

庄艳,杨程.淹水条件下石灰对不同水稻土壤无机氮和 N_2O 排放的影响[J].江苏农业科学,2017,45(23):262-266.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.23.072

淹水条件下石灰对不同水稻土壤无机氮和 N_2O 排放的影响

庄艳¹,杨程²

(1. 中国地质科学院岩溶地质研究所/国土资源部广西壮族自治区岩溶动力学重点实验室,广西桂林 541004;

2. 江苏省地质调查研究院,江苏南京 210018)

摘要:秸秆还田和施用石灰是水稻种植的常用措施,目前对 2 种措施下土壤无机氮变化和 N_2O 排放情况了解得较少。选取 5 种理化性质差异较大的水稻土壤,加入玉米秸秆,设置添加、不添加石灰 2 种处理,于 25℃室内淹水培养 40 d,调查土壤无机氮含量及 N_2O 气体排放的变化。结果表明,添加秸秆淹水培养 40 d 后,5 个水稻土壤铵态氮含量无显著差异,达到 6.16~7.75 mg/kg。除淮安土壤外,整个培养过程中其他 4 个土壤硝态氮含量呈现显著降低趋势,培养 40 d 时降至 10 mg/kg 以下。硝态氮含量最高的淮安水稻土壤 N_2O 累积排放量达到 48.9 mg/kg,显著高于其他 4 个土壤(12.3~18.6 mg/kg)。土壤 N_2O 排放集中在培养过程中的前 5 d,约占总排放量的 97.4%~99.1%。添加石灰没有明显改变土壤无机氮含量,但显著降低 N_2O 排放量, N_2O 降幅达到 25.3%~81.7%,随着土壤 pH 值提高呈降低趋势。

关键词:水稻土壤;石灰;秸秆;无机氮; N_2O 排放

中图分类号: S153;S511.06 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2017)23-0262-05

氮是水稻种植过程中必施的营养元素之一,它在土壤中的转化途径和供应能力会引起不同形态氮库的含量变化,进而影响水稻生长和产量提高^[1-2],若是氮过量也会产生负面环境效应^[3-4]。因此,研究水稻种植过程中土壤氮形态和含量变化及其影响因素具有重要意义。秸秆还田和施用石灰是亚热带地区水稻种植的常用措施^[2,5-6],可以有效提高土壤肥力和有机碳含量,改善土壤结构^[7-9],同时减轻土壤酸化带来的不利影响^[5]。若是秸秆和石灰同时施用,石灰会对秸秆的分解产生一定影响。水稻种植过程常处于干湿交替状况,秸秆因石灰的添加,其分解情况也会有所差异,从而会改变无机

氮(铵态氮和硝态氮)的供应。考虑到水稻是较为偏好铵态氮的作物,探讨石灰施用条件下作物秸秆在水稻土壤中的供氮能力,可以指导水稻种植和氮肥施用量,但是目前相关研究较少。值得注意的是,添加秸秆会增加土壤活性有机碳含量,淹水条件下会刺激土壤硝态氮的反硝化过程而产生较多的 N_2O ^[10]。因 N_2O 对环境的负面影响(既是重要的温室气体,也是平流层臭氧的破坏者)^[11-12],秸秆和石灰添加到水稻土壤中后 N_2O 排放应引起充分重视。我国水稻土壤类型较多,pH 值差异较大,施用石灰对高 pH 值的水稻土壤影响会小于低 pH 值土壤。因此,施用秸秆和石灰后氮的供应能力和 N_2O 排放可能会因水稻土壤自身 pH 值不同而有较大差异。本试验选取 pH 值差异较大的 5 种水稻土壤,研究淹水条件下秸秆和石灰添加对土壤无机氮和 N_2O 排放的影响,以期期为水稻种植和环境效应提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

本试验共采集 5 种水稻土,土壤理化性质差异较大(表

胞外酶及还原糖动态变化研究[J]. 华北农学报,2015,30(4): 226-230.

[13]姜伯玲,王曙阳,李文建,等.绿色木霉与黑曲霉混合发酵产纤维酶的研究[J].中国酿造,2015,34(7):28-31.

