

土壤 pH 和有机物料碳氮比对强还原处理去除设施土壤硝酸盐效果和途径的影响^①

杨志远¹, 徐灵颖², 续勇波^{3*}, 杨睿哲⁴

(1 云南农业大学资源与环境学院, 昆明 650201; 2 江苏常熟农田生态系统国家野外科学观测研究站/土壤与农业可持续发展全国重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 211135; 3 云南农业大学烟草学院, 昆明 650201; 4 南京大学地理与海洋学院, 南京 210033)

摘要: 为探究不同 pH 和有机物料碳氮比(C/N)组合优化调控下强还原土壤灭菌 (Reductive soil disinfestation, RSD) 处理去除土壤硝酸盐的效果和途径, 以 20 年连作大棚土壤为研究对象, 通过 14 d 培养试验, 测定了 RSD 处理过程中不同 pH 和有机物料 C/N 组合对土壤、土面水硝态氮(NO_3^- -N)含量以及温室气体排放的影响。结果表明: pH 变化对土壤 NO_3^- -N 去除无显著影响, pH 5、pH 7、pH 8、pH 9 处理土壤 NO_3^- -N 含量在 41.94 ~ 44.33 mg/kg。不同有机物料 C/N 对土壤 NO_3^- -N 去除的影响并非递减关系, C/N 60 处理土壤 NO_3^- -N 去除效果最差, 且 N_2O 排放量最高; C/N 90 处理土壤 NH_4^+ -N 含量显著高于其他处理。不同处理土壤及土面水 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 含量和温室气体排放动态变化趋势较为一致, 但不同 pH 条件下最佳有机物料 C/N 处理的 NO_3^- -N 去除效率并不相同。综合来看, 低 pH 土壤环境下, 高有机物料 C/N 有利于土壤 NH_4^+ -N 储蓄和 NO_3^- -N 去除, 且能兼顾温室气体减排; 调高 pH 后, 适当改用低有机物料 C/N 有利于减少 NO_3^- -N 去除过程中的温室气体排放。

关键词: 生石灰; 碳氮比; 有机物料; 设施土壤; 硝态氮; 温室气体

中图分类号: S156 文献标志码: A

Effects of Soil pH and Organic Material C/N Ratio on Removal and Pathway of Greenhouse Soil Nitrate Under Reductive Disinfestation Condition

YANG Zhiyuan¹, XU Lingying², XU Yongbo^{3*}, YANG Ruizhe⁴

(1 College of Agricultural Resources and Environment, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China; 2 Changshu National Agro-ecosystem Observation and Research Station/ State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, China; 3 College of Tobacco Science, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China; 4 School of Geography and Ocean Science, Nanjing University, Nanjing 210033, China)

Abstract: In order to explore the effect and approach of removing nitrate from soil under the combination optimization of different pH and carbon/nitrogen ratio (C/N) of organic materials, a 14 d reductive soil disinfestation (RSD) culture experiment was conducted on the greenhouse soil for 20 years continuous cropping. The effects of different pH and C/N of organic materials on NO_3^- -N contents in soil and surface water and greenhouse gas emissions during RSD treatment were measured. The results showed that the change of pH had no significant effect on the removal of NO_3^- -N in soil, and the contents of NO_3^- -N in soil treated with pH 5, pH 7, pH 8 and pH 9 ranged from 41.94 to 44.33 mg/kg. The effects of different organic materials C/N on the removal of soil NO_3^- -N were not decreasing, and the removal effect of soil NO_3^- -N under C/N 60 treatment was the worst, and the emission of N_2O was the highest. The content of NH_4^+ -N in soil treated with C/N 90 was significantly higher than that under other treatment. The dynamic change trends of NH_4^+ -N and NO_3^- -N contents and greenhouse gas emissions in soil and surface water under different treatments were consistent, but the NO_3^- -N removal efficiency of the best C/N treatment of organic materials under different pH conditions was different. In summary, in low pH soil environment, high organic material C/N is conducive to soil NH_4^+ -N storage and NO_3^- -N removal, and can take into account greenhouse gas emission reduction. After the pH is adjusted, the appropriate

①基金项目: 国家自然科学基金项目(32160758, 32202608)和云南省中青年学术和技术带头人后备人才项目 (202005AC160043) 资助。

* 通信作者(xuyongboxx@163.com)

作者简介: 杨志远(1995—), 男, 云南玉溪人, 硕士, 主要从事土壤氮循环相关研究。E-mail: 1756258226@qq.com

conversion of low organic material C/N is beneficial to reduce greenhouse gas emissions in the process of NO_3^- -N removal.

Key words: Quicklime; Carbon nitrogen ratio; Organic materials; Greenhouse soil; Nitrate nitrogen; Greenhouse gas

设施菜地过量化肥投入和高强度的种植模式, 导致土壤硝态氮(NO_3^- -N)积累严重, 且土壤呈酸性, 严重威胁设施蔬菜生产安全^[1-2]。强还原土壤灭菌(Reductive soil disinfestation, RSD)处理作为一种环境友好型方法, 通过添加有机物料和淹水覆膜措施在短时间内创造土壤强还原环境, 进而通过促进反硝化过程去除积累在土壤中的硝酸盐, 达到土壤脱盐的目的^[3-5]。RSD 处理过程中, 即土壤处在厌氧还原条件下, 当大量外源有机碳施入后, 土壤富集的硝酸盐(次生盐渍化主要盐分)以反硝化为主要途径去除, NO_3^- -N 还原为气态氮产物 NO 、 N_2O 、 N_2 排放到大气, 加剧 N_2O 排放风险^[6]。在满足改良效果的前提下, 降低 NO_3^- -N 淋失和温室气体 N_2O 排放风险, 保证去除多余硝酸盐的同时尽可能减少氮素损失, 是应用和推广 RSD 方法修复退化设施菜地土壤亟待解决的问题。

应用 RSD 处理退化菜地土壤的过程中, 需要厘清土壤 NO_3^- -N 去除的三大去向: 参与土壤氮循环、淋失和气态氮损失。RSD 处理造成土壤厌氧还原条件, 大量外源有机碳施入后可以增加土壤微生物活性, 土壤 NO_3^- -N 同化转化为铵态氮(NH_4^+ -N)和有机态氮^[7-9]。有研究发现, 在 NO_3^- -N 富集的菜地土壤上, 以黑麦草(C/N 38, 施用量为 $\text{C } 2\,500 \sim 7\,500 \text{ kg/hm}^2$)作为 RSD 技术的有机物料可显著增加土壤 NH_4^+ -N 含量, 土壤 NO_3^- -N 显著下降^[10]。但也有研究分析了 RSD 处理过程中施用秸秆(C/N 80)和秸秆黑炭(C/N 74)的土壤 NO_3^- -N 去除效果, 发现土壤 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 含量均呈显著下降趋势^[11-12]。可见, 不同 C/N 外源有机物料对土壤 NO_3^- -N 的去除效率存在差异, 且 NO_3^- -N 转化为 NH_4^+ -N 供后续作物利用的含量也不一致。此外, 淹水或土壤水分饱和条件下, 渗漏性较强的土壤采用 RSD 处理有可能发生 NO_3^- -N 的淋失。而对于气态损失, 有研究发现, RSD 处理过程中 N_2O 排放量可达到常规土壤的 950 倍 \sim 2 554 倍^[13]; 在水稻秸秆、玉米秸秆、花生秸秆、甘蔗渣、大豆秸秆等不同有机物料施用下的 RSD 处理过程中, 除甘蔗渣外, 其他有机物料均会增加土壤 N_2O 排放风险^[13]。另外, RSD 处理过程向土壤提供了外源有机碳, 其可通过提高土壤 CH_4 底物供应量, 刺激土壤原有有机碳的矿化等途径促进 CH_4 排放^[14]。综上可知, RSD 技术去除硝酸盐积累的过程中可能会存在 NO_3^- -N 的淋失和

