

引用格式: 黄俊皓, 曹雪仙, 杨坚伟, 等. 硅氮耦合对室内培养下毛竹林土壤氧化亚氮排放的影响[J]. 浙江农林大学学报, 2026, 43(4): 714–722. HUANG Junhao, CAO Xuexian, YANG Jianwei, *et al.* Effects of silicon-nitrogen interaction on nitrous oxide emissions from soil in a Moso bamboo forest under laboratory incubation[J]. *Journal of Zhejiang A&F University*, 2026, 43(4): 714–722.

## 硅氮耦合对室内培养下毛竹林土壤氧化亚氮排放的影响

黄俊皓<sup>1</sup>, 曹雪仙<sup>2</sup>, 杨坚伟<sup>2</sup>, 黄程鹏<sup>1</sup>, 姜培坤<sup>1</sup>

(1. 浙江农林大学 环境与资源学院, 浙江 杭州 311300; 2. 天台县农业技术推广总站, 浙江 天台 317200)

**摘要:** 【目的】农业中氮肥过量施用加剧了土壤中温室气体氧化亚氮的排放, 成为全球气候变化的重要驱动因素。本研究旨在探讨硅氮耦合对毛竹 *Phyllostachys edulis* 林土壤氧化亚氮排放的影响, 为优化氮肥管理策略、削减土壤氧化亚氮排放提供科学依据。【方法】以毛竹林土壤为研究对象, 设置 3 种氮水平和 2 种硅水平进行室内培养实验, 在培养期第 0、1、3、7、15、30 天测定氧化亚氮排放通量、土壤铵态氮、硝态氮及 pH, 并在关键时间点第 0、7、30 天检测脲酶、硝酸还原酶和亚硝酸还原酶活性。【结果】硅添加显著降低了氧化亚氮排放通量和累积排放量 ( $P < 0.05$ )。硅氮耦合对氧化亚氮累积排放量具有显著拮抗效应 ( $P < 0.05$ ), 且这种效应随着氮添加水平的增加而增强。在无氮、中氮和高氮水平下, 硅添加使氧化亚氮累积排放量分别减少 0.1%、6.6% 和 11.9%。硅通过提高土壤 pH、降低铵态氮和硝态氮质量分数, 显著抑制脲酶 (21.0%)、硝酸还原酶 (49.0%) 和亚硝酸还原酶 (41.0%) 的活性 ( $P < 0.05$ ), 从而改变氮素转化过程。此外, 硅添加推迟了氧化亚氮排放高峰的出现时间 (从第 7 天延缓到第 15 天)。【结论】硅通过调节土壤 pH 和关键酶活性, 调控了氮素转化过程, 从而减少氧化亚氮的排放。图 5 表 1 参 43

**关键词:** 硅氮耦合; 氧化亚氮排放; 毛竹林; 土壤酶活性; 硅肥

**中图分类号:** S714      **文献标志码:** A      **文章编号:** 2095-0756(2026)04-0714-09

## Effects of silicon-nitrogen interaction on nitrous oxide emissions from soil in a Moso bamboo forest under laboratory incubation

HUANG Junhao<sup>1</sup>, CAO Xuexian<sup>2</sup>, YANG Jianwei<sup>2</sup>, HUANG Chengpeng<sup>1</sup>, JIANG Peikun<sup>1</sup>

(1. College of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang A&F University, Hangzhou 311300, Zhejiang, China;  
2. Tiantai County Agricultural Technology Extension Station, Tiantai 317200, Zhejiang, China)

**Abstract:** [Objective] The excessive application of nitrogen fertilizers in agriculture exacerbates the emission of greenhouse gas nitrous oxide in soil, becoming an important driving factor for global climate change. This study aims to investigate the effects and mechanisms of silicon-nitrogen coupling on nitrous oxide emissions from the soil in Moso bamboo (*Phyllostachys edulis*) plantations, providing scientific evidence for reducing soil nitrous oxide emissions. [Method] This study focused on the soil of bamboo forest and conducted indoor cultivation experiments at 3 nitrogen levels and 2 silicon levels. During the incubation period (0, 1, 3, 7, 15, and 30 d), nitrous oxide emission flux, soil ammonium nitrogen, nitrate nitrogen, and pH levels were measured. Additionally, at key time points (0, 7, and 30 d), the activities of urease, nitrate reductase, and nitrite reductase were assessed. [Result] Silicon addition significantly reduced the emission flux and cumulative emission of nitrous oxide ( $P < 0.05$ ). Silicon-nitrogen coupling exhibited antagonistic effects on cumulative nitrous oxide emissions ( $P < 0.05$ ), and these effects became stronger as the nitrogen addition level increased. Under nitrogen-