[14]徐庆贤,官雪芳,林碧芬,等.几株猪粪堆肥发酵菌对堆肥发酵的促进作用[J].生态与农村环境学报,2013,29(2):253-259.

[15]赵恺凝,赵国柱,国辉,等.园林废弃物堆肥化技术中微生物菌剂的功能与作用[J].生物技术通报,2016,32(1):41-48.

[16]朱伟宁.不同微生物形成类腐殖物质固碳研究[D].长春:吉林

农业大学,2012.

[17] Said - Pulicino D, Kaiser K, Guggenberger G, et al. Changes in the chemical composition of water - extractable organic matter during composting: distribution between stable and labile organic matter pools[J]. Chemosphere, 2007, 66(11): 2166-2176.

[18]刘佳.园林废弃物堆肥化研究及应用[D].天津:天津城市建设学院,2012.

[19]王晓平.真菌利用农业废弃物形成稳定性腐殖质碳的研究[D].长春:吉林农业大学,2012.

1)。分别采集江西省鹰潭市余江县中国科学院红壤生态实验站的由红砂岩发育的水稻土(YT)、江苏省宜兴市冲积物发育的水稻土(YX)、江苏省句容市下蜀黄土发育的水稻土(JR)、江苏省淮安市湖积物发育的水稻土(HA)、中国科学院四川盐亭紫色土农业生态试验站紫砂岩发育的水稻土(SC)。江西鹰潭位于 27°35′~30°04′N, 113°34′~118°28′E, 属于典型亚热带湿润季风气候, 年均降水量为 1 785 mm, 年均温为 18.4 ℃。江苏省宜兴市位于 31°07′~31°37′N, 119°31′~

120°03′E, 属于亚热带季风气候, 年平均气温 15.7 ℃, 年平均降水量 1 177 mm。江苏省句容市位于 31°37′~32°19′N、118°58′~119°58′E, 属于北亚热带中部气候区, 亚热带暖湿季风气候, 年均温 15.2 ℃, 年均降水量 1 059 mm。淮安市位于江苏省北部, 32°43′~34°06′N, 118°12′~119°36′E, 年降水量 894 mm, 年均温 14.8 ℃。盐亭试验站位于 31°16′N, 105°27′E, 该地海拔 400 m, 属于亚热带湿润季风气候, 年均降水量 825.8 mm, 年均温 17.3 ℃。

表 1 供试水稻土性质

土壤	pH 值	全碳(TC) 含量 (g/kg)	全氮(TN) 含量 (g/kg)	碳氮比 (C/N)	电导率 (EC)值 ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	铵态氮 ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$) 含量(mg/kg)	硝态氮 ($\text{NO}_3^- - \text{N}$) 含量(mg/kg)	黏粒 含量 (%)	粉粒 含量 (%)	沙粒 含量 (%)
鹰潭	5.26	7.9	0.81	9.88	19.2	9.43	24.6	7.1	12.7	80.2
句容	5.81	8.1	0.94	9.00	94.1	5.88	34.3	35.9	35.8	28.2
宜兴	5.92	11.1	1.32	8.62	105.0	7.47	92.8	12.9	60.1	27.0
淮安	7.77	28.8	2.12	13.70	275.0	8.03	75.0	52.5	39.0	8.8
四川	7.83	25.9	2.03	13.00	148.0	12.80	23.4	18.1	34.7	44.5

水稻收获后,于 2013 年 11 月在每个区域采集土样,随机在水稻田设置 5 个 1 m×1 m 的样方,以土钻采样法在每个样方内采样 10~20 次,采样深度为 0~20 cm。剔除土壤中的石块和植物根系,将新鲜土壤混合均匀后过 2 mm 筛,用密封塑料袋将土壤样品密封,于 4 ℃保存。供试秸秆为玉米秸秆,将玉米秸秆剪成小段,60 ℃烘干,再次剪切磨碎后过 2 mm 筛备用,氮含量 18.2 g/kg,碳含量 390 g/kg, C/N 21.4。

