和隔热板,防止太阳照射导致箱内温度变化过大。箱的顶部有两个直径 0.3 cm 的孔,用胶塞密封,一个插入温度计以测定取样时箱内的温度,另一个用于气样采集。施肥后 1 d 开始测定,此后测定频率为每 4 d 1 次,随着 N₂O 的排放量逐渐平稳,测定频率减少为每 7 d 1 次,生长末期测定频率为每 14 d 1 次。采样时间为上午 8:00—12:00。采样时将静态箱罩在注满水的底座上,密封后每 20 min 用 25 mL 带有三通气阀的针管将气体导入 18 mL 预先抽真空的玻璃瓶中,各小区共采样 3 次。气样采集的同时,用直尺测定水层厚度,用温度计测定箱内温度和 0~5 cm 土层的土温。

采集的气样在 24 h 内送至中国科学院南京土壤研究所开放实验室进行测定。样品 N₂O 浓度用带 ECD 检测器的气相色谱(岛津 GC-12B,日本)测定,柱温为 65 ℃,检测器温度为 300 ℃。以 95%氦气+5%甲烷作为载气,流速 40 mL·min⁻¹。N₂O 标准气体由日本国立农业环境技术研究所提供。N₂O 气体排放通量计算公式如下:

$$F=\rho\times V/A\times d_e/d_s\times 273/T$$
 (1)

其中, F 为 N₂O 气体排放通量,μg·m⁻²·h⁻¹; ρ 为标准状态下 N₂O 气体的密度,1.25 kg·m⁻³; V 为采样箱内有效体积,即采样箱顶部至所覆盖土壤表面(淹水

时是水面)的空间体积,m³; A 为采样箱所覆盖的土壤面积,m²; d_e/d_s 为单位时间采样箱内 N₂O 浓度的变化,ppm·h⁻¹; T 为采样箱内温度,K。

1.5 数据分析

N₂O 的累积排放量是将 3 个重复的排放速率按时间间隔加权,计算公式如下:

$$T=\sum\left(\frac{F_{i+1}+F_i}{2}\right)\times(D_{i+1}-D_i)\times 24/10^5$$
 (2)

其中, T 为 N₂O 季节排放总量,单位为 kg·hm⁻²; F_i 和 F_{i+1} 分别为第 i 和 $i+1$ 次采样时的 N₂O 平均排放通量,μg·m⁻²·h⁻¹; D_i 和 D_{i+1} 分别为第 i 和 $i+1$ 次采样时间,d;24 为 1 d 的小时数;10⁵ 为单位转换系数。

N₂O 排放系数(f),即肥料中的氮素以 N₂O 气体形式的损失百分比,计算公式如下:

$$f=(T-T_0)\times(28/44)/240\times 100\%$$
 (3)

其中, T 为各处理生长季内 N₂O 的累积排放量,kg·hm⁻²; T_0 为空白处理生长季内 N₂O 的累积排放量,kg·hm⁻²;28/44 为 N₂O 中氮素的比例;240 为生长季总施氮量,kg·hm⁻²。

施用不同肥料的处理间差异采用单因素方差分析(ANOVA),多重比较采用 Duncan 法。沼液分次施入和一次性施入的处理间差异采用独立样本 t 检验($P<0.05$)。数据分析软件为 SPSS 13.0。

2 结果与分析

2.1 稻季和麦季 N_2O 排放通量的季节变化

水稻生长的不同时期由于温度、土壤水分状况及施肥管理的差异,氧化亚氮排放通量有较大的差别。施入沼液和化肥后稻田和麦田生长季节 N_2O 排放通量随时间的变化特征见图 1 至图 4。除对照外,各施肥处理的 N_2O 排放通量季节变化特征基本相似。因此,沼液替代化学肥料 25% 的处理 N_2O 排放通量季节变化在图中未列出。

施入基肥和分蘖肥后稻田 N_2O 排放只有少量增加,主要原因是此时稻田处于持续淹水阶段,缺乏 N_2O 的产生与排放的条件;分蘖肥施入后 31 d(2008 年)和 35 d(2009 年)稻田进行烤田, N_2O 排放出现小幅增加,2008 年较 2009 年增加明显(图 1 和图 2)。主要原因是此阶段土壤水分降低,有利于 N_2O 的产生和排放;施入孕穗肥后稻田 N_2O 大幅增加,达到整个生长季的最大值。其中, $N_{100\%Urea}$ 处理 N_2O 排放通量最大,达到 $161 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ (2008 年)和 $145 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ (2009 年)。虽然此时稻田仍然处于淹水状态,但此时

