

镉胁迫对不同植烟土壤硝化速率及 N₂O 排放的影响

许琳^{1,2}, 刘跃东², 高加明³, 李方明³, 彭玉龙⁴, 刘明宏⁴,
林伟⁵, 徐茜⁵, 孙朝辉^{1*}, 张继光^{2*}

(1. 青岛农业大学, 青岛 266109; 2. 中国农业科学院烟草研究所, 青岛 266101; 3. 湖北省烟草公司恩施州公司, 湖北恩施 445000; 4. 贵州省烟草公司遵义市公司, 贵州遵义 563000; 5. 福建省烟草公司南平市公司, 福建南平 353000)

摘要: 为明确镉 (Cd) 胁迫对不同植烟土壤的硝化速率及氧化亚氮 (N₂O) 排放的影响, 采用外源镉添加试验, 设置两个 Cd 浓度梯度 (10 和 100 mg/kg), 以探究 Cd 胁迫下中性 (中性土 1 和 2) 和酸性 (酸性土 1 和 2) 植烟土壤的净硝化速率以及 N₂O 排放特征。结果表明: 1) 随培养时间增加, 植烟土壤铵态氮含量逐渐减少, 而硝态氮含量逐渐增加, 且低 Cd 胁迫和高 Cd 胁迫均未显著改变这一变化趋势; 2) 植烟土壤净硝化速率在培养前期 (1~7 d) 发生较大波动变化, Cd 胁迫明显增加了酸性土 1 在第 1 天的净硝化速率; 3) 整体上各处理酸性土的 N₂O 排放速率和累积排放量高于中性土, 高 Cd 胁迫增加了酸性土 1 的 N₂O 初始排放速率, 培养结束后酸性土 1 的 N₂O 累积排放量达 355.42 μg/kg; 4) 各植烟土壤 N₂O 排放速率和累积排放量与土壤 pH 和全氮含量极显著负相关, 而与有机质和铵态氮含量极显著正相关。本研究结果表明植烟土壤的 N₂O 排放受土壤酸碱性和氮底物的影响, 酸性土的 N₂O 累积排放量高于中性土, 且高 Cd 胁迫增加其 N₂O 排放量, 后续可通过土壤酸化改良以达到 N₂O 减排目的。

关键词: 植烟土壤; 氧化亚氮; 镉胁迫; 净硝化速率

Effects of Cd Stress on Nitrification Rate and N₂O Emission in Tobacco Planting Soils

XU Lin^{1,2}, LIU Yuedong², GAO Jiaming³, LI Fangming³, PENG Yulong⁴, LIU Minghong⁴,
LIN Wei⁵, XU Qian⁵, SUN Zhaohui^{1*}, ZHANG Jiguang^{2*}

(1. Qingdao Agricultural University, Qingdao 266109, China; 2. Tobacco Research Institute of CAAS, Qingdao 266101, China; 3. Enshi Tobacco Company of Hubei Province, Enshi, Hubei 445000, China; 4. Zunyi Tobacco Branch Company, Zunyi, Guizhou 563000, China; 5. Fujian Nanping Tobacco Branch Company, Nanping, Fujian 353000, China)

Abstract: In order to determine the effect of cadmium stress on nitrification rate and N₂O emission traits of different tobacco planting soils, an incubation experiment of acid and neutral soils under two concentrations (10 and 100 mg/kg) of Cd addition were conducted. The results showed that, 1) The concentration of ammonium in acid and neutral tobacco soils decreased gradually with the extension of incubation time, while the concentration of nitrate increased throughout the whole incubation periods, and this tendency was not affected by low and high concentrations of Cd stress; 2) Soil net nitrification rate fluctuated strongly during the 1-7 d of incubation and Cd stress could stimulate net nitrification rate of acid soil type 1 on the 1st day; 3) The maximum of N₂O emission rate and cumulative emission of acid soils were higher than that of neutral soils in general, and the high Cd stress could stimulate the initial N₂O emission rate of acid soil 1, and the cumulative N₂O emission of acid soil 1 was 355.42 μg/kg at the end of the incubation; 4) Soil pH and total nitrogen had significantly negative correlations with soil N₂O emission rate and cumulative emission, but soil organic matter and ammonium had significantly positive correlations with soil N₂O emission rate and the cumulative emission. These results indicated that N₂O emission of tobacco planting soils was affected by soil pH and N substrate. The N₂O cumulative emission of acid soils was much higher than neutral soils and they could be stimulated by the high Cd stress. So, the reduction of N₂O emission could be achieved by improving soil acidification in the future.

Keywords: tobacco planting soil; nitrous oxide; cadmium stress; net nitrification rate

温室气体排放增加是导致全球气温上升的主要原因。在所有温室气体中, 氧化亚氮 (N₂O) 的增

温效应和增温潜势最大^[1]。农田土壤是农业 N₂O 的最大排放源^[2], 农田土壤中的硝化和反硝化反应所

基金项目: 中国农业科学院科技创新工程 (ASTIP-TRIC06); 湖北省烟草公司科技项目 (027Y2019-017); 福建省烟草公司南平市公司科技项目 (2017350724070); 贵州省烟草公司遵义市公司科技项目 (201703)

作者简介: 许琳 (1996-), 女, 在读硕士研究生, 主要从事农田土壤碳氮调控及其环境效应研究。E-mail: 770399694@qq.com

*通信作者, E-mail: 孙朝辉, Zhsun163@163.com; 张继光, zhangjiguang@caas.cn

收稿日期: 2021-07-05

修回日期: 2021-12-09

释放的 N_2O 约占生物圈释放到大气中 N_2O 总量的 70%。烟草是我国重要的经济作物之一^[3], 近年来, 不合理施肥与土壤管理及产地环境问题制约着烟草农业的可持续发展^[4], 如植烟土壤长期大量施用氮肥导致土壤酸化、土壤板结和营养流失等问题^[5], 同时也增加烟田生态系统 N_2O 排放, 加剧温室效应^[6]。