1.2 试验设计

每个水稻土壤设置添加、不添加石灰(主要成分 CaO)2 种处理,每个处理 3 次重复,玉米秸秆和石灰加入量按照大田常规施用量,分别为 4 500 kg/hm² 和 750 kg/hm²。具体操作步骤如下:称取相当于 30 g 烘干土的新鲜土样于 250 mL 三角瓶中,加入一定量的玉米秸秆和石灰,充分混匀,按水土质量比 1:1 加入蒸馏水,再次轻轻混匀。用保鲜膜封住瓶口,用针头扎 2 个小孔利于通气。25 ℃恒温培养 40 d,每 3 d 称量补充 1 次水分保持土壤恒质量。分别在 1、2、3、5、10、15、20、25、40 d 时取气测定 N₂O 和 CO₂ 浓度。分别在培养 0.5 h、1、5、10、25、40 d 时随机选取 3 瓶破坏性采样,测定土壤 NH₄⁺ 和 NO₃⁻ 含量。气体取样操作过程如下:在规定采样时间,每个土壤添加和不添加石灰处理,随机选取 3 瓶,去掉三角瓶上的保鲜膜,盖紧硅橡胶塞并在周围涂抹 704 硅胶以密封瓶口,于固定装置上抽真空后充入室内空气,重复 3 次,每次 1 min。将采气口用 704 硅胶密封,在 25 ℃恒温培养箱中培养 4 h 后采集气体样本,测定 N₂O 和 CO₂ 产生量。抽取气样前用注射器反复抽提瓶内气体 3 次以混匀气体。气体采样后,加入 120 mL 2.5 mol/L KCl 溶液于不加乙炔处理的三角瓶中,使 KCl 最终浓度达到 2 mol/L,25 ℃、250 r/min 下振荡 1 h,定量滤纸过滤,采用 Skalarplus San 流动分析仪测定提取液中 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量。

1.3 测定方法

土壤理化性质按照鲁如坤《土壤农业化学分析方法》中相应方法测定^[13]。土壤 pH 值(水土质量比 2.5:1)采用 DMP-2 mV/pH 计(Quark Ltd, Nanjing, China)测定,土壤电导率 EC 值(水土质量比 5:1)采用电导率仪(KangYi Corp.,

China)测定,土壤全氮含量采用半微量凯氏定氮法测定,土壤有机碳含量采用重铬酸钾容量法测定,土壤粒径采用激光粒度分析仪测定(Beckman Coulter, Brea, CA, USA),土壤 N₂O 和 CO₂ 浓度采用 Agilent 7890 气相色谱仪测定。

1.4 数据处理

N₂O 和 CO₂ 排放速率根据密闭 4 h 后三角瓶内气体 N₂O 和 CO₂ 浓度与密闭前测定的 N₂O 和 CO₂ 浓度差值计算。培养期间 N₂O 和 CO₂ 累积排放量为前后 2 次采样测定的浓度平均值与时间间隔乘积的累加值。采用 SPSS 13.0 软件进行方差分析(One-Way ANOVA),采用 Duncan's 法进行差异显著性检验,采用 Spearman's rank 法进行相关性分析。

2 结果与分析

2.1 水稻土壤基本理化性质

供试 5 种水稻土壤基本理化性质差异较大(表 1)。与其他 4 个水稻土相比,鹰潭土壤 pH 值(5.26)、TC 含量(7.90 g/kg)、TN 含量(0.81 g/kg)和电导率(19.2 $\mu\text{S}/\text{cm}$)最低。句容和宜兴土壤 pH 值分别达到 5.81 和 5.92,而淮安和四川土壤均大于 7。5 个土壤 C/N 介于 8.62(JR)~13.70(HA)之间。随着土壤 pH 值的提高,土壤 TC、TN 含量和电导率整体均提高。相关分析表明,土壤 pH 值与 TC 和 TN 含量呈极显著正相关($P < 0.01$),与 NO₃⁻ 含量呈显著相关($P < 0.05$)。5 个土壤无机氮均以硝态氮为主,铵态氮含量在 5.88(JR)~12.80 mg/kg(SC)之间,硝态氮含量均超过 20 mg/kg, YX 最高(92.8 mg/kg), HA 次之(75.0 mg/kg), SC 最低(23.4 mg/kg)。5 个水稻土壤质地有着显著差异, YT 和 SC 土壤以沙粒为主,而 YX 和 HA 土壤分别以粉粒和黏粒为主,其比例分别约为 60.1% 和 52.5%, JR 土壤黏粒、粉粒和沙粒所占比例无太大差异。