温室气体 N_2O 的排放等负面影响, 但通过选择适宜 C/N 的外源有机物料, 可以实现去除富集 NO_3^- -N 的同时, 有利于氮的保蓄, 降低氮素损失和污染风险。此外, 连作障碍土壤往往呈酸性。土壤 pH 作为土壤的重要理化指标, 可以通过影响土壤氮素转化过程改变土壤 NO_3^- -N 含量。研究表明, 淹水厌氧条件下, 不同 pH 的土壤氮矿化速率存在显著差异^[15]; 土壤硝化速率会随着土壤 pH 降低而降低, 且到 pH 4.5 左右时接近于 0^[16]。可见, 淹水厌氧条件下土壤有机质和 pH 均会影响土壤 NO_3^- -N 去除效率, 但目前关于 RSD 处理过程中不同有机物料 C/N 和土壤 pH 调控组合下对土壤及土面水 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 含量和温室气体排放综合效果的报道相对较少。

基于此, 本研究探讨了 RSD 处理下不同有机物料 C/N 和土壤 pH 调控下土壤 NO_3^- -N 去向差异, 筛选既能消除土壤硝酸盐富集, 又能以铵态氮保蓄土壤氮素, 同时能降低氮素环境污染风险的 RSD 改进方法, 以期对退化设施菜地土壤修复和养分高效利用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤采自江苏省南京市江宁区汤山街道连作 20 余年的设施蔬菜大棚($31^\circ 55' 37'' \text{ N}$, $119^\circ 02' 59'' \text{ E}$)0 ~ 15 cm 土层。采样时间为 2022 年夏季蔬菜收获后。采集的土壤, 剔除石块和植物根系, 风干过 2 mm 筛以供室内培养试验。供试不同 C/N 有机物料选用麦麸(C/N 20)、紫云英绿肥(C/N 30)、芦苇(C/N 60)、麦秆(C/N 90)。土壤 pH 调控通过加入生石灰(CaO 99%, 分析纯)实现。为避免水分、物料形态等造成的结果误差, 所有有机物料均于 60°C 烘干, 粉碎过 0.25 mm 筛。供试土壤和物料基本性质如表 1 所示。

1.2 试验方法

试验设置了土壤 pH 和有机物料 C/N 2 个因素, 其中 pH 设置 3 个水平, 分别为 pH7、pH8、pH9 记为 P7、P8、P9, 以不调控 pH (土壤 $\text{pH} \approx 5$)为对照(P5)。不同土壤 pH 初始值通过生石灰按照不同添加比例进行调节。同一土壤 pH 条件下, 有机物料 C/N 设置 4 个梯度, 分别为 C/N 20、C/N 30、C/N 60、C/N 90 分别记为 C20、C30、C60、C90。具体试验设计如表 2 所示。

表 1 供试土壤和有机物料基本性质
Table 1 Basic properties of soil and materials tested

材料	全碳 (g/kg)	全氮 (g/kg)	C/N	NH ₄ ⁺ -N (mg/kg)	NO ₃ ⁻ -N (mg/kg)
土壤	19.76	3.01	6.56	42.27	123.4
麦麸	446.60	22	20.3	—	—
紫云英	459.81	13.8	33.32	—	—
芦苇	639.3	10.10	63.30	—	—
秸秆	500.79	5.72	87.55	—	—

注：“—”表示未测定

试验操作流程简述如下：称取相当于烘干土重 50 g 的风干土样于 250 mL 培养瓶中(每个处理重复 3 次)，30 ℃ 预培养 7 d 激发微生物活性；正式培养阶段，添加 1.0 g 有机物料并将其与土壤充分混匀(2%, m/m)；加入生石灰调节 pH 至目标土壤 pH；稳定 1 h

后，按照质量比 1 : 1 均匀加入蒸馏水使土壤形成约 1 cm 淹水层；随后，用氮气替换培养瓶内空气保持瓶内外气压相当，并将样品置于 30 ℃ 恒温培养箱内连续培养 360 h，分别在培养 4、12、24、48、72、96、120、168、240、360 h 时采集气体样品，用于测定 CH₄、N₂O 和 CO₂ 排放速率。培养过程中共取气样 10 次，每次气样采集时，打开培养瓶瓶塞通风 15 min 后盖上瓶塞；将培养瓶放入 30 ℃ 恒温培养箱静置 4 h 后，用 25 mL 注射器抽吸 3 次混匀瓶内气体后，采集 25 mL 气样注入 20 mL 气瓶中，用于测定 CH₄、N₂O 和 CO₂ 浓度。气样采集完成后，回填相同体积的氮气。同时，在培养 24、72、120、240、360 h 时进行土样破坏性采集(将培养瓶内的土壤混匀后取出)，用于测定土壤 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 含量，并且在土样采集前收集土面水，测定其 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 含量。

表 2 试验设计
Table 2 Experimental design

处理	pH	C/N	处理	pH	C/N	处理	pH	C/N	处理	pH	C/N
C20P5	5	20	C20P7	7	20	C20P8	8	20	C20P9	9	20
C30P5	5	30	C30P7	7	30	C30P8	8	30	C30P9	9	30
C60P5	5	60	C60P7	7	60	C60P8	8	60	C60P9	9	60
C90P5	5	90	C90P7	7	90	C90P8	8	90	C90P9	9	90

土壤和土面水 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量利用连续流动分析仪(Skalar san++, 荷兰)进行测定；土壤以及物料全碳、全氮含量采用元素分析仪(Elementar Vario EL III, 德国)测定；CH₄、N₂O 和 CO₂ 浓度采用配备 FID 检测器的气相色谱(GC-2010, 日本)测定。

1.3 数据处理与统计分析

CH₄、N₂O 和 CO₂ 排放速率及累积排放量计算参见公式(1)、(2)。

$$F = \rho \times \Delta C / \Delta t \times 273.15 / (273.15 + T) \times V / m \quad (1)$$

$$M = \Sigma(F_i + F_{i-1}) / 2 \times (t_i - t_{i-1}) \times 24 \quad (2)$$

式中：F 为 CH₄、CO₂ 和 N₂O 的排放速率，mg/(kg·h) 和 μg/(kg·h)；ρ 为 CH₄、CO₂ 和 N₂O 标准状态下密度；ΔC/Δt 为培养瓶内 CH₄、CO₂ 和 N₂O 浓度增加量；T 为培养温度，℃；V 为培养瓶中气体有效空间体积，m³；m 为烘干土质量，kg；M 为 CH₄、CO₂ 和 N₂O 累积排放量，单位均为 mg/kg；t 为采样时间(d)；t_i-t_{i-1} 为两次采样时间间隔。

本试验中所有数据均利用 Excel 2019 和 SPSS 24.0 进行处理与统计分析，其中通过双因素方差分析(Two-way ANOVA)评估不同土壤 pH 和外源物料 C/N 组合调控下水-土-气界面 NO₃⁻-N 去向的差异性，采用单因素方差分析(One-way ANOVA)评价同一 pH 下

不同 C/N 有机物料处理和同一 C/N 有机物料下不同 pH 处理对设施土壤硝酸盐去除效果和途径的影响，以及不同处理对土壤及土面水铵态氮、硝态氮含量和温室气体排放量的影响，并采用 LSD 法进行显著性检验。利用 Origin 2019 进行作图。