N_2O 产生途径主要包括硝化和反硝化过程, 主要受土壤理化性质、微生物和重金属等因素的影响^[7-8]。其中土壤有机碳增加可增强土壤反硝化作用, 从而促进 N_2O 排放^[9], 土壤硝态氮含量增加也会促进酸性土壤 N_2O 排放^[10]; 在高铵态氮条件下, 中性土壤的硝化作用由氨氧化细菌主导^[11], 而在低铵态氮条件下, 酸性土壤的硝化作用则由氨氧化古菌主导^[12]。在一定 pH 范围内, 土壤 N_2O 排放量会随着 pH 增加而逐渐降低^[13], 过量施氮导致农田土壤酸化会增加土壤 N_2O 排放^[14-15]。而在碱性土壤中, 因反硝作用产物变化导致 N_2O 排放降低^[15]。此外, 重金属等环境胁迫, 可以通过影响参与硝化/反硝化过程的细菌从而影响 N_2O 排放^[16]。有研究认为, 重金属对 N_2O 反硝化还原过程中微生物的抑制作用强于生成作用, 一定浓度范围内可促进 N_2O 排放^[17-19]。Cd 作为我国农田土壤最主要的无机污染物之一, 前期研究发现^[20], 不同程度 Cd 胁迫对土壤氮转化过程的影响并不一致, 低浓度 (2~5 mg/kg) Cd 胁迫可显著促进氨氧化作用和硝化作用, 而当 Cd 浓度达 10~20 mg/kg 时, 对两个过程具有抑制作用。因此, 农田土壤 N_2O 排放受不同土壤条件及 Cd 胁迫的重要影响。

当前, 受地质背景、施肥管理及人类活动的影响, 部分烟区存在土壤酸化及不同程度的 Cd 污染^[21], 而 Cd 污染胁迫对不同植烟土壤的硝化作用

和 N_2O 排放的影响尚不清楚。因此, 本研究通过外源 Cd 添加试验, 以不同酸碱性的植烟土壤 (中性及酸性) 为研究对象, 探究 Cd 胁迫下不同植烟土壤的硝化作用、 N_2O 排放特征及其影响因素, 以期对植烟土壤 N_2O 减排管理提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤采集时间为 2017 年 6 月至 10 月, 采自全国 4 个典型优质烟叶产区, 分别为潍坊诸城、南平邵武、恩施宣恩和遵义湄潭, 按照土壤酸碱属性可划分为 2 种中性土和 2 种酸性土 (表 1)。为了减少自然环境及耕作措施对土壤样品的影响, 土壤样品采集均在晴天且未开展农艺活动时进行。每个产区均选择当地同一区域的 3 块代表性烟田, 采用“S”型取样法, 取土深度为 0~20 cm, 每块样地取 10~15 点, 并混合均匀作为一个混合土样, 每个土壤类型采集 3 个混合土样 (约 50 kg)。将采集的土壤样品立刻带回实验室, 并剔除可见的石块及动植物残体, 自然风干并过 2 mm 筛备用。供试土壤的基本理化性质如表 1 所示。

1.2 试验设计

胁迫培养试验在中国农业科学院烟草研究所进行, 采用预培养后的植烟土壤开展试验。镉在土壤中具有较强的积累和迁移特征, 我国部分地区农田土壤的镉含量最高达 25.7 mg/kg, 而矿区土壤的最高量还要高一个数量级^[22], 因此本试验设置 10 mg/kg 与 100 mg/kg 两个外源镉浓度梯度, 分别模拟两个污染场景的情况, 并描述为低浓度 Cd 胁迫处理与高浓度镉胁迫处理。不同 Cd 浓度梯度通过向土壤中添加乙酸 Cd 溶液来实现, 且每种土壤均设置对照处理 (CK, 0 mg/kg)。每个处理设置 3 个重复, 在

表 1 供试土壤的基本理化性质

Table 1 The physico-chemical properties of tobacco planting soils

土壤 Soils	取样地 Sampling sites	pH	有机质 Soil organic matter/ (g·kg ⁻¹)	全氮 Total nitrogen/ (g·kg ⁻¹)	硝态氮 NO ₃ ⁻ -N/ (mg·kg ⁻¹)	铵态氮 NH ₄ ⁺ -N/ (mg·kg ⁻¹)	有效磷 Available phosphorous/ (mg·kg ⁻¹)	速效钾 Available potassium/ (mg·kg ⁻¹)
中性土 1	潍坊诸城	7.50a	15.65bc	2.10a	14.76c	14.11b	15.38c	172.50b
中性土 2	遵义湄潭	6.91b	19.23b	1.96ab	27.24a	15.72b	18.08c	198.22a
酸性土 1	南平邵武	5.61c	29.50a	1.76b	13.65c	26.03a	36.56b	190.08a
酸性土 2	恩施宣恩	5.83c	23.54ab	1.85ab	22.93b	17.62b	49.42a	206.13a

注: 同一列中不同小写字母表示不同土壤间差异显著 ($p < 0.05$)。

Note: Means followed different lowercase letters in the same column presented significance at $p < 0.05$ level.

25 °C 恒温条件下培养 28 d,并在 Cd 添加后的第 1、4、7、14、28 天等 5 个时间节点采集 N₂O 气体。在采集完气体后,土壤样品进行破坏性采样处理,并密封保存于-40 °C 冰箱中用于土壤铵态氮和硝态氮含量测定。

1.3 试验方法

1.3.1 试验操作 预培养:测定风干土样的含水率,称取相当于 40 g 干土的样品加入锥形瓶中,用去离子水调节土壤含水量为最大田间持水量(WHC)的 45%,在瓶口套上封口膜并固定(以减少水分的蒸发),同时在封口膜上扎几个小孔使土壤与外界进行气体交换。将锥形瓶放入 25 °C 恒温室进行预培养 7 d,采用重量法定期加水以维持土壤含水量。

Cd 胁迫培养试验 预培养后按照试验设计加入不同浓度的乙酸镉溶液,并调节土壤含水量为最大田间持水量的 60%,对土壤进行称重记录,将土壤样品继续放入 25 °C 恒温室中进行为期 28 d 的培养,培养期间添加去离子水保持土壤含水量为 60% WHC,并定期进行气体采样。