均维持在浅水层,同时由于水稻生长发育的增加,可能通过根系输送更多的 O_2 ,进而导致 N_2O 的产生和排放;峰值后 N_2O 的排放持续一段时间后降低为追肥前水平,至水稻收获前 20 d 左右, N_2O 排放量又有小幅增加,而施用沼液的处理比化肥处理增加潜力更大(图 1a)。主要原因是此时期稻田排水搁田,土壤湿度明显降低,有利于 N_2O 产生和排放。

施入基肥后,麦田 N_2O 排放通量没有显著增加,可能是因为此阶段土壤温度和湿度较低,不利于微生物活动,因而只有少量的 N_2O 产生;随着温度的回升,施入返青肥后麦田 N_2O 排放通量大幅增加。2008 年 $N_{100\%Urea}$ 处理的 N_2O 排放通量最高可达 $791 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ (图 3a),显著高于 $N_{100\%DFS}$ 处理($625 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$)。而 2009 年 N_2O 排放通量则是 $N_{100\%DFS}$ 处理最高($487 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$),但与 $N_{100\%Urea}$ 处理($459 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$)间的差异不显著(图 4a)。2008 年施入返青肥后 N_2O 排放通量出现的第二个较小的峰值,可能是由于此观测点发生了较大的降水所造成的。2008 年施入穗肥后, N_2O 排放通量大幅增加,在 $N_{100\%DFS}$ 处理中 N_2O 排放通量达到最大值,达 $744 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$,但与 $N_{100\%Urea}$ 处理间的差