2.2 土壤铵态氮与硝态氮含量变化

由图 1 可以看出,对照处理培养 1 d 后, YT 土壤 NH₄⁺-N 含量最高(14.3 mg/kg), JR(9.61 mg/kg)和 HA(8.87 mg/kg)次之, YX(4.67 mg/kg)和 SC(4.29 mg/kg)最低,随着培养时间的延长, 5 个水稻土壤 NH₄⁺-N 含量之间

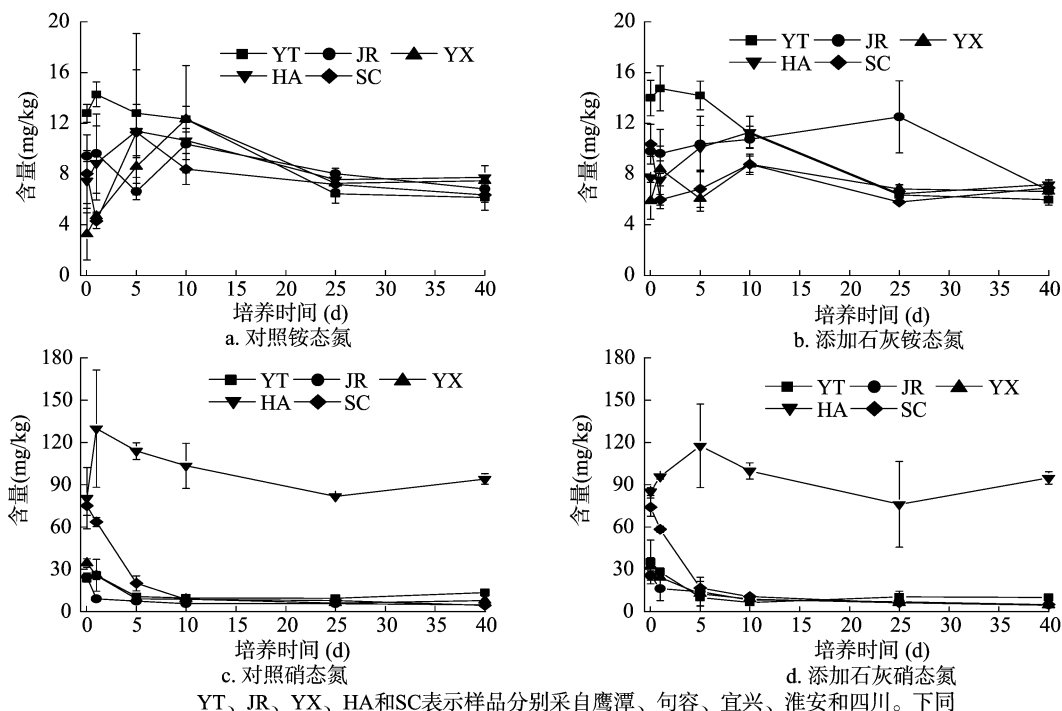


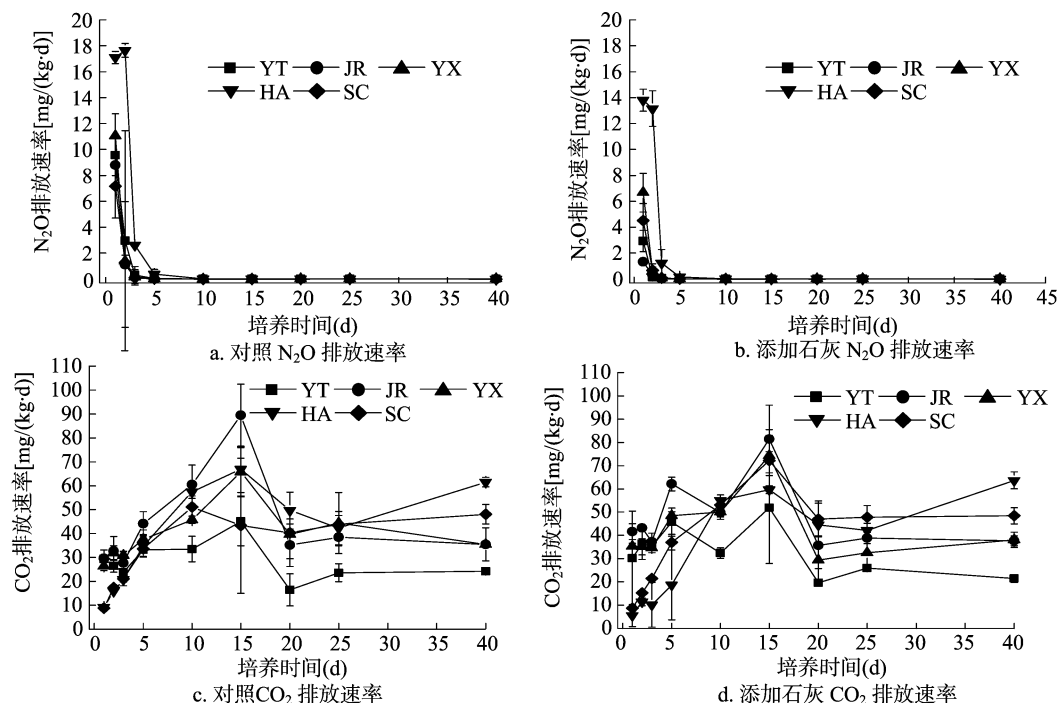
图1 添加石灰对不同水稻土壤无机氮含量的影响

的差异减小,至培养 40 d,各个土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量无显著差异,为 6.16 ~ 7.75 mg/kg。土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量变化趋势与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 变化不一致。除 HA 土壤外,其他 4 个土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量前期急剧下降而后期趋于稳定,培养 10 d 后, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量均低于 10 mg/kg。培养 1 d 后,HA 土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量 130 mg/kg,随后降低,但至培养结束后仍有含量高达 94.1 mg/kg 的硝态氮存在,显著高于其他 4 个土壤。除 JR 土壤培养 25 d 外,添加石灰后各土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和

$\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量无明显变化。

2.3 土壤 N_2O 和 CO_2 排放