收稿日期: 2025-09-24; 修回日期: 2026-04-24

基金项目: 国家自然科学基金项目 (32101494, 42177290); 浙江农林大学科研发展基金项目 (2021FR022)

作者简介: 黄俊皓 (ORCID: 0009-0006-9006-4594), 从事土壤碳氮研究。E-mail: [2383585373@qq.com](mailto:2383585373@qq.com)。通信作者: 姜培坤 (ORCID: 0000-0002-2311-2350), 教授, 从事土壤碳氮研究。E-mail: [jiangpeikun@zafu.edu.cn](mailto:jiangpeikun@zafu.edu.cn)

free, medium nitrogen, and high nitrogen levels, silicon addition reduced cumulative nitrous oxide emissions by 0.1%, 6.6%, and 11.9%, respectively. Silicon improved initial soil pH, lowered ammonium nitrogen and nitrate nitrogen concentrations, and significantly inhibited the activities of urease (21.0%), nitrate reductase (49.0%), and nitrite reductase (41.0%), thereby altering the nitrogen transformation process. Moreover, silicon addition delayed the peak emission time of nitrous oxide from 7 to 15 d. [Conclusion] Silicon regulates soil pH and key enzyme activities, thereby controlling the nitrogen transformation process and reducing nitrous oxide emissions. [Ch, 5 fig. 1 tab. 43 ref.]

**Key words:** silicon-nitrogen coupling; nitrous oxide emissions; Moso bamboo forest; soil enzyme activity; silicon fertilizer

氧化亚氮 ( $\text{N}_2\text{O}$ ) 是一种强效温室气体, 具有极强的臭氧层破坏能力, 其百年温室效应潜势为二氧化碳的 310 倍, 生命周期长达 114 a<sup>[1-3]</sup>。农林业活动贡献了全球 60% 到 70% 的氧化亚氮排放量<sup>[4-5]</sup>, 其中氮肥过量施用是主要驱动因素<sup>[6]</sup>。而中国氮肥利用率不足 35%<sup>[7-9]</sup>, 远低于全球平均水平, 导致大量活性氮通过硝化和反硝化作用转化为氧化亚氮<sup>[10-11]</sup>。因此, 减少氧化亚氮排放已成为亟待解决的科学技术难题。硅肥的施用是减少氧化亚氮排放的一种有效管理措施。已有研究表明: 水稻 *Oryza sativa* 生长期施用钢渣 [氧化硅 ( $\text{SiO}_2$ ) 为 40.7%, 氧化铁 ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) 为 4.8%] 减少了 98.0% 氧化亚氮的排放量<sup>[10]</sup>。稻田土壤施用偏硅酸钠和矿渣基硅酸盐肥料 (均含有  $\text{SiO}_2$  和  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) 分别降低氧化亚氮排放通量 66.6% 和 40.3%, 且均能降低反硝化潜势<sup>[11]</sup>。然而, 目前为止, 硅肥施用抑制土壤氧化亚氮排放的具体机制仍不明确。硅肥可能通过多种机制来减少土壤氧化亚氮排放, 包括降低底物浓度 (铵态氮、硝态氮)<sup>[12-14]</sup>, 改变土壤水分和氧气含量<sup>[15-19]</sup>, 降低硝化和反硝化作用相关基因的丰度<sup>[20-22]</sup>。例如, 钢渣硅钙肥能够吸附并固定土壤中的游离铵态氮和硝态氮, 影响土壤水分和铁离子浓度, 从而减少氧化亚氮的排放<sup>[23]</sup>。矿渣基硅酸盐肥料显著降低了与反硝化作用相关的 *nirS* 和 *nirK* 基因丰度, 使土壤氧化亚氮排放通量降低 40.34%<sup>[11]</sup>。然而, 这些研究大多集中在长期淹水环境中, 且硅肥通常含有氧化铁等影响氧化亚氮排放的因素。因此, 有必要研究单独添加硅对旱地土壤氧化亚氮排放的实际影响。