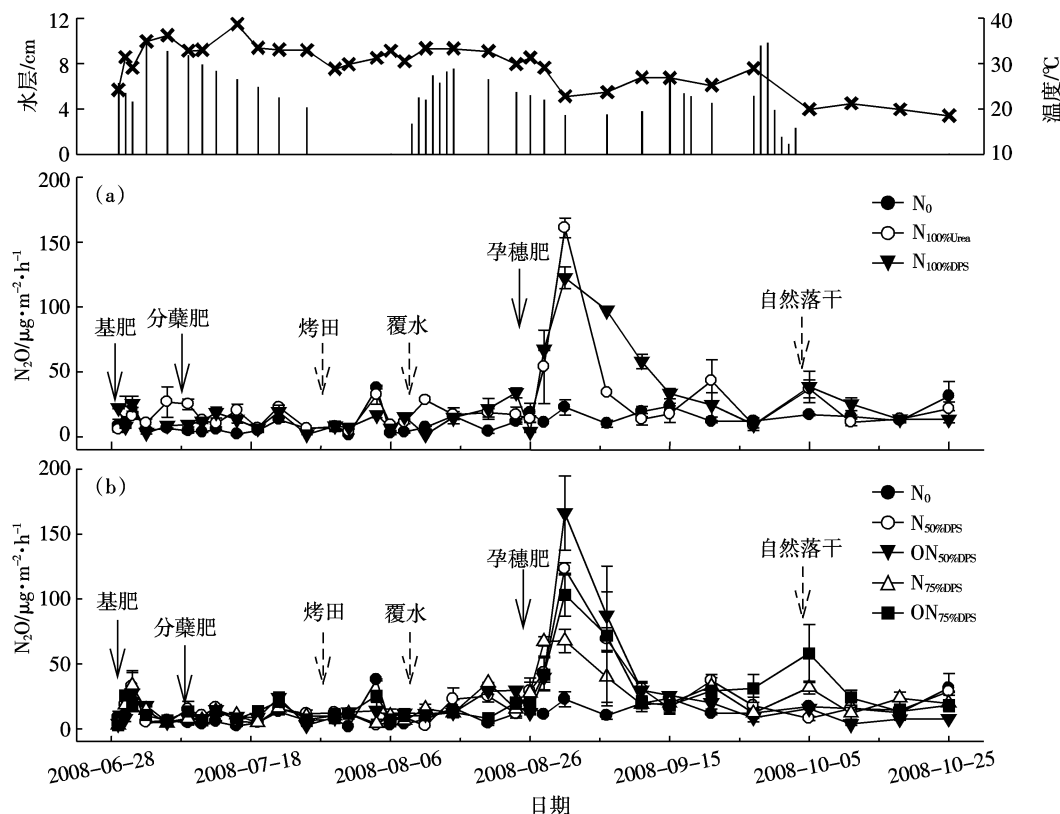
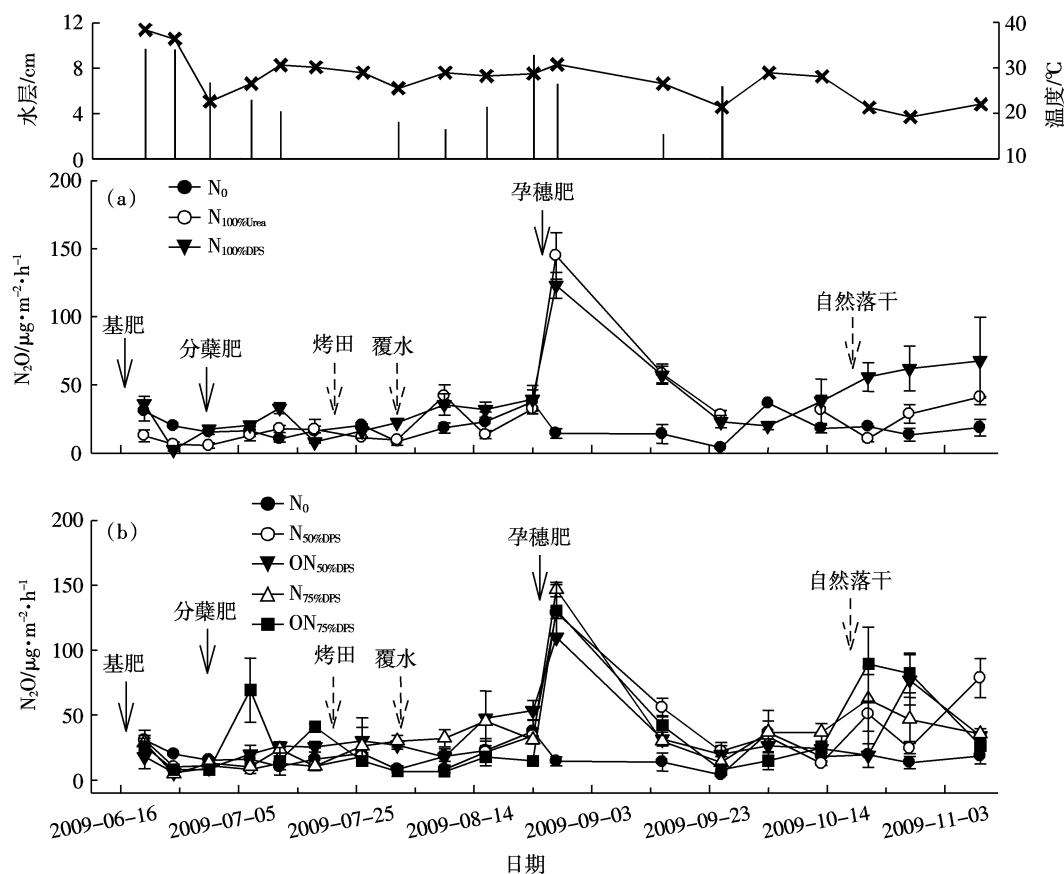
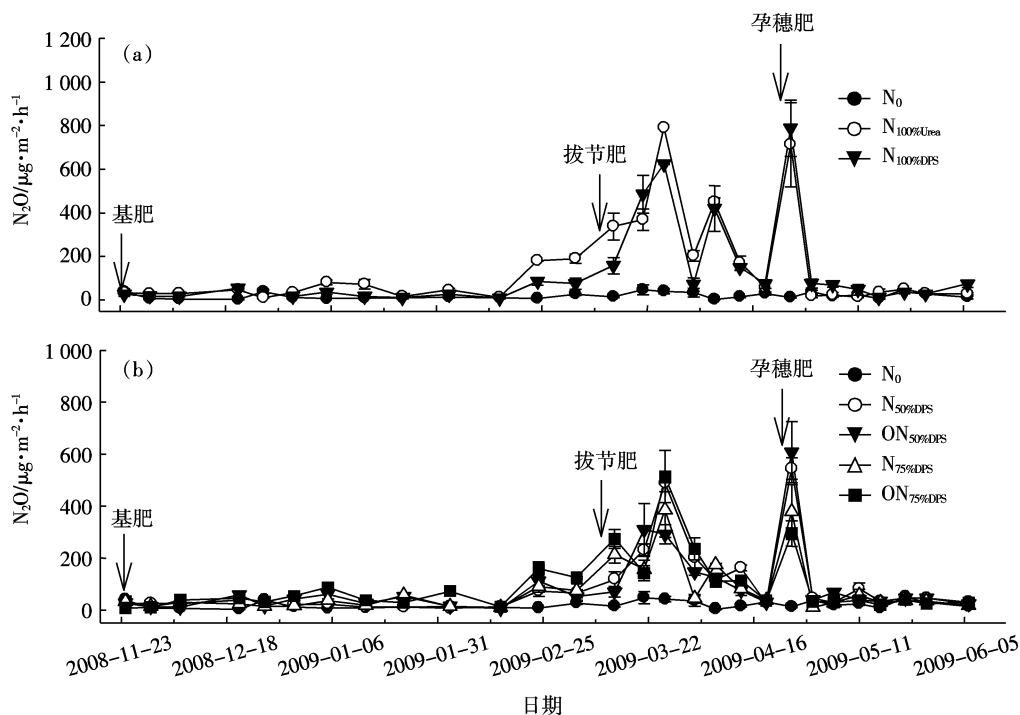
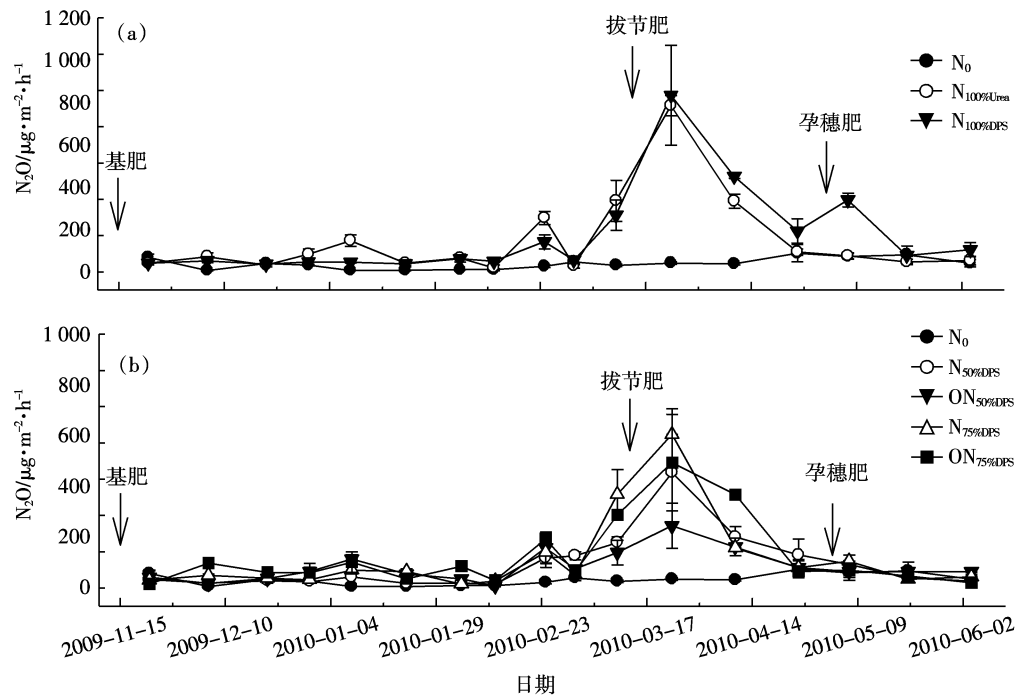