气体采集:取样前 24 h 将瓶口塑料膜换成丁基橡胶塞进行密封,24 h 后用带有三通阀的注射器垂直插入丁基橡胶塞,来回推拉以使瓶内气体混匀,抽取 30 mL 气体垂直打入 18 mL 的真空顶空瓶,将收集好的气体样品于 48 h 内上机测定。

1.3.2 指标测定 土壤的基础理化性质指标按鲍士坦方法测定^[23]。土壤铵态氮和硝态氮含量采用 2 mol/L 的 KCl 溶液浸提,振荡 30 min 后过滤,通过 AA3 流动注射分析仪(Skalar, Breda, 荷兰)分析测定^[24]。N₂O 气体采用气相色谱仪(7890A, 安捷伦公司)测定。

1.3.3 土壤净硝化速率计算^[25]

$$NR=(C_1-C_2)/(t_1-t_2)$$

NR 为土壤净硝化速率[mg/(kg·d)], C₁和 C₂分别为培养 t₂ d 与 t₁ d 时 NO₃⁻-N 含量(mg/kg)。

1.3.4 N₂O 累积排放量计算^[10,26]

$$C_{\text{样品}}=C_{\text{标准}} \times PA_{\text{样品}}/PA_{\text{标准}}$$

C_{样品}为 N₂O 浓度(cm³/m³); C_{标准}为 N₂O 标准气体样品浓度; PA_{标准}为气相色谱仪测定出的峰面积; PA_{样品}为气体样品的峰面积。

$$F = \frac{(C_s - C_a) \times \rho(N_2O) \times V}{mT}$$

F 为培养瓶内 N₂O 排放速率[μg N/(kg·d)]; C_s为 N₂O 浓度(cm³/m³); C_a为室外新鲜空气中 N₂O 浓度(空白培养瓶内 N₂O 浓度); ρ(N₂O)为 N₂O 在 25 °C 时的密度,其值为 1.12 kg/m³; V 为培养瓶体积(mL); m 为培养瓶内相当于干土的土壤质量(g); T 为两个相邻采样时间间隔(d)。

$$CE=\sum_{i=1}^n \left(\frac{F_i+F_{i+1}}{2} \right) \times (t_{i+1} - t_i)$$

CE 为 N₂O 累积排放量(μg/kg); i 为第 i 次气体采样; F 为 N₂O 排放速率[μg N/(kg·d)]; t_{i+1}-t_i为两个相邻采样日期间隔(d); n 为累积排放量观测时间内总的测定次数。

1.4 数据分析

采用 SPSS 22.0 软件对数据进行方差分析(ANOVA),采用 Duncan 法进行多重比较,运用 Origin9.0 软件绘图,图中数据均为平均值 ± 标准误。

2 结果

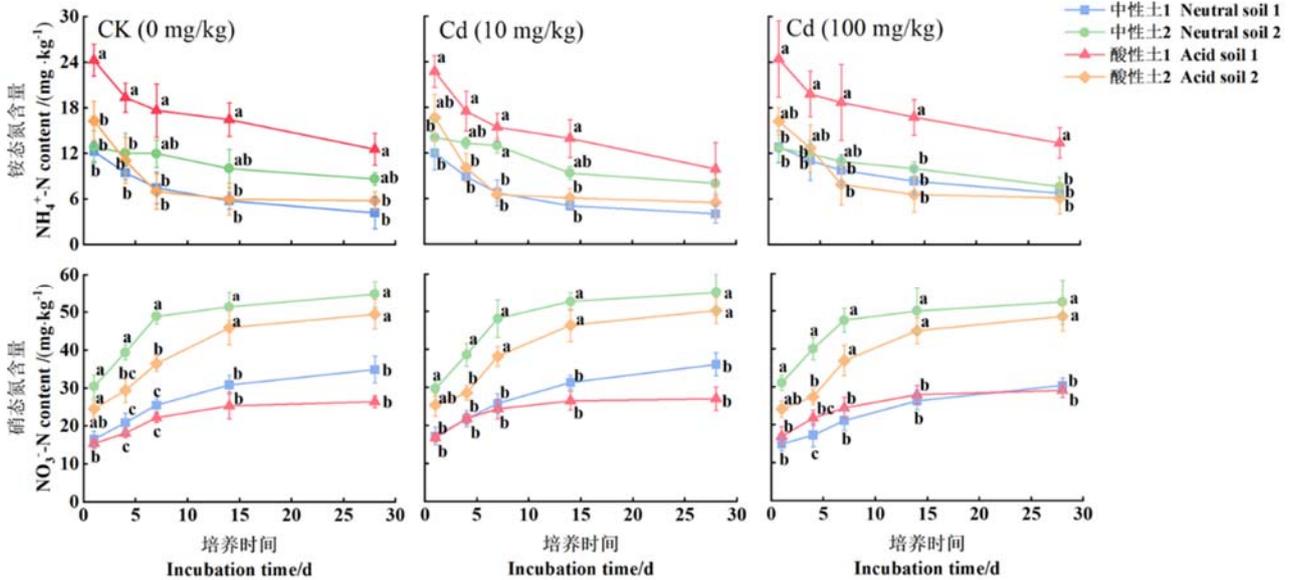
2.1 Cd 胁迫下不同植烟土壤铵态氮和硝态氮含量变化

如图 1 所示,各处理土壤铵态氮含量随培养时间呈快速下降并趋于平缓趋势。在整个培养时段,在无胁迫 CK 下,酸性土 1 铵态氮含量显著高于酸性土 2 和中性土 1,除培养第 1 天及第 4 天外,其铵态氮与中性土 2 差异不显著。培养结束时,各土壤铵态氮的减少量表现为:酸性土 1(11.74 mg/kg) > 酸性土 2(10.51 mg/kg) > 中性土 1(8.05 mg/kg) > 中性土 2(4.25 mg/kg)(图 1 a)。在低 Cd 胁迫下,各土壤铵态氮的变化与 CK 处理趋势一致,培养结束时,酸性土 1 的铵态氮减少量(12.84 mg/kg)分别是酸性土 2 和中性土 1、2 的 1.11、1.61 和 2.13 倍(图 1 b)。在高 Cd 胁迫下,酸性土 1 在培养后期(14~28 d)的铵态氮含量显著高于其他 3 种土壤,且培养结束时,各土壤铵态氮减少量表现为:酸性土 1(11.03 mg/kg) > 酸性土 2(10.10 mg/kg) > 中性土 1(6.12 mg/kg) > 中性土 2(5.04 mg/kg)(图 1 c)。