毛竹 *Phyllostachys edulis* 是一种富硅型植物<sup>[24]</sup>, 其林地每年从土壤中吸收大量硅素养分, 导致硅素供应失衡问题日益严重<sup>[25]</sup>。施用硅肥可有效缓解毛竹林硅元素供需矛盾的现实需求<sup>[26]</sup>。由于毛竹林具有较高的经济效益, 为了追求高产, 部分竹林每年化肥的施用量达  $450.0 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ , 这一数值是谷类作物氮肥投入量的 2 倍。集约经营毛竹林氧化亚氮排放量达  $10.1 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 明显高于中国农业土壤氧化亚氮排放的最高水平 ( $5.0 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ), 并且比常绿阔叶林和粗放经营毛竹林的排放量分别高出 131% 和 149%<sup>[27-28]</sup>。为此, 本研究通过分析不同硅氮添加条件下土壤氧化亚氮排放速率动态、氮素形态转化过程及关键酶活性的变化特征, 探讨硅氮耦合作用对毛竹林土壤氧化亚氮排放的影响及其内在调控机制, 以期缓解毛竹林土壤氧化亚氮排放和优化氮肥管理策略提供科学支持。

## 1 研究地区与研究方法

### 1.1 研究区概况

研究区位于浙江省杭州市临安区青山镇 ( $30^{\circ}19'\text{N}$ ,  $119^{\circ}22'\text{E}$ ), 该区年平均气温为  $15.8^{\circ}\text{C}$ , 年平均降水量为  $1\,613.9 \text{ mm}$ , 无霜期为  $234.0 \text{ d}$ , 土壤类型为红壤土类黄红壤亚类, 研究样地为人工经营的毛竹林, 林龄为 26 a, 该林分已进入成熟稳定期, 其乔木层以毛竹为绝对优势种, 林分结构单一, 平均胸径为  $9.9 \text{ cm}$ , 密度为  $2\,900 \text{ 株} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。经营目标以材用为主, 兼顾生态效益, 年施尿素为  $200 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、氯化钾为  $70 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、过磷酸钙为  $60 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ , 人工清除林下植被。

2024 年 9 月, 在研究样地内随机布设 10 个采样点, 用土钻采集 0~10 cm 表层新鲜土壤, 将各采样点土壤样品充分混匀, 合并为一份混合待测样品。土样带回实验室, 除去新鲜土样中的石头、根系、植物残体等杂物, 过 2 mm 筛后, 将所获土样分为两份: 一份用于土壤初始理化性质测定; 另一份置于  $4^{\circ}\text{C}$  冷藏保存, 以备培养实验使用。研究区土壤初始理化性质: 铵态氮为  $(11.34 \pm 0.74) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 硝态氮为

(29.41±2.11) mg·kg<sup>-1</sup>, pH 为 3.33±0.10, 脲酶活性为 (15.72±0.06) μg·kg<sup>-1</sup>·h<sup>-1</sup>, 硝酸还原酶活性为 (4.02±0.50) mg·g<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>, 亚硝酸还原酶活性为 (5.68±0.40) mg·g<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>。

## 1.2 培养实验

本研究采用双因素完全随机试验设计, 设置硅 (Si) 和氮 (N) 2 个因素。硅因素设 2 个水平: S0 (不施硅) 和 S1 (施加 0.66 g·kg<sup>-1</sup> 九水偏硅酸钠, 折合纯硅施用量为 315 kg·hm<sup>-2</sup>); 氮因素设 3 个水平: N0 (无氮, 不施尿素)、N1 (中氮, 施加 0.2 g·kg<sup>-1</sup> 尿素, 折合尿素施用量为 300 kg·hm<sup>-2</sup>)、N2 (高氮, 施加 0.4 g·kg<sup>-1</sup> 尿素, 折合尿素施用量为 600 kg·hm<sup>-2</sup>)。2 个因素完全交叉形成 6 个处理组合 (S0N0、S0N1、S0N2、S1N0、S1N1、S1N2), 每个处理重复 3 次。