由图 2 可以看出,整个培养过程 5 个水稻土壤 N_2O 排放速率均以第 1 天最高,以 HA 最大,达到 17 648 $\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{d})$,明显高于其他 4 个土壤,YT、JR、YX、SC 分别达到 9 951、8 789、11 051、7 162 $\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ 。随后各土壤 N_2O 排放速率随培养时间的增加迅速下降,培养 5 d 后,各土壤 N_2O 排放速率降至 20 $\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ 以下,培养 40 d 后 5 个水稻土壤 N_2O

图2 添加石灰对不同水稻土壤 N_2O 和 CO_2 气体排放速率的影响

排放速率无显著差异。整个培养过程中,HA 土壤 N_2O 累积排放量为 48.9 mg/kg,显著高于 YT (18.1 mg/kg)、JR (14.8 mg/kg)、YX (18.6 mg/kg) 和 SC (12.3 mg/kg) (表 2)。5 个水稻土壤 N_2O 的排放集]中在培养过程中的前 5 d,在此期间土壤 N_2O 排放量分别占总排放量的 97.4% ~ 99.1%。相关分析表明,土壤 N_2O 累积产生量与土壤 pH 值、EC 值、TC 含量、TN 含量、C/N、 NH_4^+ 含量、 NO_3^- 含量无显著相关性(表 3)。添加石灰后 5 种水稻土壤 N_2O 排放速率变化与无石灰添加处理一致,培养前 5 d 添加石灰显著降低 N_2O 排放量,5 种土壤表现出相同趋势。培养 40 d 后,各土壤添加石灰处理 N_2O 累积产生量均显著低于对照处理(表 2), N_2O 降幅以 pH 值较低的 JR 和 YT 最大,分别为 81.7% 和 72.8%,其次为 YX (40.1%) 和 SC (36.9%),最小为 HA (25.3%)。相关分析表明,由添加石灰引起的土壤 N_2O 降幅与 TN 含量呈显著相关(表 3)。