与铵态氮变化趋势相反,在培养前期(1~7 d),各处理土壤的硝态氮含量呈快速增加,并在培养后期(14~28 d)趋于平缓(图 1 d-f)。在 CK 处理下,各土壤硝态氮含量整体呈现:中性土 2 > 酸性土 2 > 中性土 1 > 酸性土 1。在培养结束时,各土壤硝态氮

的增加量表现为：酸性土 2 (24.92 mg/kg) > 中性土 2 (24.30 mg/kg) > 中性土 1 (18.34 mg/kg) > 酸性土 1 (11.00 mg/kg) (图 1 d)。低 Cd 胁迫下各土壤硝

态氮的变化趋势与 CK 处理一致 (图 1 e)；而在高 Cd 胁迫下，与 CK 相比，中性土 1、中性土 2 和酸性土 2 硝态氮增加量减少，而酸性土 1 增加量变大。



注：不同小写字母者表示不同属性土壤间差异显著 ($p < 0.05$)，下同。

Note: Different lowercase letters indicate significant difference among different soils at $p < 0.05$ level, the same below.

图 1 Cd 胁迫下土壤铵态氮、硝态氮的动态变化

Fig. 1 Dynamics of soil ammonium and nitrate nitrogen under Cd stress

2.2 Cd 胁迫下不同植烟土壤净硝化速率变化

如图 2 所示，各处理土壤的净硝化速率随培养时间总体呈波动降低趋势，其中在培养前期 (1~7 d) 波动较大并在培养结束趋于一致。在 CK 处理中，整个培养阶段 2 个中性土的净硝化速率始终呈降低趋势，在第 1 天达最大值，分别为 1.78 mg/(kg·d) 和 2.19 mg/(kg·d)，随后降低；而 2 个酸性土的净硝化速率均呈波动降低趋势，其中酸性土 1 和 2 的净硝化速率最大值分别出现在第 1 天 [1.77 mg/(kg·d)] 和第 7 天 2.36 mg/(kg·d) (图 2 a)。在低 Cd 胁迫下，中性土 1 和 2 分别在第 1 天和 4 天达最大值，分别是 2.83 mg/(kg·d) 和 2.67 mg/(kg·d)，酸性土 1 和 2 分别在第 1 天和第 7 天达到最大值，分别为 3.31 mg/(kg·d) 和 3.20 mg/(kg·d)。与 CK 相比，低 Cd 胁迫后第 1 天明显降低了中性土 2 的净硝化速率，但增加了中性土 1 和 2 个酸性土的净硝化速率，培养结束时 4 个土壤的净硝化速率无显著差异 (图 2 a 和 b)。在高 Cd 胁迫下，中性土和酸性土的净硝化

速率变化趋势与低 Cd 胁迫类似，与 CK 相比，高 Cd 胁迫后第 1 天，中性土 1 和酸性土 2 的净硝化速率明显降低，而中性土 2 和酸性土 1 的净硝化速率明显增加 (图 2 a 和 c)。

2.3 Cd 胁迫下不同植烟土壤 N₂O 排放速率变化

由图 3 可知，各处理土壤的 N₂O 排放速率随培养时间逐渐降低并趋于平缓，且酸性土的 N₂O 排放速率整体高于中性土。低 Cd 胁迫下对 N₂O 排放速率的影响与 CK 处理一致，各土壤的 N₂O 排放速率在第 1 天达最大值，且 4 种土壤的 N₂O 排放速率大小为：酸性土 1 > 酸性土 2 > 中性土 1 > 中性土 2 (图 3 a~b)。在高 Cd 胁迫下，中性土 1 和 2 及酸性土 1 和 2 的 N₂O 排放速率均在第 1 天达最大值，分别为 7.04、5.12、53.05 和 10.97 μg/(kg·d)，其中酸性土 1 在整个培养时段内的 N₂O 排放速率显著高于其他 3 种土壤。酸性土 1 在 Cd 胁迫后第 1 天的 N₂O 排放速率显著增加，分别是 CK 和低 Cd 胁迫处理的 2.41 和 2.54 倍。