培养实验操作如下: 培养箱温度设定为 25 ℃, 称取相当于 20 g 烘干土的 4 ℃ 储存新鲜土样于培养瓶中, 使瓶内土面平整。按处理设计配置对应质量分数的尿素和九水偏硅酸钠溶液, 用移液管均匀滴入 1 mL 对应溶液 (S0N0 处理仅添加等量的去离子水)。随后补充去离子水使土壤含水量保持在 60% 田间最大持水量, 用保鲜膜封口并均匀扎孔, 置于 25 ℃ 黑暗条件下培养。参考蒋文婷等<sup>[29]</sup> 对毛竹林土壤氧化亚氮排放的研究, 本研究设置培养周期为 30 d, 并分别在第 0、1、3、7、15、30 天进行破坏性采样。每次采样时, 先去除培养瓶保鲜膜并置于室内进行气体置换 30 min, 随后抽取 20 mL 瓶内气体作为第 1 次采气样品, 密封培养 4 h 后, 再次抽取 20 mL 瓶内气体作为第 2 次采气样品, 2 次气体样品均用气相色谱仪测定氧化亚氮质量分数, 土壤样品用于铵态氮、硝态氮和 pH 测定, 其中第 0、7、30 天的样品额外测定脲酶、硝酸还原酶、亚硝酸还原酶活性, 分别代表培养起始期、氧化亚氮排放高峰期和培养结束期。培养期内隔 2 d 称取培养瓶质量, 补充灭菌水以维持土壤水分。试验总计设置 6 个培养时间×6 个处理×3 个重复, 共 108 个培养瓶。

## 1.3 土壤样品测定

1.3.1 土壤铵态氮、硝态氮和 pH 测定 土壤铵态氮采用靛酚蓝比色法测定, 土壤硝态氮采用酚二磺酸比色法测定, 土壤 pH 采用去离子水浸提法, 水土比 (质量比) 为 2.5:1.0。

1.3.2 土壤酶活性测定 土壤脲酶采用苯酚钠-次氯酸钠比色法测定<sup>[30]</sup>。硝酸还原酶采用酚二磺酸比色法测定<sup>[31]</sup>。亚硝酸还原酶采用 α-萘胺比色法<sup>[32]</sup>。

## 1.4 数据计算与分析

氧化亚氮排放通量计算公式<sup>[33]</sup> 如下:

$$F = (\rho \times \Delta C \times V \times 273 \times 10^{-6}) / [W \times \Delta t \times (273 + T) \times 10^{-3}]。$$

其中:  $F$  为氧化亚氮排放通量 (μg·kg<sup>-1</sup>·h<sup>-1</sup>);  $\rho$  为氧化亚氮气体密度 (1.25 kg·m<sup>-3</sup>);  $V$  为培养瓶中气体的有效空间 (m<sup>3</sup>);  $W$  为置于培养瓶内的烘干土质量 (kg);  $\Delta C$  为 2 次采样时间间隔的气体浓度差 (μL·L<sup>-1</sup>);  $\Delta t$  为 2 次采样的时间间隔 (h);  $T$  为培养时的温度 (℃)。

氧化亚氮累积排放量计算公式<sup>[34]</sup> 为:

$$M = \sum_{i=1}^n \frac{F_i + F_{i+1}}{2} \times (t_{i+1} - t_i) \times 24。$$

其中:  $M$  为氧化亚氮累积排放量 (μg·kg<sup>-1</sup>);  $F_i + F_{i+1}$  为同一采样点连续 2 次气体排放通量之和 (μg·kg<sup>-1</sup>·h<sup>-1</sup>);  $i$  表示第  $i$  次采集气体样品;  $t_{i+1} - t_i$  为连续 2 次采集样品所隔天数 (d)。

采用 SPSS 27 对数据进行统计分析。数据经正态性和方差齐性检验后, 用双因素方差分析评估硅、氮及其交互作用, 用 Duncan 法进行多重比较 ( $\alpha=0.05$ )。时间序列数据采用重复测量方差分析 (Greenhouse-Geisser 校正)。Spearman 相关分析用于评估氧化亚氮排放与各指标的关系, 多重比较采用 Bonferroni 校正, 绘图使用 Origin 2024。