由图 2 可以看出,5 种水稻土壤 CO_2 排放速率波动较大。培养 1 d 后,pH 值较高的 HA [9.22 mg/(kg·d)] 和 SC [8.85 mg/(kg·d)] 土壤 CO_2 排放速率低于 pH 值较低的 YT [29.4 mg/(kg·d)]、YX [26.4 mg/(kg·d)] 和 JR [29.7 mg/(kg·d)] 土壤。随着培养时间延长,土壤 CO_2 排放速率升高,SC 土壤 CO_2 排放速率在 10 d 达到最大值,为 51.1 mg/(kg·d),而 YT、YX、JR、HA 土壤在 15 d 达到最大值,分别达到 45.1、65.8、89.4、66.9 mg/(kg·d)。之后,5 种水稻土壤 CO_2 排放速率下降,培养 40 d, CO_2 排放速率达到

表 2 培养 40 d 水稻土壤 N_2O 和 CO_2 累积产生量及添加石灰后 N_2O 减少比例

处理	氧化亚氮累积产生量(mg/kg)	二氧化碳累积产生量(mg/kg)	氧化亚氮降幅(%)
鹰潭对照	18.1a	1 116a	72.8 ± 9.23
鹰潭加石灰	4.9b	1 235a	
句容对照	14.8a	1 848a	81.7 ± 1.09
句容加石灰	2.7b	1 885a	
宜兴对照	18.6a	1 715a	40.1 ± 8.17
宜兴加石灰	11.2b	1 690a	
淮安对照	48.9a	1 936a	25.3 ± 7.13
淮安加石灰	36.6b	1 797a	
四川对照	12.3a	1 652a	36.9 ± 6.87
四川加石灰	7.7b	1 894a	

注:同列数据后不同小写字母表示同一地点不同石灰处理间差异显著($P < 0.05$);不同大写字母表示不添加石灰处理下不同地点土壤间的差异显著($P < 0.05$)。

24.2 ~ 61.5 mg/(kg·d)。整个培养过程中,YT 土壤 CO_2 累计产生量最低,为 1 116 mg/kg,显著低于 JR (1 848 mg/kg)、YX (1 715 mg/kg)、HA (1 936 mg/kg) 和 SC (1 652 mg/kg)。添加石灰后,5 种水稻土壤 CO_2 排放速率变化趋势与无石灰添加的对照处理一致(图 2),整个培养过程添加和不添加石灰处理土壤 CO_2 累计产生量无显著性差异(表 2)。土壤 CO_2 累积产生量与土壤 pH 值、EC 值、TC 含量、TN 含量、C/N、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 无显著相关性(表 3)。

表 3 土壤 N_2O 、 CO_2 累积排放量和 N_2O 减少比例与土壤性质的相关性

类别	pH 值	全氮含量	全碳含量	电导率	铵态氮含量	硝态氮含量	碳氮比	氧化亚氮累积排放量	二氧化碳累积排放量
pH 值	1.00								
全氮含量	0.98 **	1.00							
全碳含量	0.98 **	0.98 **	1.00						
电导率	0.85	0.87	0.87	1.00					
铵态氮含量	-0.51	-0.60	-0.45	-0.61	1.00				
硝态氮含量	0.97 *	0.97 **	0.99 **	0.91 *	-0.46	1.00			
碳氮比	0.91 *	0.88 *	0.95 *	0.77	-0.16	0.95 *	1.00		
氧化亚氮累积排放量	0.46	0.53	0.58	0.80	-0.25	0.65	0.58	1.00	
二氧化碳累积排放量	0.72	0.76	0.63	0.65	-0.93	0.61	0.38	0.14	1.00
一氧化二氮降幅	-0.81	-0.91 *	-0.84	-0.78	0.72	-0.85	-0.68	-0.56	-0.74