2 结果与分析

2.1 不同土壤 pH 和外源有机物料碳氮比调控组合下土壤硝态氮去向差异

RSD 处理对土壤 NO₃⁻-N 去向的影响主要包括土、水、气三个界面。本研究的 RSD 处理主要包括淹水条件下不同 pH 和外源有机物料 C/N 的调控组合，由表 3 可知，培养结束(360 h)时，pH 调控对土壤和土面水 NO₃⁻-N 含量均无显著影响，土壤 NO₃⁻-N 含量 41.94 ~ 44.33 mg/kg，土面水 NO₃⁻-N 含量 5.48 ~ 8.34 mg/kg。对于 NH₄⁺-N，高 pH 环境会显著增加土壤和土面水 NH₄⁺-N 含量。以 pH 9 为例，pH 9 处理的土壤 NH₄⁺-N 平均含量分别较 pH 5(CK)、pH 7、pH 8 处理增加 16.8、9.17、12.99 mg/kg；土面水 NH₄⁺-N 平均含量则分别较 pH 5、pH 7、pH 8 处理增加 16.12、1.50、5.78 mg/kg。温室气体 N₂O 排放量是土壤 NO₃⁻-N

去除过程中重要的环境风险评价指标，由表 4 可见，pH 5、pH 7、pH 8、pH 9 处理土壤 N₂O 累积排放量分别为 1 345.20、1 777.50、1 918.80、1 805.40 μg/kg。此外，高 pH 处理下，CH₄ 和 CO₂ 排放量显著增加。由此可见，调控土壤 pH 虽不能直接降低土壤 NO₃⁻-N 含量和提高其去除效率，但可以增加土壤 NH₄⁺-N 含量。

表 3 培养结束时不同 pH 调控和外源有机物料 C/N 组合下土壤和土面水 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 含量
Table 3 Contents of NH₄⁺-N and NO₃⁻-N in soils and surface water under different pH and organic material C/N ratios after cultivation

处理		n	土壤		土面水	
			NH ₄ ⁺ -N(mg/kg)	NO ₃ ⁻ -N(mg/kg)	NH ₄ ⁺ -N(mg/kg)	NO ₃ ⁻ -N(mg/kg)
pH 调控	pH 5(CK)	12	57.83 ± 4.05 b	43.81 ± 4.54 a	18.58 ± 13.55 b	7.08 ± 4.23 a
	pH 7	12	65.46 ± 4.97 ab	44.10 ± 9.95 a	33.70 ± 9.18 a	8.34 ± 7.66 a
	pH 8	12	61.64 ± 23.30 b	41.94 ± 6.48 a	29.42 ± 4.33 a	6.70 ± 1.45 a
	pH 9	12	74.63 ± 8.17 a	44.33 ± 10.93 a	35.20 ± 8.41 a	5.48 ± 2.59 a
外源物料 C/N	C/N 20	12	58.84 ± 20.95 b	33.96 ± 2.97 d	39.85 ± 10.43 a	4.82 ± 8.39 b
	C/N 30	12	64.56 ± 4.53 ab	40.19 ± 1.17 c	27.21 ± 8.99 b	5.93 ± 0.55 ab
	C/N 60	12	61.18 ± 5.48 b	54.56 ± 5.06 a	22.22 ± 7.33 b	9.38 ± 1.54 a
	C/N 90	12	74.98 ± 12.83 a	45.48 ± 0.44 b	27.61 ± 10.69 b	7.47 ± 2.01 ab
pH 调控×有机物料 C/N	C20P5	3	48.33 ± 0.87 c	38.37 ± 1.23 a	55.99 ± 0.61 a	0.73 ± 0.07 a
	C30P5	3	63.92 ± 0.93 b	32.41 ± 0.25 bc	47.22 ± 0.79 b	1.26 ± 6.86 a
	C60P5	3	62.00 ± 1.43 b	33.88 ± 1.26 b	23.24 ± 0.64 c	5.61 ± 0.34 a
	C90P5	3	84.30 ± 1.22 a	31.17 ± 0.91 c	47.97 ± 0.82 b	1.68 ± 0.25 a
	C20P7	3	60.22 ± 0.97 c	41.43 ± 0.07 a	12.52 ± 0.17 d	6.39 ± 0.08 a
	C30P7	3	63.17 ± 0.77 b	40.11 ± 0.71 b	33.88 ± 0.87 a	5.87 ± 0.42 b
	C60P7	3	63.13 ± 0.56 b	38.53 ± 0.30 c	32.23 ± 1.21 b	5.15 ± 0.13 c
	C90P7	3	71.72 ± 0.40 a	40.69 ± 0.35 b	30.23 ± 0.69 c	6.32 ± 0.15 a
	C20P8	3	53.86 ± 1.86 b	72.62 ± 1.38 a	10.61 ± 0.20 d	10.67 ± 0.30 a
	C30P8	3	64.43 ± 0.42 a	58.54 ± 0.36 b	22.99 ± 1.36 c	9.80 ± 2.79 a
	C60P8	3	64.40 ± 0.27 a	49.97 ± 0.23 c	28.48 ± 0.31 a	8.49 ± 0.37 a
	C90P8	3	63.62 ± 1.33 a	60.10 ± 0.81 b	26.80 ± 0.08 b	8.53 ± 0.17 a
	C20P9	3	56.83 ± 0.96 d	45.82 ± 0.40 b	10.21 ± 0.10 d	10.52 ± 0.33 a
	C30P9	3	73.33 ± 1.08 c	45.35 ± 0.07 b	30.70 ± 0.40 c	6.43 ± 0.12 c
	C60P9	3	90.90 ± 0.77 a	49.31 ± 0.73 a	33.74 ± 1.63 b	7.52 ± 0.21 b
	C90P9	3	78.87 ± 1.39 b	45.37 ± 0.76 b	35.80 ± 0.11 a	5.40 ± 0.35 d
方差分析	pH 调控		<0.01	ns	<0.01	ns
	有机物料 C/N		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	pH 调控×有机物料 C/N		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01

注：表中数据均为平均值 ± 标准偏差；同列数据后不同小写字母表示同一因素下不同处理间差异显著(P<0.05)；下同。

不同 C/N 有机物料对土壤和土面水的 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 含量以及温室气体排放均有显著影响。高 C/N 有机物料处理的土壤 NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 含量均显著高于低 C/N 有机物料处理，说明高 C/N 有机物料处理可以增加土壤 NH₄⁺-N 储蓄能力。其中，C/N 60 有机物料处理土壤 NO₃⁻-N 和土面水 NO₃⁻-N 含量均显著高于其他处理，分别为 54.56 mg/kg 和 9.38 mg/kg。此外，对于 N₂O 排放量，C/N 60 有机物料处理下土壤 N₂O 累积排放量为 2 883.00 μg/kg，而 C/N 20 处理 N₂O 累积排放量仅为 392.10 μg/kg。值得注意的是，C/N 60 有机物料处理土壤 NO₃⁻-N 去除效果最差，且 N₂O 排放量最高；C/N 90 有机物料处理的土壤 NH₄⁺-N 含量却显著高于其他处理。

表 4 不同 pH 调控和外源有机物料 C/N 组合下温室气体累积排放量
Table 4 Greenhouse gas cumulative emissions under different pH and organic material C/N ratios