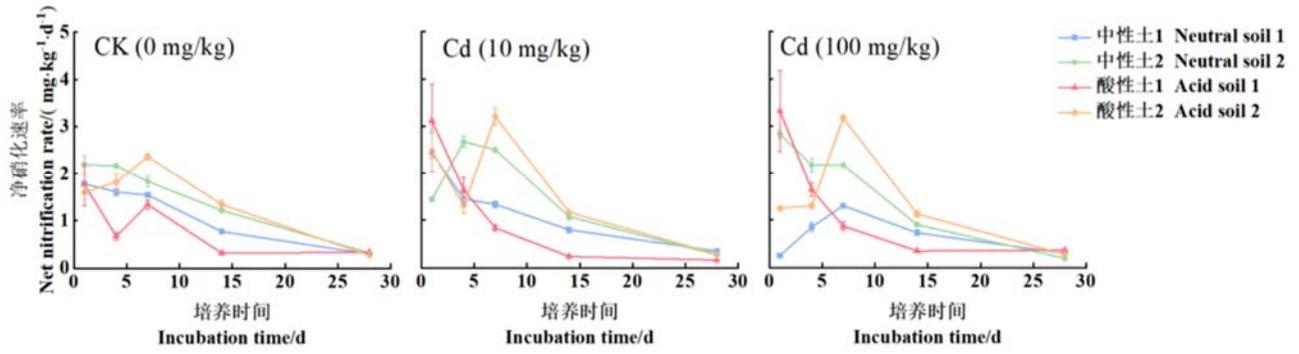


图 2 Cd 胁迫下不同土壤净硝化速率的动态变化

Fig. 2 Dynamics of net nitrification rates in different soils under Cd stress

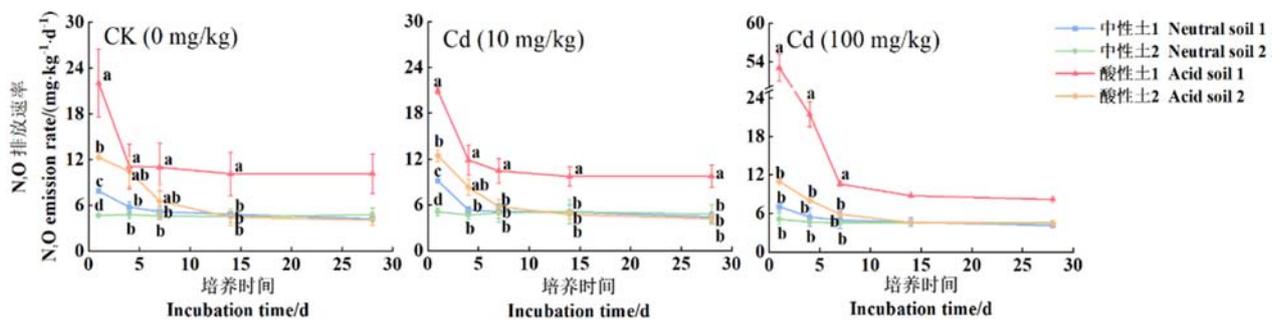


图 3 Cd 胁迫下不同土壤 N₂O 排放速率的动态变化

Fig. 3 Dynamics of N₂O emission rate from different soils under Cd stress

2.4 Cd 胁迫下不同植烟土壤 N₂O 累积排放量变化

在培养时段内，4 种土壤的 N₂O 累积排放量随着培养时间而逐渐增加，酸性土的 N₂O 累积排放量始终高于中性土，且酸性土 1 的 N₂O 累积排放量显著高于其他 3 种土壤（图 4 a-c）。此外，高 Cd 胁迫促进酸性土 1 在各取样时段的 N₂O 累积排放量（53.05~355.42 μg/kg）增加，分别是同期 CK 和低 Cd 胁迫处理的 1.16~2.43 倍和 1.17~2.54 倍。

2.5 植烟土壤理化性质与净硝化速率及 N₂O 排放特征的相关性

如表 2 所示，土壤净硝化速率仅与硝态氮含量呈显著正相关，N₂O 排放速率和累积排放量与土壤 pH 和全氮含量呈极显著负相关，与土壤硝态氮含量呈显著负相关，而与土壤有机质和铵态氮含量均呈极显著正相关。此外，N₂O 排放速率还与土壤的有效磷呈显著正相关。

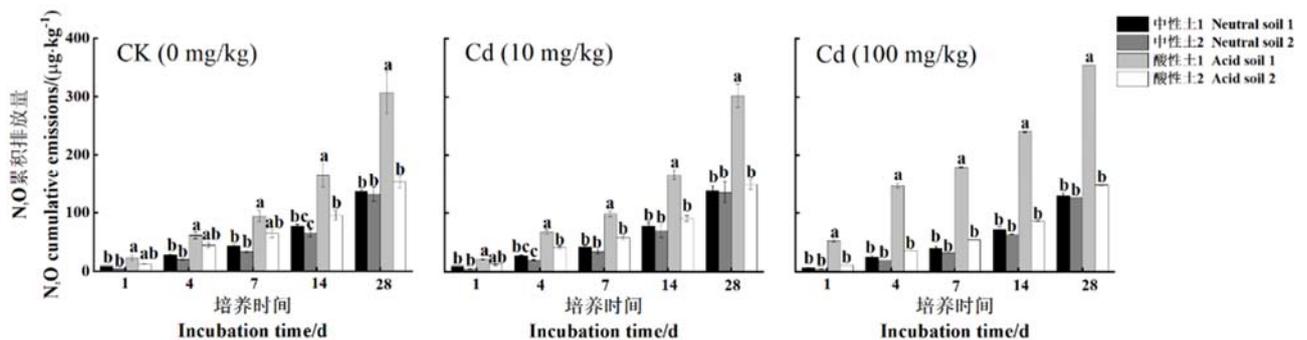


图 4 Cd 胁迫下土壤 N₂O 累积排放量的动态变化

Fig. 4 Dynamics of soil N₂O cumulative emission under Cd stress

表2 土壤理化性质与土壤净硝化速率和 N₂O 排放特征的皮尔逊相关系数

参数	pH	有机质	全氮	硝态氮	铵态氮	有效磷	速效钾
Parameter		Soil organic matter	Total nitrogen	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	Available phosphorus	Available potassium
净硝化速率	-0.044	-0.010	-0.046	0.261*	-0.075	0.069	0.232
Net nitrification rate							
N ₂ O 排放速率	-0.437***	0.528***	-0.462***	-0.365**	0.575***	0.266*	0.005
N ₂ O Emission rate							
N ₂ O 累积排放量	-0.384***	0.471***	-0.410***	-0.328*	0.516***	0.225	-0.002
N ₂ O Cumulative emission							

注：*、**和***分别表示 $p < 0.05$ 、 $p < 0.01$ 和 $p < 0.001$ 水平上的显著相关。

Note: *, ** and *** indicate significant correlations at $p < 0.05$, $p < 0.01$ and $p < 0.001$ level, respectively.