图 1 2008 年稻季各施肥处理 N_2O 的排放速率($n=3$)

Figure 1 Rates of N_2O emission in different treatments during the growing period of rice in 2008($n=3$)

图2 2009年稻季各施肥处理 N_2O 的排放速率($n=3$)Figure 2 Rates of N_2O emission in different treatments during the growing period of rice in 2009($n=3$)图3 2008—2009年麦季各施肥处理中 N_2O 的排放速率($n=3$)Figure 3 Rates of N_2O emission in different treatments during the growing period of wheat from 2008 to 2009($n=3$)

图 4 2009—2010 年麦季各施肥处理中 N_2O 的瞬时排放速率($n=3$)Figure 4 Rates of N_2O emission in different treatments during the growing period of wheat from 2009 to 2010($n=3$)

异不显著(图 3a)。而 2009 年麦季施入穗肥后, N_2O 排放通量并没有显著增加。

2.2 沼液肥料管理方式对稻季和麦季 N_2O 排放的影响

2.2.1 沼液不同替代量对稻季和麦季 N_2O 排放的影响

稻季 $N_{100\%DPS}$ 处理的 N_2O 排放通量为 $2\sim177 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$, 显著高于 $N_{100\%Urea}$ 处理($1\sim141 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$)和对照($1\sim54 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$, $P<0.05$; 图 1 和图 2)。2008 年稻季 $N_{100\%DPS}$ 处理和 $N_{100\%Urea}$ 处理中 N_2O 的累积排放量分别为 $0.71 kg \cdot hm^{-2}$ 和 $0.68 kg \cdot hm^{-2}$, 差异不显著(图 5a); 而在 2009 年, $N_{100\%DPS}$ ($1.38 kg \cdot hm^{-2}$) 显著高于 $N_{100\%Urea}$ ($1.06 kg \cdot hm^{-2}$, $P<0.05$, 图 5a)。随着替代量的降低, 稻田 N_2O 排放量呈降低趋势, 即 $N_{100\%DPS} > N_{75\%DPS} > N_{50\%DPS} > N_{25\%DPS}$ (除 2008 年 $N_{75\%DPS}$ 外), 其中 $N_{100\%DPS}$ 处理只与 $N_{25\%DPS}$ 处理的差异达到显著水平($P<0.05$)。2008 年 $N_{75\%DPS}$ 和 $N_{25\%DPS}$ 处理中 N_2O 累积排放量显著低于 $N_{100\%Urea}$ 处理($P<0.05$), 而 2009 年差异均不显著(图 5a)。