处理		n	CH ₄ (mg/kg)	CO ₂ (mg/kg)	N ₂ O(μg/kg)
pH 调控	pH 5(CK)	12	122.40 ± 23.66 c	2 319.30 ± 330.49 c	1 345.20 ± 544.69 d
	pH 7	12	194.70 ± 133.43 b	4 018.20 ± 374.21b	1 777.50 ± 1038.41 c
	pH 8	12	242.10 ± 217.66 a	4 131.30 ± 364.72 b	1 918.80 ± 1355.35 a
	pH 9	12	265.20 ± 349.09 a	4 413.30 ± 578.46 a	1 805.40 ± 1354.42 b
外源物料 C/N	C/N 20	12	140.40 ± 33.87 b	3 620.40 ± 1188.38 b	392.10 ± 179.47 d
	C/N 30	12	113.70 ± 9.72 c	3 739.20 ± 775.80 b	1 437.90 ± 318.22 c
	C/N 60	12	95.40 ± 16.87 c	4 076.05 ± 1104.08 a	2 883.00 ± 684.64 a
	C/N 90	12	474.90 ± 268.62 a	3 421.65 ± 886.20 b	2 133.90 ± 457.47 b
pH 调控×有机物料 C/N	C20P5	3	126.00 ± 31.27 c	1 940.40 ± 221.50 d	660.00 ± 19.27 a
	C30P5	3	157.20 ± 42.16 b	3 738.00 ± 153.68 c	327.60 ± 27.36 b
	C60P5	3	177.60 ± 19.27 a	4 101.65 ± 147.55 b	292.83 ± 22.30 c
	C90P5	3	100.80 ± 85.24 c	4 701.7 ± 193.27 a	288.16 ± 18.54 c
	C20P7	3	111.60 ± 55.16 b	2 707.26 ± 115.80 d	1 264.84 ± 27.21 c
	C30P7	3	121.20 ± 17.21 a	3 656.40 ± 88.42 c	1 834.81 ± 54.36 a
	C60P7	3	124.50 ± 19.13 a	4 059.64 ± 103.25 b	1 539.65 ± 13.33 b
	C90P7	3	100.80 ± 25.82 b	4 533.67 ± 111.21 a	1 112.49 ± 26.18 c
	C20P8	3	98.40 ± 5.39 b	2 444.41 ± 100.36 d	1 974.06 ± 41.24 d
	C30P8	3	108.00 ± 15.27 a	4 387.23 ± 86.47 c	2 756.47 ± 55.54 c
	C60P8	3	104.40 ± 24.33 a	4 622.48 ± 94.37 b	3 518.40 ± 10.21 a
	C90P8	3	70.80 ± 8.51 c	4 850.45 ± 103.54 a	3 283.28 ± 96.72 b
	C20P9	3	153.60 ± 66.39 d	2 185.25 ± 85.62 c	1 482.61 ± 34.53 b
	C30P9	3	392.40 ± 52.16 c	4 291.27 ± 57.39 a	2 191.23 ± 18.84 a
	C60P9	3	565.20 ± 19.83 b	3 741.60 ± 109.85 b	2 324.47 ± 27.19 a
	C90P9	3	788.40 ± 49.51 a	3 567.61 ± 54.26 b	2 538.51 ± 42.13 a
方差分析	pH 调控		<0.01	<0.01	<0.01
	有机物料 C/N		<0.01	<0.01	<0.01
	pH 调控×有机物料 C/N		<0.01	<0.01	<0.01

在相同 pH 水平下不同 C/N 有机物料添加对土壤、土面水 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 和温室气体(CH₄、CO₂、N₂O)排放均有显著影响。由表 3 可知,无论 pH 是否调节,C/N 20 有机物料处理的土壤 NH₄⁺-N 含量均低于其他处理($P<0.05$),其中,除 pH 9 条件下外,同一 pH 条件下土壤 NH₄⁺-N 含量均呈现随有机物料 C/N 增加而上升的趋势。pH 9 条件下,C20P9、C30P9、C60P9、C90P9 处理土壤 NH₄⁺-N 含量则分别为 56.83、73.33、90.90、78.87 mg/kg。对于土壤 NO₃⁻-N,高 C/N 有机物料处理土壤 NO₃⁻-N 含量大多显著低于低 C/N 处理($P<0.05$),这表明相同 pH 条件下施用高 C/N 的外源有机物料更有利于土壤 NO₃⁻-N 去除和 NH₄⁺-N 保蓄,且以 C90P5 处理效果最佳,其土壤 NO₃⁻-N 含量仅为 31.17 mg/kg。对于土面水,相较 pH 调控处理,未调控 pH 时不同 C/N 有机物料添加对土面水 NO₃⁻-N 无显著影响,土面水的氮大多以 NH₄⁺-N 形式存在。

当 pH 调控至 7 以上,高 C/N 有机物料处理土面水 NO₃⁻-N 含量低于低 C/N 有机物料处理(C/N 20),且土壤 NH₄⁺-N 含量高于低 C/N 有机物料处理(C/N 20)。对于温室气体排放,除 CH₄ 排放外,土壤 CO₂、N₂O 排放量均随土壤 pH 增加而增加。其中,不同 pH 水平下,施用不同 C/N 外源有机物料对土壤 N₂O 排放量的影响并不一致:当 pH<7 时,低 C/N 有机物料处理增加土壤 N₂O 排放风险;当 pH>7 时,高 C/N 有机物料处理的土壤 N₂O 排放风险更高。综合来看,低 pH 条件下,施用高 C/N 有机物料更有利于土壤 NH₄⁺-N 存蓄和 NO₃⁻-N 去除,且能兼顾 N₂O 减排风险。

2.2 不同土壤 pH 和外源有机物料碳氮比调控组合下土壤 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 变化规律

土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 是作物生长发育的主要氮源。总体来看,无论何种 pH 和外源有机物料 C/N,土壤 NH₄⁺-N 含量均随着培养时间的推移而逐步增

加, 而土壤 NO_3^- -N 含量明显下降, 但不同处理间的变化趋势有明显差异。其中, 当不调控 pH 时(pH 5), C/N 30、C/N 60、C/N 90 有机物料处理土壤 NH_4^+ -N 含量上升速率要显著高于 C/N 20 有机物料处理(图 1A)。当土壤 pH 增加至 7 或 8 时, C/N 90 有机物料处理的土壤 NH_4^+ -N 含量增加速率显著高于其他处理, 但 C/N 20、C/N 30、C/N 60 有机物料处理间的

NH_4^+ -N 含量变化速率无显著差异(图 1B~1C)。然而, 土壤 pH 调节至 9 时, 土壤 NH_4^+ -N 含量变化速率与外源有机物料 C/N 的关系并不紧密, C20P9 处理土壤 NH_4^+ -N 含量增加速率最高, 为 $0.11 \text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{h})$; C60P9 处理土壤 NH_4^+ -N 含量增加速率最小, 为 $0.06 \text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{h})$ 。另外, C90P8 处理土壤 NH_4^+ -N 含量增加速率显著高于其他处理, 为 $0.13 \text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{h})$ 。