注:“*”表示在 0.05 水平上相关性显著;“**”表示在 0.01 水平上相关性显著。

3 讨论

之前相关学者的研究结果表明,蔬菜地添加有机物料淹水后,土壤铵态氮含量会有一定程度的积累^[3,14]。基于此结果和水稻喜铵特性,我们认为实际水稻种植过程中添加秸秆和石灰淹水后,若土壤铵态氮含量有所提高,可减少氮肥的施用。但本研究结果表明,水稻土壤添加秸秆和石灰淹水后,铵态氮含量并没有显著变化,5 种水稻土壤表现出同一趋势。本试验与笔者前期研究不一致的地方有 2 点:有机物料类型和培养用土量^[3,14]。前期研究采用的有机物料为紫花苜蓿和黑麦草等绿肥,用土量为 100 g,而本试验为玉米秸秆,用土量为 30 g。与绿肥相比,玉米秸秆较难分解,可能是制约其矿化产生铵态氮的原因^[15-16]。此外,用土量的减少导致淹水后土

壤还原强度不够,秸秆的分解能力变弱也是另一因素。前人研究发现,pH 值提高能够加快作物秸秆的分解^[3,17],原位调查水稻种植过程中石灰和秸秆添加后铵态氮含量的变化值得进一步研究。

添加秸秆淹水后土壤 N_2O 排放速率因水稻土壤类型而有较大差异,本试验中淮安土壤 N_2O 排放量最大,显著高于其他 4 个土壤。虽然土壤 N_2O 累积产生量与土壤初始硝态氮含量无显著关系,但具体到单一土壤来说整个培养过程中 N_2O 排放速率与硝态氮含量变化呈显著的指数关系(数据未列出),这表明此条件下土壤 N_2O 受底物硝态氮含量的控制,硝态氮的反硝化过程主导 N_2O 的产生。除硝态氮外,5 个土壤 pH 值和质地差异也可能是影响 N_2O 排放的主要因素。同等反硝化强度下,高 pH 值会促进硝态氮反硝化过程中 N_2O

转化为 N_2 的能力^[3,18-19],而高黏粒组成的土壤淹水条件下缺氧概率较高^[20],会提高硝态氮的还原率。因此,对于高 pH 值的水稻土壤来说,如淮安地区土壤,土壤存在的高硝态氮含量和黏粒组成促进 N_2O 排放的这种效应会因 pH 值的提高而削弱。本研究通过添加石灰提高土壤 pH 值而降低 N_2O 排放的结果证实这一点,5 个土壤均表现出相同趋势,但 N_2O 降幅随土壤本身 pH 值的增大而呈降低趋势。pH 值分别为 5.26 和 5.81 的鹰潭和句容土壤添加石灰后 N_2O 降幅分别达到 72.8% 和 81.7%,而 pH 值分别为 7.77 和 7.83 的淮安和四川水稻土壤分别减少 25.3% 和 36.9%,这表明添加石灰减少 N_2O 排放效应随着土壤 pH 值的提高而降低。

值得注意的是,5 个土壤初始硝态氮含量与 pH 值呈显著正相关。一般认为,高 pH 值土壤氨氧化菌数量和活性较大,有利于铵态氮氧化为硝态氮^[21]。因此,好气条件下高 pH 值土壤若存在较多的铵态氮,将很快转化为硝态氮。考虑到培养过程中土壤 N_2O 排放与硝态氮含量有较大的相关性,控制水稻种植过程中晒田、烤田或晾田阶段铵态氮到硝态氮的转化尤为重要。

4 结论

淹水添加秸秆后并没有明显改变 5 种水稻土壤铵态氮含量但显著减少硝态氮含量。 N_2O 排放因土壤本身理化性质而有较大差异,硝态氮含量最高的淮安水稻土壤 N_2O 排放量最高,而 CO_2 排放量无显著差异。石灰添加没有改变土壤无机氮含量,但是显著降低 N_2O 排放量, N_2O 降幅随土壤 pH 值提高呈降低趋势。

参考文献:

- [1] 何电源. 关于稻田施用石灰的研究[J]. 土壤学报,1992,29(1): 87-93.
- [2] Xu R K, Zhao A Z, Yuan J H, et al. pH buffering capacity of acid soils from tropical and subtropical regions of China as influenced by incorporation of crop straw biochars [J]. Journal of Soils and Sediments, 2012, 12(4): 494-502.
- [3] Liu S L, Huang D Y, Chen A L, et al. Differential responses of crop yields and soil organic carbon stock to fertilization and rice straw incorporation in three cropping systems in the subtropics [J]. Agriculture Ecosystems and Environment, 2014, 184(1): 51-58.
- [4] Eagle A J, Bird J A, Horwath W R, et al. Rice yield and nitrogen utilization efficiency under alternative straw management practices [J]. Agronomy Journal, 2000, 92(6): 1096-1103.
- [5] Pypers P, Verstraete S, Thi C P, et al. Changes in mineral nitrogen, phosphorus availability and salt-extractable aluminum following the application of green manure residues in two weathered soils of South Vietnam [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2005, 37(1): 163-172.
- [6] Navas M, Benito M, Rodríguez I, et al. Effect of five forage legume covers on soil quality at the Eastern plains of Venezuela [J]. Applied Soil Ecology, 2011, 49(1): 242-249.
- [7] Vitousek P M, Howarth R W. Nitrogen limitation on land and in the sea; how can it occur [J]. Biogeochemistry, 1991, 13(2): 87-115.
- [8] Weier K L, Doran J W, Power J F, et al. Denitrification and the dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon, and nitrate [J]. Soil Science Society of American Journal, 1993, 57(1): 66-72.
- [9] 宋同彬, 张金波, 蔡祖聪. 淹水条件下添加有机物料对蔬菜地土壤硝态氮及氮素气体排放的影响 [J]. 应用生态学报, 2012, 23(1): 109-114.
- [10] Bollmann A, Conrad R. Influence of O_2 availability on NO and N_2O release by nitrification and denitrification in soils [J]. Global Change Biology, 1998, 4(4): 387-396.
- [11] Williams E J, Hutchinson G L, Fehsenfeld F C. NO_x and N_2O emissions from soil [J]. Global Biogeochemical Cycles, 1992, 6(4): 351-388.
- [12] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法 [M]. 北京: 中国农业科学技术出版社, 1999.
- [13] Meng T Z, Zhu T B, Zhang J B, et al. Liming accelerates the NO_3^- removal and reduces N_2O emission in degraded vegetable soil treated by reductive soil disinfestation (RSD) [J]. Journal of Soils and Sediments, 2015, 15(9): 1968-1976.
- [14] Huang Y, Zou J W, Zheng X H, et al. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2004, 36(6): 973-981.
- [15] Zhu T B, Zhang J B, Cai Z C. Effects of organic material amendment and soil water content on NO , N_2O and N_2 emissions in a nitrate rich vegetable soil [J]. Biology and Fertility of Soils, 2013, 49(2): 153-163.
- [16] Curtin D, Campbell C A, Jalil A. Effects of acidity on mineralization; pH-dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils [J]. Soil Biology and Biochemistry, 1998, 30(1): 57-64.
- [17] Weier K L, Gilliam J W. Effect of acidity on denitrification and nitrous oxide evolution from Atlantic coastal plain soils [J]. Soil Science Society of American Journal, 1986, 50(5): 1202-1205.
- [18] Simek M, Cooper J E. The influence of soil pH on denitrification: progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years [J]. European Journal of Soil Science, 2002, 53(3): 345-354.
- [19] Garrido F, Hénault C, Gailard H, et al. N_2O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2002, 34(5): 559-575.
- [20] Chu H Y, Fujii T, Morimoto S, et al. Population size and specific nitrification potential of soil ammonia-oxidizing bacteria under long-term fertilizer management [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2008, 40(7): 1960-1963.
- [21] Chu H Y, Fujii T, Morimoto S, et al. Community structure of ammonia-oxidizing bacteria under long-term application of mineral fertilizer and organic manure in a sandy loam soil [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2007, 73(2): 485-491.