麦季 $N_{100\%DPS}$ 处理的 N_2O 排放通量为 $5\sim972 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$, 与 $N_{100\%Urea}$ 处理($5\sim906 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$)间无显著差异, 但二者均显著高于对照($2\sim93 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$, $P<0.05$, 图 3 和图 4)。两年麦季 $N_{100\%DPS}$ 处理和 $N_{100\%Urea}$ 处理中 N_2O 的累积排放量分别为 $6.56 kg \cdot hm^{-2}$ 和 5.89

$kg \cdot hm^{-2}$ (2008 年), 以及 $5.05 kg \cdot hm^{-2}$ 和 $3.93 kg \cdot hm^{-2}$ (2008 年), 处理间无显著差异(图 5b)。两年麦季累积 N_2O 排放量随着沼液替代量的增加表现出来的趋势相反, 即 $N_{100\%DPS} > N_{25\%DPS} > N_{50\%DPS} > N_{75\%DPS}$ (2008 年), $N_{100\%DPS} >$

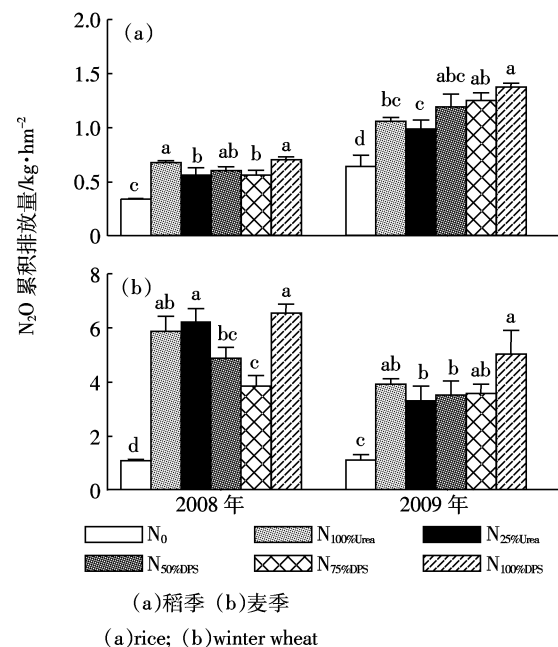
图 5 稻季和麦季各施肥处理 N_2O 的累积排放量($n=3$)

Figure 5 Accumulative N_2O emissions from different treatments during the growing periods of rice and wheat, respectively, in 2008 and 2009($n=3$)

$N_{75\% \text{DPS}} > N_{50\% \text{DPS}} > N_{25\% \text{DPS}}$ (2009 年, 图 5b)。其中, 2008 年 $N_{100\% \text{DPS}}$ 处理与 $N_{50\% \text{DPS}}$ 处理和 $N_{75\% \text{DPS}}$ 处理的差异均达到显著水平 ($P < 0.05$), 2009 年 $N_{100\% \text{DPS}}$ 处理与 $N_{25\% \text{DPS}}$ 处理和 $N_{50\% \text{DPS}}$ 处理的差异均达到显著水平 ($P < 0.05$, 图 5b)。

2.2.2 沼液施用方式对稻季和麦季 N_2O 排放的影响

沼液一次性加入和分次加入对稻田 N_2O 排放动态趋势没有显著影响 (图 1b 和图 2b)。在生长前期 (即施入基肥至烤田阶段)、烤田阶段、 N_2O 排放高峰期 (即施入孕穗肥前后) 和生长后期 (即排水落干至收获阶段), N_2O 累积排放量在沼液一次性加入的处理中和分次加入的处理间无显著差异 (图 1b 和图 2b); 只有在 2008 年生长末期, $N_{50\% \text{DPS}} > ON_{50\% \text{DPS}}$ ($P < 0.01$, 图 1b)。同时, 整个生长季 N_2O 累积排放量在沼液一次性加入和分次加入的处理间差异均不显著 (表 3)。

沼液一次性加入和分次加入对麦田 N_2O 排放动态趋势没有显著影响 (图 3b 和图 4b)。2008 年 N_2O 累积排放量表现为 $ON_{75\% \text{DPS}} > N_{75\% \text{DPS}}$ ($P < 0.05$), 2009 年则表现为 $N_{50\% \text{DPS}} > ON_{50\% \text{DPS}}$ ($P < 0.01$, 表 3)。在各生长阶段中, 只有 2008 年拔节后表现出 $ON_{75\% \text{DPS}} > N_{75\% \text{DPS}}$ ($P < 0.05$, 图 3b)。