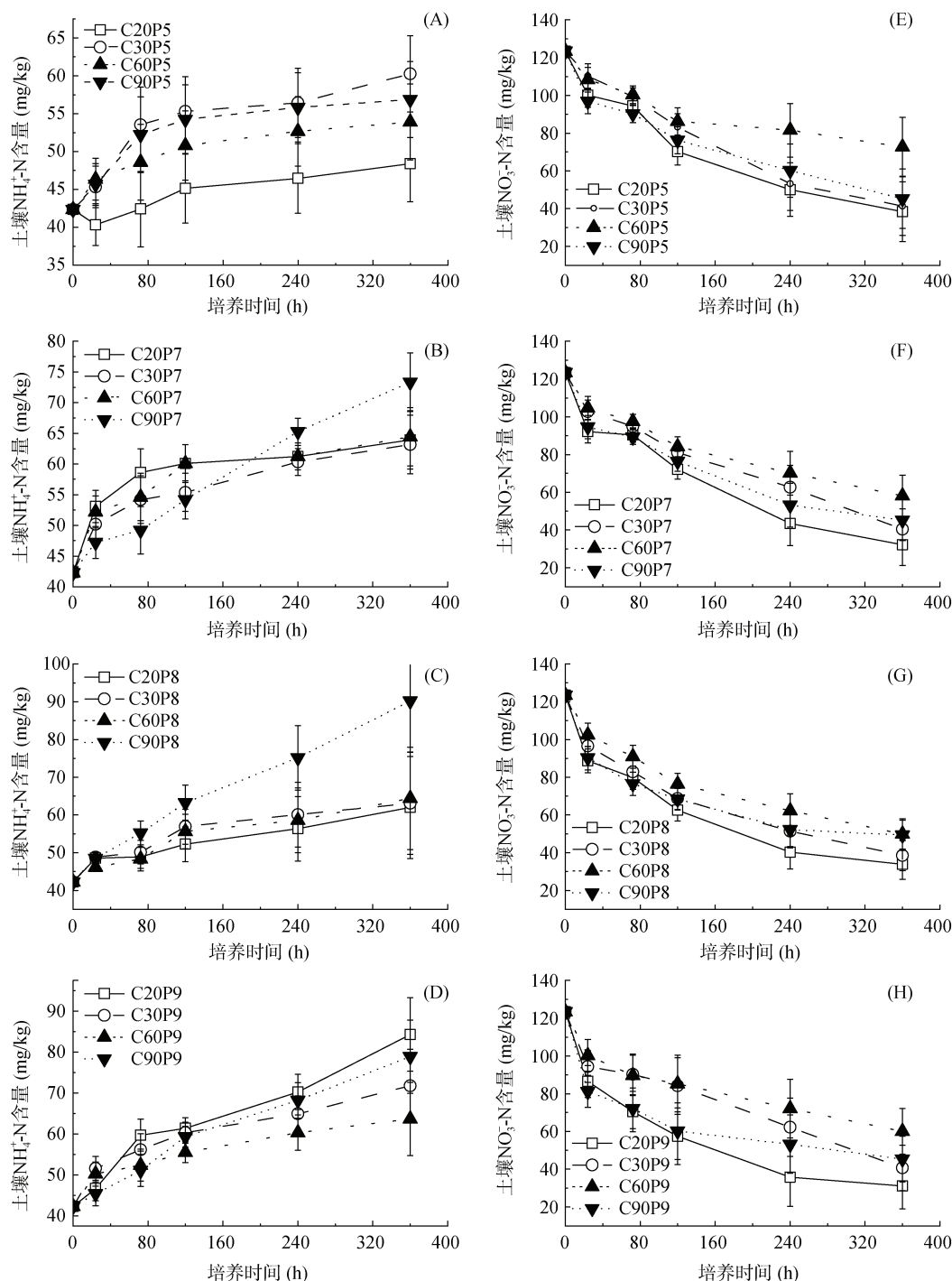


图 1 不同 pH 调控和外源有机物料 C/N 组合下土壤 NH_4^+ -N 与 NO_3^- -N 变化

Fig. 1 Changes of soil NH_4^+ -N and NO_3^- -N contents under different pH and organic material C/N ratios

对于土壤 NO_3^- -N, 高 C/N 有机物料处理(C/N>30) 土壤 NO_3^- -N 含量下降速率均显著低于低 C/N 有机物料处理(C/N<30)。当未调控 pH 时, C20P5、C30P5、C60P5、C90P5 处理土壤 NO_3^- -N 含量下降速率分别为 0.24、0.23、0.14、0.22 $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{h})$; 当土壤 pH 调节至 7 时, C20P7、C30P7、C60P7、C90P7 处理土壤 NO_3^- -N 含量下降速率分别为 0.25、0.23、0.18、0.28 $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{h})$; 当土壤 pH 为 8 或 9 时, 不同 C/N 有机物料处理也呈

现类似变化趋势及差异。

2.3 不同土壤 pH 和外源有机物料碳氮比调控组合下土面水 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 变化规律

土面水的 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 变化可以较好地模拟 RSD 技术营造的淹水环境对土-水界面氮损失的影响。对于土面水 NH_4^+ -N, 无论是否进行 pH 调控, 施用不同 C/N 有机物料后, 土面水 NH_4^+ -N 含量均显著上升(图 2A~2D)。其中, 当土壤 pH 为 5、7、9 时,

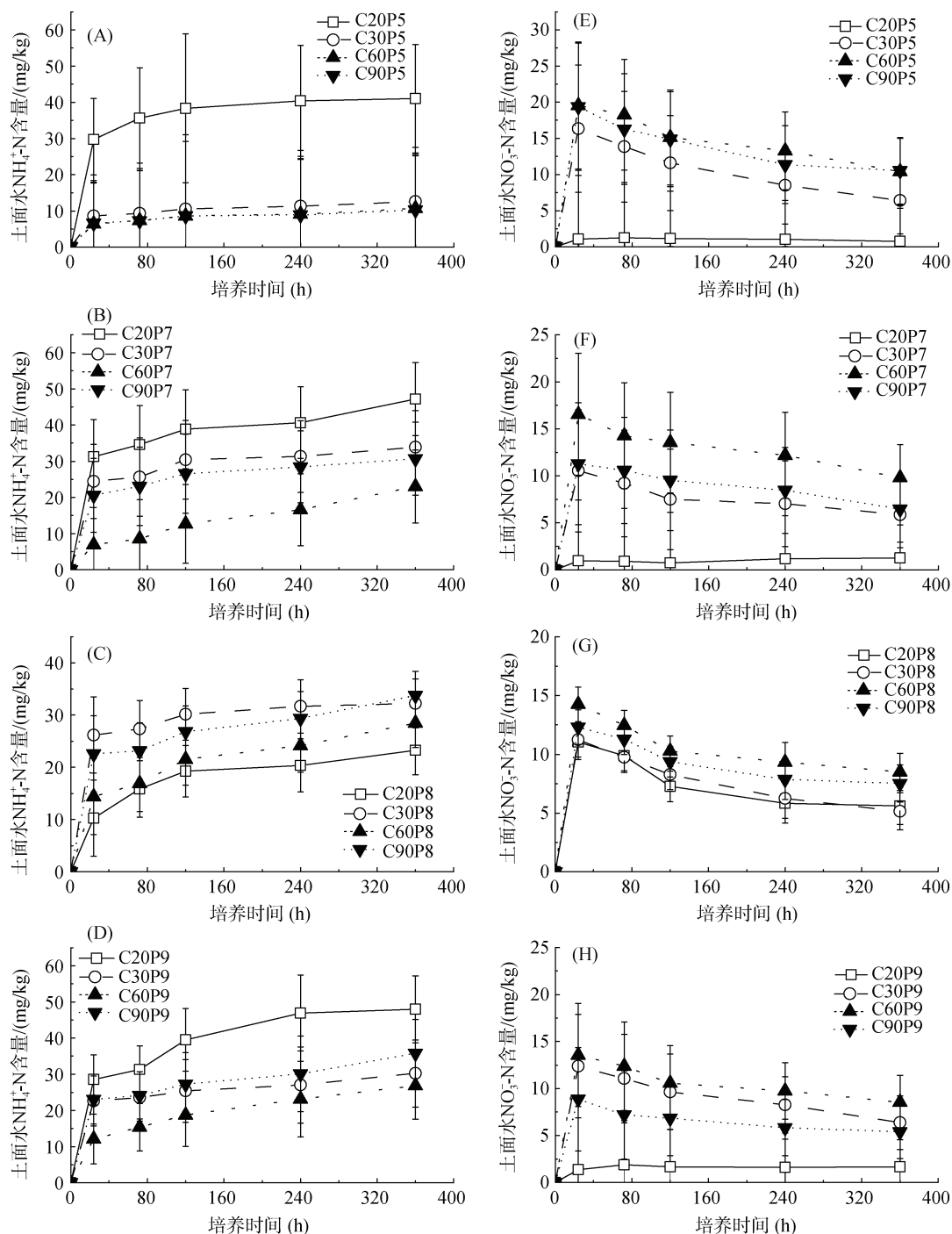


图 2 不同 pH 调控和外源有机物料 C/N 组合下土面水 NH_4^+ -N 与 NO_3^- -N 变化

Fig. 2 Changes of NH_4^+ -N and NO_3^- -N contents in surface water under different pH and organic material C/N ratios