3 讨论

在农田土壤中,由反硝化作用产生的 N₂O 占主要地位^[27],其中 N₂O 还原酶对 N₂O 的产生具有关键调控作用,该酶通常在中性环境下起作用并在酸性环境具有较强活性^[28]。彭艳等^[17]研究发现,酸性土壤中初始硝态氮含量增加会促进 N₂O 排放,与该研究结果相似,本研究中酸性土的 N₂O 排放速率在培养初期(1~7 d)明显高于中性土,由于土壤 pH 下降会抑制反硝化过程中 N₂O 还原酶形成,进而促进 N₂O 的积累^[29]。此外,在酸性土壤条件下,真菌反硝化作用对 N₂O 排放也产生重要促进作用^[30-32]。许多研究已表明^[10,13,33],土壤硝态氮和铵态氮含量同样影响土壤 N₂O 排放。随着土壤硝化作用进程,土壤铵态氮不断向硝态氮转化,硝态氮不断累积。本研究中 2 个中性土的铵态氮含量处于较低水平,而土壤硝态氮含量始终处于较高水平,而且同期土壤 N₂O 排放速率降低。KHALIQ 等^[33]研究表明,在一定 pH 范围内(4.78~6.83)硝态氮含量增加后土壤 N₂O 排放反而减少,这主要是在高硝态氮条件下,微生物不需要耗能产生 N₂O 还原酶,进而促使 N₂O 向 N₂ 转变^[13]。此外,本研究中发现酸性土 1 的 N₂O 累积排放量最高,这可能与较高的有机质含量有关,低 pH 可增加土壤有机碳的可利用性,进而增强土壤反硝化潜势,导致 N₂O 排放增加^[34-35]。

重金属胁迫也对土壤氮转化及 N₂O 排放具有重要影响,GUI 等^[20]研究表明,低浓度的 Cd(2~5 mg/kg)可以显著促进土壤氨氧化作用和硝化作用,使得土壤铵态氮含量和硝态氮含量增加,而 Cd 浓度达 10~20 mg/kg 时,则对这两个过程具有明显抑制作用。本研究结果显示,低 Cd 胁迫(10 mg/kg)和高 Cd 胁迫(100 mg/kg)对培养初期不同土壤净硝化速率的影响不一致,低 Cd 胁迫明显降低了中性土

2 的初始净硝化速率(第 1 d),但增加了中性土 1 和两种酸性土的净硝化速率,而高 Cd 胁迫则明显降低了中性土 1 和酸性土 2 的初始净硝化速率,但增加了中性土 2 和酸性土 1 的净硝化速率。目前,有关重金属胁迫对土壤 N₂O 排放的影响及机制尚未有一致结论。一般认为随着重金属浓度增加,反硝化功能基因 nosZ 表达受到抑制,需氧反硝化活动降低,导致硝酸盐离子不断积累和 N₂O 排放速率增强^[36]。与其他重金属相比,Cd 对土壤反硝化作用的抑制最强^[37]。本研究中发现,高 Cd 胁迫更明显促进酸性土 N₂O 累积排放量增加,这是由于在酸性土壤环境中,土壤 Cd 的有效性增加^[38],从而加剧了 Cd 对 N₂O 转化过程的关键微生物的抑制作用,如抑制了 N₂O 反硝化还原酶活性^[9,18],进而促进 N₂O 在土壤中的积累。因此,后续针对一些具有 Cd 污染风险的酸性植烟土壤,可以通过施用生石灰、白云石粉及碱性肥料等酸化改良措施,来改善土壤酸碱性以降低 Cd 的有效性,从而起到减少土壤氮素损失及 N₂O 减排的目的^[14,39]。

4 结论

随 Cd 胁迫培养进程,4 个植烟土壤的铵态氮含量减少,硝态氮含量逐渐增加,且低 Cd 和高 Cd 胁迫均未显著改变这一变化趋势。Cd 胁迫对不同土壤培养初期(1~7 d)的硝化速率影响不一致,低 Cd 胁迫增加了 2 个酸性土和中性土 1 的净硝化速率,而高 Cd 胁迫增加了酸性土 1 和中性土 2 的净硝化速率。酸性土 N₂O 排放潜力最大,高 Cd 胁迫促进酸性土 N₂O 的累积排放量的增加,而且土壤 N₂O 排放速率和累积排放量与土壤 pH、全氮及硝态氮含量呈显著负相关。因此,为减少植烟特别是酸化及 Cd 污染风险植烟的土壤 N₂O 排放,进行土壤酸化改良是行之有效的措施。