2.3 稻季和麦季 N_2O 排放系数

表 3 水稻和小麦生长季内沼液分次施入和一次性施入后 N_2O 的累积排放量

Table 3 Accumulative N_2O emissions from treatments with application with digested pig slurries in one and three times during the growing periods of rice and wheat, respectively

处理	水稻		小麦	
	2008 年	2009 年	2008 年	2009 年
$N_{50\% \text{DPS}}$	0.61 ± 0.03	1.20 ± 0.11	4.89 ± 0.39	3.53 ± 0.51
$ON_{50\% \text{DPS}}$	0.62 ± 0.04	1.12 ± 0.09	4.48 ± 0.40	2.87 ± 0.19
$P_{(N, ON)}$	0.838	0.615	0.502	0.009
$N_{75\% \text{DPS}}$	0.57 ± 0.04	1.25 ± 0.07	3.87 ± 0.37	3.60 ± 0.32
$ON_{75\% \text{DPS}}$	0.63 ± 0.02	1.24 ± 0.03	5.10 ± 0.13	4.01 ± 0.52
$P_{(N, ON)}$	0.212	0.843	0.034	0.540

表 4 水稻和小麦生长季内 N_2O 排放系数

Table 4 N_2O emission factor from different treatments during the growing periods of rice and wheat, respectively

处理	水稻				小麦			
	2008 年		2009 年		2008 年		2009 年	
$N_{100\% \text{Urea}}$	0.14 ± 0.01	a	0.17 ± 0.01	bc	1.99 ± 0.22	abc	1.16 ± 0.08	ab
$N_{25\% \text{DPS}}$	0.10 ± 0.02	bc	0.15 ± 0.03	c	2.14 ± 0.19	ab	0.91 ± 0.22	b
$N_{50\% \text{DPS}}$	0.11 ± 0.01	abc	0.23 ± 0.05	abc	1.58 ± 0.16	cd	0.99 ± 0.21	ab
$N_{75\% \text{DPS}}$	0.09 ± 0.02	c	0.25 ± 0.03	ab	1.15 ± 0.15	d	1.02 ± 0.13	ab
$N_{100\% \text{DPS}}$	0.15 ± 0.01	a	0.31 ± 0.01	a	2.27 ± 0.13	a	1.63 ± 0.36	a
$ON_{50\% \text{DPS}}$	0.12 ± 0.02	abc	0.20 ± 0.04	bc	1.66 ± 0.18	bc	0.72 ± 0.08	b
$ON_{75\% \text{DPS}}$	0.12 ± 0.01	abc	0.25 ± 0.01	ab	1.66 ± 0.05	bc	1.19 ± 0.22	ab

整个稻季 $N_{100\% \text{DPS}}$ 处理中由 N_2O 排放引起的氮素损失率最大, 达到 0.3% (表 4), 特别是在 2009 年显著高于 $N_{100\% \text{Urea}}$ 处理和 $N_{25\% \text{DPS}}$ 处理。麦季 N_2O 排放系数在 $N_{100\% \text{DPS}}$ 处理中最大, 达到 1.6%, 但与 $N_{100\% \text{Urea}}$ 处理间无显著差异 (表 4)。沼液分次施入和单次施入的处理间 N_2O 排放系数均无显著差异。

3 讨论

整个生长季稻田 N_2O 的排放高峰期呈现持续时间短、出现次数多的特征, N_2O 排放峰通常出现在稻田施肥后和干湿交替时期。与其他报道结果不同^[7, 12-13], N_2O 排放最大值并没有出现在烤田期间, 而是发生在穗肥施入后。主要原因是, 本研究中施入分蘖肥至烤田期间间隔为至少 30 d, 土壤中的氮素被植物吸收的较多, 降低了 N 素转化为 N_2O 的几率^[14]。此外, 烤田期间虽然土壤含水量降低, 但是温度较高, 氮素以 NH_3 挥发的形式在短期内损失较多, 进而以 N_2O 形式损失的较少。

Xu 等 (1997) 认为^[15], 稻田在淹水状态下即使施用氮肥也只能排放少量 N_2O , 但本研究却得到了相反的结果。分析原因, 可能是施入穗肥后, 虽然稻田多数情况下处于淹水状态 (还原条件), 但此阶段作物生长

增加,可能通过根系向土壤中输入更多的 O_2 ,可能促进了硝化作用,且输入的氮素可以促进微生物活动,增加微生物通过反硝化作用所产生的 N_2O ;此外,此时稻田水层不深(<5 cm),对 N_2O 排放的抑制作用可能不大^[16-17]。对稻田穗肥施用后,出现的 N_2O 排放高峰现象,还需要进一步研究,以找到更为科学合理的解释。