C/N 20 有机物料处理土面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 累积速率均显著高于其他处理, 分别为 0.11、0.13、0.13 $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{h})$, 这表明当土壤 pH 为 5、7、9 时, 施用低 C/N 有机物料会增加土面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量。值得注意的是, 当 pH 为 8 时, C/N 20 有机物料处理土面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量增加速率最慢, 为 0.06 $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{h})$; C/N 90 有机物料处理土面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量增加速率最快, 为 0.09 $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{h})$ 。

对于土面水中的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 无论哪种土壤 pH 情境, 施用中高 C/N(C/N>20)有机物料后土面水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量均呈现明显下降趋势; 而施用低 C/N(C/N 20)外源有机物料后土面水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 变化对不同 pH 的响应并不一致: 当 pH 为 5、7、9 时, C/N 20 有机物料处理土面水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量变化平稳, 处于 0.96 ~ 1.68 mg/kg ; 但当 pH 为 8 时, C/N 20 有机物料处理土面水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量变化从培养 24 h 时的 11.24 mg/kg 降低至 360 h 时的 5.15 mg/kg 。单就土面水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 而言, 不同 pH

条件下的最佳外源有机物料并不一致, 其中在 pH 5、pH 7、pH 8 条件下, C30P5、C30P7 处理土面水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量下降最明显, 从培养 24 h 到 360 h 分别下降了 9.96、4.06 mg/kg ; 但在 pH 9 的情境下, C90P9 处理的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量最低, 仅为 5.40 mg/kg 。

2.4 不同土壤 pH 和外源有机物料碳氮比调控组合下温室气体变化规律

图 3 反映了不同土壤 pH 和外源物料 C/N 调控组合下土壤 CH_4 、 CO_2 和 N_2O 温室气体变化规律。对于 CH_4 , 所有处理的 CH_4 排放均在培养 96 h 以后发生, 且无论何种 pH 水平, C/N 90 有机物料处理 CH_4 排放速率均显著高于其他处理, 说明高有机物料 C/N 不利于 CH_4 减排。C90P5、C90P7、C90P8、C90P9 处理 CH_4 排放速率分别为 1.28、3.27、4.71、6.57 $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{h})$ (图 3A ~ 3D), 说明碱性环境会增加土壤 CH_4 排放风险。值得注意的是, 在调高 pH 后, 施

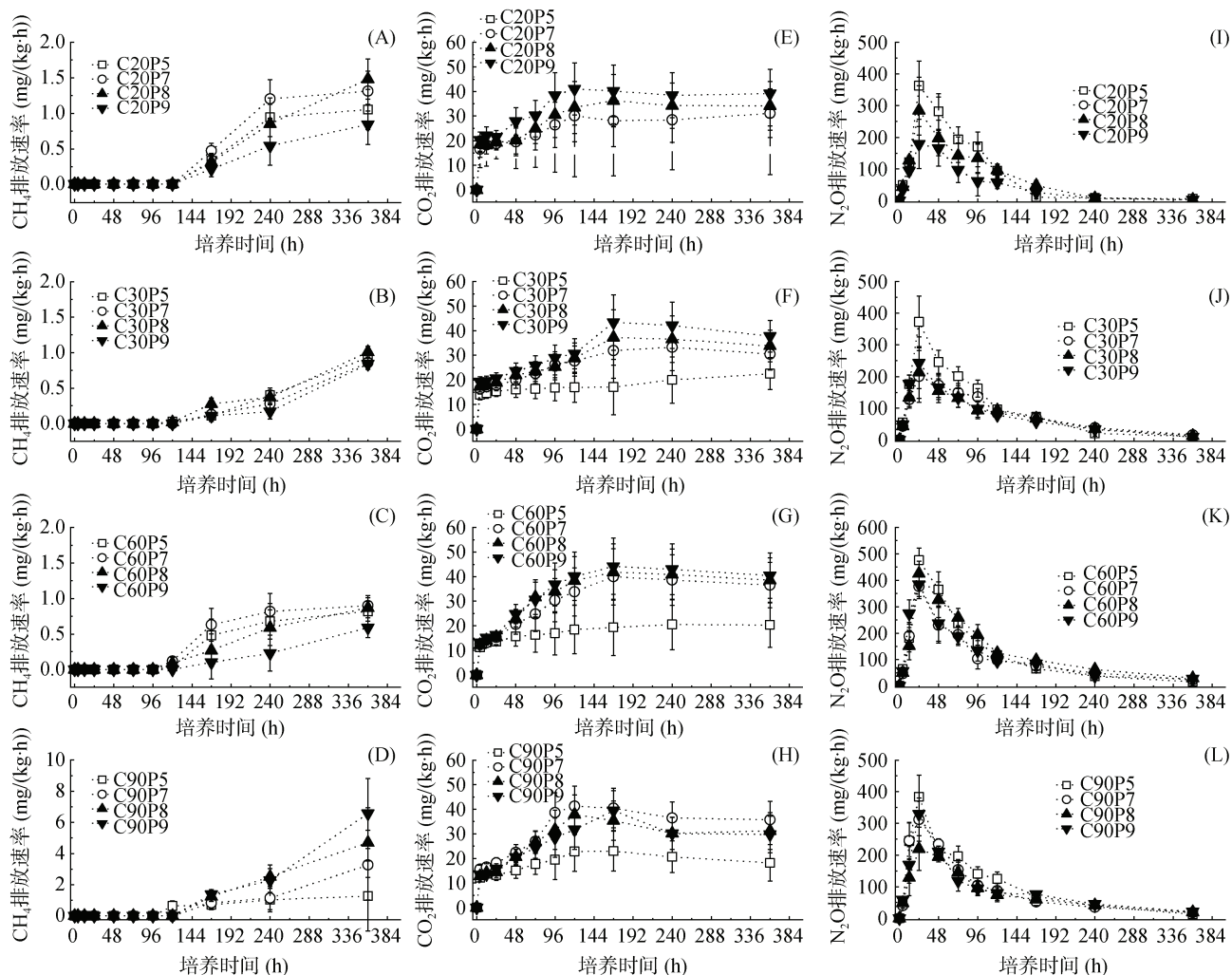


图 3 不同 pH 调控和外源有机物料 C/N 组合下土壤温室气体变化
Fig. 3 Greenhouse gas emissions under different pH and organic material C/N ratios

用中低 C/N(20、30、60)的有机物料可以减少碱性环境带来的 CH₄ 排放风险。

所有处理 CO₂ 排放速率均呈现明显的先增加后平稳再增加的趋势。pH 7、pH 8 和 pH 9 水平下, 各 C/N 有机物料处理的 CO₂ 排放速率均显著高于 pH 5 水平下各处理结果(图 3E ~ 3H)。其中, 在 pH 5 ~ 7 时, C20P5、C30P7 处理在培养结束时(360 h)的 CO₂ 排放速率分别为 16.17、30.47 mg/(kg·h), 明显低于其他高 C/N 比有机物料处理; 在 pH 8 ~ 9 时, C90P8、C90P9 处理的 CO₂ 排放速率最低, 分别为 31.18、29.73 mg/(kg·h), 而 C60P8、C60P9 处理的 CO₂ 排放速率最高, 分别为 38.52、40.42 mg/(kg·h)。