参考文献

- [1] AMELOOT N, MAENHOUT P, DE N, et al. Biochar-induced N₂O emission reductions after field incorporation in a loam soil[J]. *Geoderma*, 2016, 267: 10-16.
- [2] GRIGGS D J, NOGUER M. Climate change 2001: the scientific basis. contribution of working group I to the third assessment report of the intergovernmental panel on climate change[J]. *Weather*, 2002, 57: 267-269.
- [3] 王成己, 唐莉娜, 胡忠良, 等. 生物炭和炭基肥在烟草农业的应用及展望[J]. *核农学报*, 2021, 35(4): 997-1007.
WANG C J, TANG L N, HU Z L, et al. The application and prospect of biochar and carbon-based fertilizer in tobacco agriculture[J]. *Journal of Nuclear Agriculture*, 2021, 35(4): 997-1007.
- [4] 赵永超, 李振杰, 刘志华, 等. 基于循环经济理念指导下的现代烟草农业发展分析[J]. *山西农经*, 2020 (9) : 20-21.
ZHAO Y C, LI Z J, LIU Z H, et al. Analysis of the development of modern tobacco agriculture based on the concept of circular economy[J]. *Shanxi Agricultural Economics*, 2020(9): 20-21.
- [5] MIAO Y, STEWART B A, ZHANG F. Long-term experiments for sustainable nutrient management in China. A review[J]. *Agronomy for Sustainable Development*, 2011, 31(2): 397-414.
- [6] ZHU X, BURGER M, DOANE T A, et al. Ammonia oxidation pathways and nitrifier denitrification are significant sources of N₂O and NO under low oxygen availability[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2013, 110(16): 6328-6333.
- [7] 符春敏, 尹黎燕, 邓燕, 等. 施肥模式对菠萝产量及农田氧化亚氮排放的影响[J]. *热带生物学报*, 2020, 11 (3) : 331-340.
FU C M, YIN L Y, DENG Y, et al. Effects of fertilization patterns on pineapple yield and farmland nitrous oxide emissions[J]. *Chinese Journal of Tropical Biology*, 2020, 11(3): 331-340.
- [8] SHABAN M, PENG Q, BASHIR S, et al. Restoring effect of soil acidity and Cu on N₂O emissions from an acidic soil[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 250: 109535.
- [9] CHEN Z, TU X, MENG H, et al. Microbial process-oriented understanding of stimulation of soil N₂O emission following the input of organic materials[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 284: 117176.
- [10] 彭艳, 朱健, 杨成, 等. 酸性土壤中的碳氮耦合作用与 N₂O 流失研究[J]. *环境科学与技术*, 2019, 42 (6) : 57-63.
PENG Y, ZHU J, YANG C, et al. Carbon and nitrogen coupling and N₂O emission in acidic soils among different vegetation types[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 42(6): 57-63.
- [11] JIA Z J, CONRAD R. Bacteria rather than Archaea dominate microbial ammonia oxidation in an agricultural soil[J]. *Environmental Microbiology*, 2009, 11: 1658-1671.
- [12] LU L, JUA Z J. Urease gene-containing archaea dominate autotrophic ammonia oxidation in two acid soils[J]. *Environmental Microbiology*, 2013, 15: 1795-1809.
- [13] QU Z, WANG J, ALMOY T, et al. Excessive use of nitrogen in Chinese agriculture results in high N₂O/(N₂O+N₂) product ratio of denitrification, primarily due to acidification of the soils[J]. *Global change biology*, 2014, 20(5): 1685-1698.
- [14] GUO J H, LIU X J, ZHANG Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands[J]. *Science*, 2010, 327: 1008-1010.
- [15] 曹文超, 宋贺, 王娅静, 等. 农田土壤 N₂O 排放的关键过程及影响因素[J]. *植物营养与肥料学报*, 2019, 25 (10) : 1781-1798.
CAO W C, SONG H, WANG Y J, et al. The key process and influencing factors of N₂O emission from farmland soil[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2019, 25(10): 1781-1798.
- [16] 刘永卓. 重金属污染稻田土壤温室气体产生相关的微生物群落结构及活性变化[D]. 南京: 南京农业大学, 2012.
LIU Y Z. Changes in soil microbial community structure and activity with special reference to greenhouse gases production from rice paddies with heavy metal pollution across south China[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2012.
- [17] MAGALHAES C M, MACHADO A, MATOS R, et al. Impact of copper on the diversity, abundance and transcription of nitrite and nitrous oxide reductase genes in an urban European estuary[J]. *FEMS Microbiology ecology*, 2011, 77: 274-284.
- [18] 周通. 重金属污染对稻田土壤有机碳矿化、秸秆分解及温室气体排放的影响[D]. 南京: 南京农业大学, 2013.
ZHOU T. The impact of heavy metal pollution on rice soil organic carbon mineralization, straw decomposition and greenhouse gas emissions[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2013.
- [19] 赵迪. 重金属胁迫对滩涂沉积物反硝化作用影响机制的初步研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2013.
ZHAO D. A preliminary study on the mechanism of heavy metal stress on the denitrification of tidal flat sediments[D]. Shanghai: East China Normal University, 2013.
- [20] GUI M, CHEN Q, MA T, et al. Effects of heavy metals on aerobic denitrification by strain *Pseudomonas stutzeri* PCN-1[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2017, 101(4): 1717-1727.
- [21] 孔祥方, 魏树和, 赵继蓉, 等. 旺盛期烟草对镉富集敏感性研究[J]. *中国环境科学*, 2021, 41 (10) : 4872-4877.
KONG X F, WEI S H, ZHAO J R, et al. Study on the susceptibility of tobacco to cadmium enrichment in the vigorous period[J]. *China Environmental Science*, 2021, 41(10): 4872-4877.
- [22] 宋波, 杨子杰, 张云霞. 广西西江流域土壤镉含量特征及风险评估[J]. *环境科学*, 2018, 39 (4) : 1889-1900.
SONG B, YANG Z J, ZHANG Y X. Characteristics and risk assessment of soil cadmium in the Xijiang River Basin, Guangxi[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(4): 1889-1900.
- [23] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
BAO S D. Soil agrochemical analysis[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000.
- [24] CAI X, LIN Z, PENTTINEN P, et al. Effects of conversion from a natural evergreen broadleaf forest to a Moso bamboo plantation on the soil nutrient pools, microbial biomass and enzyme activities in a subtropical area[J]. *Forest Ecology and Management*, 2018, 422: 161-171.
- [25] KHANOM A, AZAD M A K, ALI M M, et al. Plants and microbes' responses to the net nitrification rates of chemical fertilizers in vegetable soils[J]. *Applied Soil Ecology*, 2021, 158: 103783.
- [26] 刘杏认, 赵光昕, 张晴雯, 等. 生物炭对华北农田土壤 N₂O 通量及相关功能基因丰度的影响[J]. *环境科学*, 2018, 39 (8) : 3816-3825.
LIU X R, ZHAO G X, ZHANG Q W, et al. The effect of biochar on soil N₂O flux and related functional gene abundance in North China farmland[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(8): 3816-3825.
- [27] ZHANG J B, MÜLLER C, CAI Z C. Heterotrophic nitrification of organic N and its contribution to nitrous oxide emissions in soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, 84: 199-209.
- [28] BERGAUST L, MAO Y J, BAKKEN L R, et al. Denitrification response patterns during the transition to anoxic respiration and posttranscriptional effects of suboptimal pH on nitrogen oxide reductase in *Paracoccus denitrificans*[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2010, 76: 6387-6396.
- [29] LIU B, FROSTEGÅRD Å, BAKKEN L R. Impaired reduction of N₂O to N₂ in acid soils is due to a posttranscriptional interference with the expression of nosZ[J]. *Mbio*, 2014, 5(3): e01383-14.
- [30] STRICKLAND M S, ROUSK J. Considering fungal: bacterial dominance in soils—methods, controls, and ecosystem implications[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2010, 42: 1385-1395.
- [31] RÜTTING T, HUYGENS D, BOECKXP P, et al. Increased fungal dominance in N₂O emission hotspots along a natural pH gradient in organic forest soil[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2013, 49: 715-721.
- [32] HUANG Y, XIAO X, LONG X. Fungal denitrification contributes significantly to N₂O production in a highly acidic tea soil[J]. *Journal of Soils & Sediments*, 2017, 17(6): 1599-1606.
- [33] KHALIQ M A, TARIN M W K, JING X G, et al. Soil liming effects on CH₄, N₂O emission and Cd, Pb accumulation in upland and paddy rice[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 248: 408-420.
- [34] SENBAYRAM M, CHEN R, BUDAIA A, et al. N₂O emission and the N₂O/(N₂O+N₂) product ratio of denitrification as controlled by available carbon substrates and nitrate concentrations[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2012, 147: 4-12.