麦田 N_2O 排放峰值主要出现在施肥后,这与其他报道的结果相近^[18]。但在本研究中,施入基肥后 N_2O 排放量不大。主要是因为本研究中氮肥施用量仅为总氮量的 40%,同时土壤较为干燥,温度较低,不利于微生物作用产生 N_2O 。而施入拔节肥后,降水和气温都逐渐增加,因此 N_2O 排放量大幅增加。但是在 $ON_{75\%DPS}$ 处理中,75%的沼液以基肥的形式一次性施入,而 N_2O 排放量同样未出现峰值。可能的原因是,沼液中的氮素主要以 NH_4-N 的形式存在,一次性施入 75%的沼液后土壤湿度较大,反而不利于硝化作用产生 N_2O 。

硝化和反硝化是土壤中 N_2O 生成的两个最主要的微生物过程^[19]。由于有机肥含有大量的可溶性有机碳(DOC),其施入土壤后微生物活性比单施化肥处理强,硝化和反硝化过程共同产生的 N_2O 比单施化肥处理的高,因而 N_2O 排放通量较高^[20]。本研究中,稻季施用沼液的处理其 N_2O 排放通量显著高于施用化肥的处理。且随着沼液替代量的增加,稻田 N_2O 排放量呈增加趋势。可能是由于施用沼液后其中的 DOC 促进了稻田土壤反硝化作用。而麦季 N_2O 的排放量在施用沼液和化肥的处理间无显著差异,且两年累积 N_2O 排放量随着沼液替代量的增加表现出相反的趋势。主要原因是,小麦生长季土壤含水量较低,降水对麦田 N_2O 排放的影响大于肥料类型的作用,产生了很大的时空变异性。

沼液施用方式(即一次性加入和分次加入)对稻田和麦田 N_2O 排放动态趋势、各阶段 N_2O 排放量,以及整个生长季 N_2O 累积排放量均无显著差异。但 $N_{75\%DPS}$ 的处理中水稻和小麦产量均最高,分别为 $7\,431.7\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $3\,923.3\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。

氧化亚氮排放量占施氮量的比例不仅是计算某一地区在一定施氮量水平下 N_2O 排放总量的重要参数,也是预测氮肥利用率的参数之一。本研究中,麦田 N_2O 排放量占施氮量的比例为 1.6%,显著高于稻田 0.3%,这与前人研究结果相似^[14-15]。

4 结论

稻季施用沼液后 N_2O 排放量显著高于施用化肥的处理,且排放量随着沼液替代量的降低而呈现降低的趋势。反硝化作用可能是稻季 N_2O 排放的主要原因,而沼液中可溶性有机碳可能是促进反硝化作用排放 N_2O 的驱动因子。麦季 N_2O 排放主要受水分条件影响较大,与沼液的施用比例关系不大。沼液不同的管理方式对稻麦轮作系统 N_2O 排放的影响不大。

参考文献:

- [1] Meijide A, Díez J A, Sanchez-Martin L, et al. Nitrogen oxide emissions from an irrigated maize crop amended with treated pig slurries and composts in a Mediterranean climate[J]. *Agricultural, Ecosystem & Environment*, 2007, 121(4): 383-394.
- [2] IPCC. Climate Change. The supplementary report to the IPCC scientific assessment[R]. New York: Cambridge University Press, 1992.
- [3] Xing G X, Zhao X, Xiong Z Q, et al. Nitrous oxide emission from paddy fields in China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(1): 45-50.
- [4] Xing G X. N_2O emission from cropland in China [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, 52(2-3): 249-254.
- [5] Xing G X, Shi S L, Shen G Y, et al. Nitrous oxide emissions from paddy soil in three rice-based cropping systems in China[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, 64(1-2): 135-143.
- [6] Akiyama H, Yagi K, Yan X Y. Direct N_2O emissions from rice paddy fields: Summary of available data[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19(1): GB1005.
- [7] 黄太庄, 马煜春, 熊正琴, 等. 不同种植制度对稻田旱作季节 CH_4 和 N_2O 排放的影响[J]. *生态与农村环境学报*, 2010, 26(6): 519-523.
HUANG Tai-zhuang, MA Yu-chun, XIONG Zheng-qin, et al. CH_4 and N_2O emissions from paddy field during the upland crop growing season in relation to cropping pattern[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2010, 26(6): 519-523.
- [8] Zheng X H, Wang M X, Wang Y S, et al. Characters of greenhouse gas (CH_4 , N_2O , NO) emissions from croplands of Southeast China[J]. *World Resource Review*, 1999, 11(2): 229-246.
- [9] 邹建文, 黄耀, 宗良纲, 等. 不同种类有机肥施用对稻田 CH_4 和 N_2O 排放的综合影响[J]. *环境科学*, 2003, 24(4): 7-12.
ZOU Jian-wen, HUANG Yao, ZONG Liang-gang, et al. Integrated effect of incorporation with different organic manures on CH_4 and N_2O emission from rice paddy[J]. *Environmental Science*, 2003, 24(4): 7-12.
- [10] Lu J, Zhu L, Hu G, et al. Integrating animal manure-based bioenergy production with invasive species control: A case study at Tongren Pig Farm in China[J]. *Biomass and Bioenergy*, 2010, 34(6): 821-827.
- [11] 靳红梅, 常志州, 叶小梅, 等. 江苏省大型沼气工程沼液理化特性分析[J]. *农业工程学报*, 2010, 27(1): 291-296.
JIN Hong-mei, CHANG Zhi-zhou, YE Xiao-mei, et al. Physical and chemical characteristics of anaerobically digested slurry from large-scale biogas project in Jiangsu Province [J]. *Transactions of the*