N₂O 是土壤 NO₃⁻-N 的主要气态去向。由图 3I ~ 3H 可知, 所有处理的土壤 N₂O 排放均呈现先增加后下降的趋势, 且培养 24 h 左右达到峰值。总体来看, 不论哪种 pH 水平, C/N 60 有机物料处理的 N₂O 峰值排放速率均为最高。此外, 施用有机物料的土壤 N₂O 减排效果受 pH 影响差异显著: 当土壤 pH 为 5 时, C20P5、C30P5、C90P5 处理减缓土壤 N₂O 排放的效果无显著差异; 当土壤 pH 为 7 ~ 9 时, 低 C/N 有机物料处理更有利于减缓 N₂O 排放, 例如, 当土壤 pH 为 9 时, C20P9 处理的 N₂O 峰值排放速率仅为 2.4 μg/(kg·h), 远低于其他处理。综合来看, 调高 pH 后, 低 C/N 有机物料处理更有利于降低 N₂O 排放风险。

综上所述, 不同 pH 水平条件下, 不同 C/N 外源有机物料施用对土壤 CH₄、CO₂ 和 N₂O 减排的影响效果有所差异。

3 讨论

本研究表明, 提高土壤 pH 并不会显著改善土壤 NO₃⁻-N 去除效果, 但高 pH 水平下土壤 NH₄⁺-N 存蓄能力明显上升, 土壤 N₂O 排放风险明显增加。土壤 pH 是影响土壤硝化作用的重要因素, pH 下降, 土壤硝化作用会受到强烈抑制^[17], pH 4.5 ~ 5.5 为最适 pH 范围, 不影响氮素供应。可见, 土壤 NH₄⁺-N 含量随 pH 增加可能是由于矿化过程受土壤 pH 的变化影响相对较弱所致。RSD 处理过程中, 土壤处于厌氧状态, 硝化过程总体十分微弱, 大量 NH₄⁺-N 累积在土壤中。且 RSD 过程中的厌氧环境也有利于 DNRA(硝酸盐异化还原为铵)过程的发生, pH 显著影响了 DNRA 过程, 提高了土壤 NH₄⁺-N 含量^[18]。此外, 试验过程中有机物料的加入也会促进 DNRA 过程^[6], 从而改善土壤 NH₄⁺-N 存蓄能力。

然而, 在高 pH 环境下土壤 N₂O 累积排放量明显增加, 但不同 pH 土壤 NO₃⁻-N 含量却无显著差异, 这可能是由于以下两方面原因: pH 过低时, 反硝化过程受到抑制, 土壤 N₂O 排放量降低; pH 过低时, 土壤硝化作用受到抑制, 用于反硝化的 NO₃⁻-N 底物相对较少, 抑制反硝化过程, 从而导致土壤 NO₃⁻-N 无显著差异。该结果与 Meng 等^[17]研究结果并不一致。Meng 等^[17]研究表明, 增加土壤 pH 会促进土壤 NO₃⁻-N 去除, 但对于 NH₄⁺-N 和有机氮的增加无显著影响, 且 N₂O 累积排放量显著降低。这可能与不同试验所设置的 pH 梯度不同有关。本研究中, 当 pH 为 5、7、9 时, C/N 20 有机物料处理土面水 NO₃⁻-N 含量变化平稳, 一直处于 0.96 ~ 1.68 mg/kg; 但当 pH 为 8 时, C/N 20 有机物料处理土面水 NO₃⁻-N 含量变化从培养 24 h 时的 11.24 mg/kg 降低至 360 h 时的 5.15 mg/kg, 这间接表明了土壤 pH 对土壤 NO₃⁻-N 去除的重要性。

本研究发现, 不同 C/N 外源有机物料对土壤 NO₃⁻-N 去除和温室气体减排的作用效果并不一致。就 NH₄⁺-N 的保蓄而言, 施用较高 C/N 有机物料更有利于 NH₄⁺-N 的保存, 但是同时也会增加 N₂O 排放风险。这与前人的研究结果相似, 其在培养试验中也发现, 随着淹水条件下黑麦草添加量的增加, 土壤 NO₃⁻-N 含量迅速降低, NH₄⁺-N 含量升高, 但是同时会伴随大量的 N₂O 排放^[10]。本研究中, 无论是否进行 pH 调控, 施用不同 C/N 有机物料后, 土面水 NH₄⁺-N 含量均显著上升, 土面水 NO₃⁻-N 含量均呈现明显下降趋势, 其原因是 RSD 处理过程中土壤 NH₄⁺-N 含量增加, 且此时土壤 pH 上升至碱性, 碱性条件下不利于土壤 NH₄⁺-N 的保蓄, 使得土面水中的 NH₄⁺-N 含量增加, 这加剧了氨排放风险。一般认为, 反硝化是消除土壤 NO₃⁻-N 的主要途径, N₂O 和 N₂ 是主要产物^[17]。本试验处在淹水条件下, 创造了强厌氧环境, 外源有机物料添加促进了反硝化作用, 从而导致 N₂O 大量排放。同时, 反硝化作用还受 NO₃⁻-N 含量的影响, 本试验中选用的土壤为 NO₃⁻-N 含量较高的土壤, 添加高 C/N 有机物料后, 促进了反硝化作用, 从而导致了 N₂O 的大量排放。低 C/N 有机物料活性越强, DNRA 过程和微生物对 NO₃⁻-N 的同化作用的刺激越强, 碳有效性的提高导致微生物活性的增强, 有效促进了微生物对无机氮的利用和固持, 土壤的 NO₃⁻-N 去除效果显著^[7-8,19]。

本研究结果还显示, 不考虑有机物料 C/N 时, 高 pH 水平下土壤 NH₄⁺-N 存蓄能力明显上升, 土壤

N_2O 排放风险明显增加; 不考虑 pH 时, 低 C/N 外源有机物料输入更有利于土壤 NO_3^- -N 去除, 且还能减少温室气体排放。有研究表明, 玉米秸秆(C/N 12.5) 作为固相碳源、农田土壤为菌源的反硝化系统在 120 h 内可实现 96.8% 的 NO_3^- -N 去除^[20]。但当综合考虑土壤 pH 和有机物料 C/N 时, 本研究发现, 当土壤 pH 为 5 时, 施用高 C/N 有机物料更有利于土壤 NH_4^+ -N 储蓄和 NO_3^- -N 去除, 且能兼顾 N_2O 减排。这可能是由于低 pH 条件下, 高 C/N 有机物料分解周期更长, 能为土壤微生物提供更久的能量, 从而 NH_4^+ -N 储蓄能力增强^[21]。另外, 高 C/N 只能反映有机物料中的碳和氮数量差异, 不同有机物料的碳结构差异也会影响土壤 NO_3^- -N 去除效率^[22]。酸性土壤环境更有利于 NH_4^+ -N 保持^[17], 调节 pH 至碱性时, NH_4^+ -N 虽然容易被土壤吸附固定, 却可能会发生氨挥发损失, 这也是低 pH 情况下高 C/N 有机物料更有利于土壤 NH_4^+ -N 储蓄和 NO_3^- -N 去除的原因。就 N_2O 排放, 降低 pH 能够有效降低 N_2O 等温室气体的排放风险, 但施用较高 C/N 有机物料会加快 N_2O 的排放速率。RSD 过程会极大地促进土壤 N_2O 排放^[13]。这是由于微生物分解有机物质时会消耗大量的氧气, 加上淹水覆膜又隔绝了空气, 导致土壤 Eh 值在 RSD 修复过程中快速下降形成厌氧环境^[21], 而高氮的投入又为土壤反硝化提供了充足的底物, 导致土壤 N_2O 在 RSD 过程中大量排放。由图 3 可知, 培养初期, 设施蔬菜地积累的 NO_3^- -N 为反硝化过程提供了充足的底物, 导致土壤 N_2O 大量排放, 随着时间的推移, NO_3^- -N 被消耗, pH 过低时土壤硝化作用受到抑制, 用于反硝化的 NO_3^- -N 底物相对较少, 会抑制反硝化过程, N_2O 产生量也随之减少。