- [16] 袁金华, 徐仁扣. 生物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.
YUAN J H, XU R K. Research progress on the properties of biomass charcoal and its effects on soil environmental functions[J]. Acta Eco-Environmental Sciences, 2011, 20(4): 779-785.
- [17] 刘玉学, 刘微, 吴伟祥, 等. 土壤生物炭环境行为与环境效应[J]. 应用生态学报, 2009, 20(4): 977-982.
LIU Y X, LIU W, WU W X, et al. Environmental behavior and environmental effects of soil biomass charcoal[J]. The Journal of Applied Ecology, 2009, 20(4): 977-982.
- [18] YANG H P, YAN R, CHEN H P, et al. Characteristics of hemicellulose, cellulose and lignin pyrolysis[J]. Fuel, 2007, 86: 1781-1788.
- [19] LIU G C, ZHENG H, ZHAI X W, et al. Characteristics and mechanisms of microcystin-LR adsorption by giant reed-derived biochars: role of minerals, pores, and functional groups[J]. Journal of Cleaner Production, 2018, 176: 463-473.
- [20] CHEN B, JOHNSON E J, CHEFETZ B, et al. Sorption of polar and nonpolar aromatic organic contaminants by plant cuticular materials: role of polarity and accessibility[J]. Environmental Science & Technology, 2005, 39(16): 6138-6146.
- [21] 林肖庆, 吕豪豪, 刘玉学, 等. 生物质原料及炭化温度对生物炭产率与性质的影响[J]. 浙江农业学报, 2016, 28(7): 1216-1223.
LIN X Q, LYU H H, LIU Y X, et al. The influence of biomass raw materials and carbonization temperature on the yield and properties of biochar[J]. Journal of Zhejiang Agricultural Sciences, 2016, 28(7): 1216-1223.
- [22] 杨铁鑫. 生物炭中重金属稳定性初步研究[D]. 沈阳: 沈阳农业大学, 2017.
YANG T X. A preliminary study on the stability of heavy metals in biochar[D]. Shenyang: Shenyang Agricultural University, 2017.
- [23] 张海军. 焚烧飞灰中重金属 Pb/Cd/Cu 高温挥发动力学研究[D]. 沈阳: 沈阳航空工业学院, 2009.
ZHANG H J. Study on the high temperature volatilization kinetics of heavy metals Pb/Cd/Cu in incineration fly ash[D]. Shenyang: Shenyang Institute of Aeronautical Industry, 2009.
- [24] DEVI P, SAROHA A K. Risk analysis of pyrolyzed biochar made from paper mill effluent treatment plant sludge for bioavailability and eco-toxicity of heavy metals[J]. Bioresource Technology, 2014, 162: 308-315.
- [25] 李智伟, 王兴栋, 林景江, 等. 污泥生物炭制备过程中氮磷钾及重金属的迁移行为[J]. 环境工程学报, 2016, 10(3): 1392-1399.
LI Z W, WANG X D, LIN J J, et al. The migration behavior of nitrogen, phosphorus, potassium and heavy metals during the preparation of sludge biochar[J]. Journal of Environmental Engineering, 2016, 10(3): 1392-1399.
- [26] KISTLER R C, WIDMER F, BRUNNER P H. Behavior of chromium, nickel, copper, zinc, cadmium, mercury, and lead during the pyrolysis of sewage sludge[J]. Environmental Science & Technology, 1987, 21(7): 704-708.
- [27] LU H L, ZHANG W H, WANG S Z, et al. Characterization of sewage sludge-derived biochars from different feedstocks and pyrolysis temperatures[J]. Journal of Analytical & Applied Pyrolysis, 2013, 102(7): 137-143.
- [28] YUAN H R, LU T, HUANG H Y, et al. Influence of pyrolysis temperature on physical and chemical properties of biochar made from sewage sludge[J]. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 2015, 112: 284-289.
- [29] HUANG H, YAO W, LI R, et al. Effect of pyrolysis temperature on chemical form, behavior and environmental risk of Zn, Pb and Cd in biochar produced from phytoremediation residue[J]. Bioresource Technology, 2018, 249: 487-493.
- [30] WANG X, CHI Q, LIU X, et al. Influence of pyrolysis temperature on characteristics and environmental risk of heavy metals in pyrolyzed biochar made from hydrothermally treated sewage sludge[J]. Chemosphere, 2019, 216: 698-706.

(上接第41页)

- [35] BADAGLIACCA G, BENÍTEZ E, AMATO G, et al. Long-term effects of contrasting tillage on soil organic carbon, nitrous oxide and ammonia emissions in a Mediterranean Vertisol under different crop sequences[J]. Science of The Total Environment, 2018, 619: 18-27.
- [36] CHEN Y X, WANG K X, LIN Q, et al. Effects of heavy metals on ammonification, nitrification and denitrification in maize rhizosphere[J]. Pedosphere, 2001, 11(2): 115-122.
- [37] HOLTAN-HARTWIG L, BECHMANN M, HØYÅS T R, et al. Heavy metals tolerance of soil denitrifying communities: N₂O dynamics[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2002, 34(8): 1181-1190.
- [38] ANDERSSON A, NILSSON K O. Influence of lime and soil pH on Cd availability to plants[J]. Ambio, 1974: 198-200.
- [39] SHAABAN M, PENG Q A, HU R G, et al. Dolomite application to acidic soils: a promising option for mitigating N₂O emissions[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(24): 19961-19970.