- CSAE, 2010, 27(1): 291-296.
- [12] 白小琳, 张海林, 陈阜, 等. 耕作措施对双季稻田 CH_4 与 N_2O 排放的影响[J]. 农业工程学报, 2010, 26(1): 282-289.
- BAI Xiao-lin, ZHANG Hai-lin, CHEN Fu, et al. Tillage effects on CH_4 and N_2O from double cropping paddy field [J]. *Transactions of the CSAE*, 2010, 26(1): 282-289.
- [13] 黄树辉, 吕 军, 曾光辉. 水稻烤田期间 N_2O 排放及其影响因子[J]. 环境科学学报, 2004, 24(6): 1084-1090.
- HUANG Shu-hui, LÜ Jun, ZENG Guang-hui. Nitrous oxide emissions and impact factors in paddy soil drying[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2004, 24(6): 1084-1090.
- [14] 曹金留, 徐华, 张宏康, 等. 苏南丘陵区稻田氧化亚氮的排放特点[J]. 生态学报, 1999, 18(3): 6-9.
- CAO Jin-liu, XU Hua, ZHANG Hong-kang, et al. Characteristics of N_2O emission from rice fields in the hilly area of Southern Jiangsu Province[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 1999, 18(3): 6-9.
- [15] Xu H, Xing G X, Cai Z C, et al. Nitrous oxide emissions from three rice paddy fields in China[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1997, 49(1-3): 23-28.
- [16] Freeman C, Lock M A, Reynolds B. Fluxes of CO_2 , CH_4 and N_2O from a Welsh peatland following simulation of water table draw-down: potential feedback to climatic change[J]. *Biogeochemistry*, 1992, 19: 51-60.
- [17] Jacinthe P -A, Dick W A, Brown L C. Bioremediation of nitrate-contaminated shallow soils and waters via water table management techniques: evolution and release of nitrous oxide [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32(3): 371-382.
- [18] 万运帆, 李玉娥, 高清竹, 等. 不同农业措施下冬小麦田 N_2O 排放通量的特征[J]. 中国农业气象, 2008, 29(2): 130-133.
- WAN Yun-fan, LI Yu-e, GAO Qing-zhu, et al. Characteristics of N_2O flux in winter wheat field under different field managements[J]. *Chinese Journal of Agrometeorology*, 2008, 29(2): 130-133.
- [19] Möller K, Stinner W. Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides)[J]. *European Journal of Agronomy*, 2009, 30(1): 1-16.
- [20] Miller M N, Zebbarth B J, Dandie C E, et al. Crop residue influence on denitrification, N_2O emissions and denitrifier community abundance in soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40(10): 2553-2562.

欢迎订阅 2012 年《农业环境与发展》

《农业环境与发展》创刊于 1984 年,是农业部主管、农业部环境保护科研监测所与中国农业生态环境保护协会联合主办的国家级综合指导类科技期刊,为中国科技核心期刊。传播农业可持续发展新思想、新观点、新方略,倡导农业生产、农民生活、农村生态协调发展理念,多视角、多层次、多学科地反映食品安全与健康、资源开发与利用、环境污染与防治、农业清洁生产与农村循环经济等热点问题,直接面向农业、环保、食品、能源、卫生等领域的科研、教学、生产、管理、技术推广人员与大众读者。同时,《农业环境与发展》将在重要版面上宣传各地农业环境保护成就。欢迎大家踊跃投稿,欢迎刊登广告。

《农业环境与发展》为双月刊,大 16 开,逢双月 25 日出版,刊号 ISSN 1005-4944, CN 12-1233/S, 全国发行,各地邮电局(所)均可订阅,邮发代号 6-40, 2012 年每册定价 12.00 元,全年 72.00 元。有漏订者可直接与编辑部联系订阅。本刊现有过刊合订本,需订购者请与本刊编辑部联系。

编辑部地址:天津市南开区复康路 31 号

邮政编码:300191

电话:022-23611149

传真:022-23674336

电子信箱:caed@vip.163.com

网址:www.aed.org.cn