对于 CO_2 排放, 无植物参与的情况下, 土壤 CO_2 排放主要来自于土壤微生物呼吸作用, 而有机物料的加入, 因其比表面积和孔隙度大, 且含有多种养分元素, 可为微生物的生长提供场所和能源, 刺激了微生物的活性^[22], 使其大量繁殖, 加速了有机质的分解和矿物质养分的转化, 进而促进了土壤 CO_2 排放^[23-24]。本研究发现, 不同 pH 水平下外源有机碳类型对土壤 CO_2 排放的影响并不统一, 这可能与土壤微生物活动的环境限制密切相关。土壤处在过酸或者过碱环境, 均会影响土壤微生物活性。有研究表明, 外源物料的添加能显著增加土壤中有机质的矿化, 并且矿化速率与土壤初始 pH 之间存在正相关性^[25]。土壤中有机碳的矿化主要是由于细菌的分解作用, 而细菌群落主要受土壤 pH 的影响^[26]。本研究中, pH<7 时, C20P5

处理在培养 360 h 时的 CO_2 排放速率最低, 为 16.17 mg/(kg·h); pH>7 时, C90P9 处理的 CO_2 排放速率最低, 为 29.73 mg/(kg·h)。RSD 过程还可通过增加土壤有机质数量、刺激土壤原有机碳的矿化等途径促进 CH_4 排放^[14]。本研究发现, 无论何种 pH 水平, C/N 90 有机物料处理的 CH_4 排放速率均显著高于其他处理, 说明高 C/N 外源有机物料不利于 CH_4 减排。综上所述, 土壤 pH 和外源物料 C/N 对土壤 NO_3^- -N 的作用效果相对较为复杂, 不同 pH 水平下不同 C/N 外源有机物料所表现的去除效果存在显著差异。就本研究结果来看, 土壤 pH 较低时, 施用高 C/N 有机物料更有利于土壤 NH_4^+ -N 储蓄和 NO_3^- -N 去除, 且能兼顾 N_2O 减排, 但其对土壤氮转化过程的影响仍有待进一步研究。

4 结论

高 pH 条件虽然不能直接降低土壤 NO_3^- -N 含量, 且存在土壤 N_2O 排放风险, 但土壤 NH_4^+ -N 含量明显上升; 低 C/N 外源有机物料输入更有利于土壤 NO_3^- -N 去除, 高 C/N 外源有机物料更有利于土壤 NH_4^+ -N 储蓄。不同处理土壤及土面水 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 含量和温室气体排放动态变化趋势较为一致, 但不同 pH 条件下的最佳外源有机物料 C/N 并不相同。综合来看, 低 pH 土壤环境配合高 C/N 有机物料更有利于土壤 NH_4^+ -N 储蓄、 NO_3^- -N 去除和温室气体减排。

参考文献:

- [1] 赵凤艳, 吴盼盼, 李天来, 等. 蚓粪对设施番茄连作土壤真菌群落结构的影响[J]. 生态学杂志, 2016, 35(12): 3329-3334.
- [2] 蔡祖聪. 我国设施栽培养分管理中待解的科学和技术问题[J]. 土壤学报, 2019, 56(1): 36-43.
- [3] Blok W J, Lamers J G, Termorshuizen A J, et al. Control of soilborne plant pathogens by incorporating fresh organic amendments followed by tarping[J]. Phytopathology, 2000, 90(3): 253-259.
- [4] 朱文娟, 王小国. 强还原土壤灭菌研究进展[J]. 土壤, 2020, 52(2): 223-233.
- [5] 蔡祖聪, 张金波, 黄新琦, 等. 强还原土壤灭菌防控作物土传病的应用研究[J]. 土壤学报, 2015, 52(3): 469-476.
- [6] Zhu T B, Zhang J B, Yang W Y, et al. Effects of organic material amendment and 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.
- [7] Wang J, Sun N, Xu M G, et al. The influence of long-term animal manure and crop residue application on abiotic and biotic N immobilization in an acidified agricultural soil[J].

- Geoderma, 2019, 337: 710–717.
- [8] Liu S Y, Zhang X P, Liang A Z, et al. Ridge tillage is likely better than no tillage for 14-year field experiment in black soils: Insights from a ^{15}N -tracing study[J]. Soil and Tillage Research, 2018, 179: 38–46.
- [9] Romero C M, Engel R, Chen C C, et al. Microbial immobilization of nitrogen- 15 labelled ammonium and nitrate in an agricultural soil[J]. Soil Science Society of America Journal, 2015, 79(2): 595–602.
- [10] 朱同彬, 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.
- [11] 王小淇, 索龙, 季雅岚, 等. 添加几种秸秆并淹水对海南土壤 N_2O 和 CH_4 排放的影响[J]. 环境科学学报, 2017, 37(10): 4004–4010.
- [12] 王小淇. 秸秆及生物质炭应用于强还原灭菌法对砖红壤性质及温室气体排放影响研究[D]. 海口: 海南大学, 2017.
- [13] 王军, 施雨, 李子媛, 等. 生物炭对退化蔬菜地土壤及其修复过程中 N_2O 产排的影响[J]. 土壤学报, 2016, 53(3): 713–723.
- [14] 丁维新, 蔡祖聪. 土壤有机质和外源有机物对甲烷产生的影响[J]. 生态学报, 2002, 22(10): 1672–1679.
- [15] 曹竞雄, 韦梦, 陈孟次, 等. 温度对厌氧条件下不同 pH 水稻土氮素矿化的影响[J]. 中国生态农业学报, 2014, 22(10): 1182–1189.
- [16] Aciego Pietri J C, Brookes P C. Substrate inputs and pH as factors controlling microbial biomass, activity and community structure in an arable soil[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2009, 41(7): 1396–1405.
- [17] 张金波, 程谊, 蔡祖聪. 土壤调配氮素迁移转化的机理[J]. 地球科学进展, 2019, 34(1): 11–19.
- [18] Meng T Z, Zhu T B, Zhang J B, et al. Effect of liming on sulfate transformation and sulfur gas emissions in degraded vegetable soil treated by reductive soil disinfestation[J]. Journal of Environmental Sciences, 2015, 36: 112–120.
- [19] 黄郑宸, 俞巧钢, 叶静, 等. 有机物料长期施用对稻田土壤养分的影响[J]. 土壤, 2023, 55(2): 272–279.
- [20] 靳鹏辉, 陈哲, 王慧, 等. 长期连续秸秆还田和生物质炭施用对稻田 N_2O 排放的影响[J]. 土壤, 2023, 55(5): 964–973.
- [21] 柯用春, 王爽, 任红, 等. 强化还原处理对海南西瓜连作障碍土壤性质的影响[J]. 生态学杂志, 2014, 33(4): 880–884.
- [22] 张耀尹. 秸秆还田对土壤中氮素转化的作用机制[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2021.
- [23] Momma N, Yamamoto K, Simandi P, et al. Role of organic acids in the mechanisms of biological soil disinfestation (BSD)[J]. Journal of General Plant Pathology, 2006, 72(4): 247–252.
- [24] 袁金华, 徐仁扣. 生物质炭的性质及其对土壤环境功能影响的研究进展[J]. 生态环境学报, 2011, 20(4): 779–785.
- [25] 张凯乐. 探究酸性土壤 pH 与碳氮矿化之间的相互关系[D]. 杭州: 浙江大学, 2017.
- [26] Yuan P, Wang J Q, Pan Y J, et al. Review of biochar for the management of contaminated soil: Preparation, application and prospect[J]. Science of the Total Environment, 2019, 659: 473–490.