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤铵态氮、硝态氮和 pH 的动态变化

土壤铵态氮质量分数在 0~15 d 呈快速上升趋势, 在 15~30 d 缓慢下降 (图 1A)。高氮处理 (N2) 的铵态氮质量分数显著高于中氮 (N1) 和无氮 (N0) 处理。在相同氮水平下, S1N2 处理组在第 15 天的铵态氮

质量分数为  $158.58 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ，较 S0N2 处理下降 16.2%。统计检验显示：硅、氮及培养时间对铵态氮质量分数均产生极显著主效应 ( $P < 0.001$ )，且硅与氮的交互作用、硅与培养时间的交互作用、氮与培养时间的交互作用以及硅、氮、时间三者的交互作用均达到极显著水平 ( $P < 0.001$ )。

硝态氮对氮添加的响应与铵态氮一致(高氮处理下明显高于中氮、无氮)，但各处理硝态氮质量分数均呈现随培养时间延长而持续上升的总体特征(图 1B)。在相同氮水平下，施硅组(S1N1、S1N2)的硝态氮质量分数明显低于不施硅组(S0N1、S0N2)。

所有处理组(除 S0N0 外)的土壤 pH 在培养 0~3 d 内均出现短暂上升，随后又下降的整体趋势(图 1C)。随着氮水平的提高，土壤 pH 变化幅度增大，初始 pH 升高更明显，随后下降趋势也更为剧烈。而硅的添加虽能在 1~3 d 暂时提升 pH 值，使含硅处理组(S0N1、S0N2)的 pH 明显高于无硅对照组(S0N0)，但其后续下降趋势与不施硅组相似。

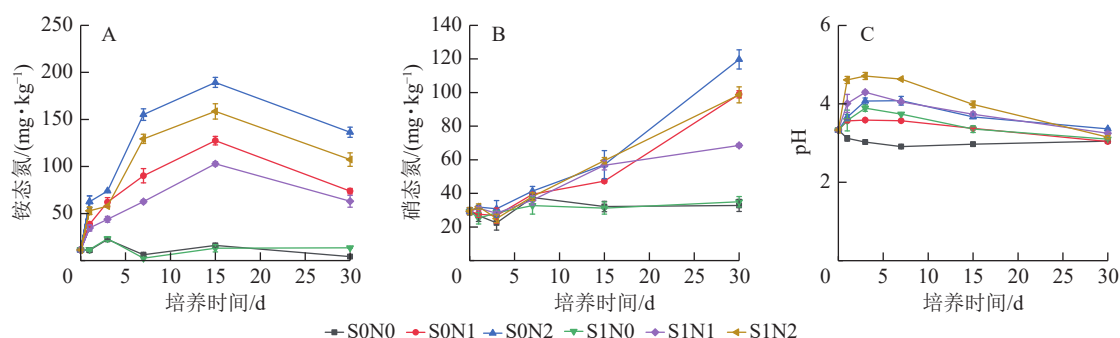


图 1 不同处理土壤铵态氮(A)、硝态氮(B)和 pH(C)的时间动态变化

Figure 1 Temporal dynamics of soil ammonium nitrogen content (A), soil nitrate nitrogen content (B) and soil pH (C) in different treatments

## 2.2 土壤酶活性的动态变化

脲酶活性在 0~7 d 快速上升，7~30 d 缓慢下降，且高氮处理组脲酶活性高于中氮和无氮处理(图 2A)，S0N2 处理第 7 天脲酶( $29.06 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ )较 S0N0 ( $15.14 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ )高 92.1%。双因素方差分析显示：硅和氮对脲酶活性均具有显著主效应 ( $P < 0.05$ )，但硅与氮之间的交互作用不显著。

不同处理下硝酸还原酶和亚硝酸还原酶的时间变化趋势在各处理组中表现出高度一致性(图 2B 和图 2C)。高氮处理下硝酸还原酶活性明显高于中氮、无氮处理，且施硅在氮添加处理下具有抑制效应。双因素方差分析显示：硅、氮及两者交互作用对硝酸还原酶和亚硝酸还原酶活性均存在显著影响 ( $P < 0.05$ )。

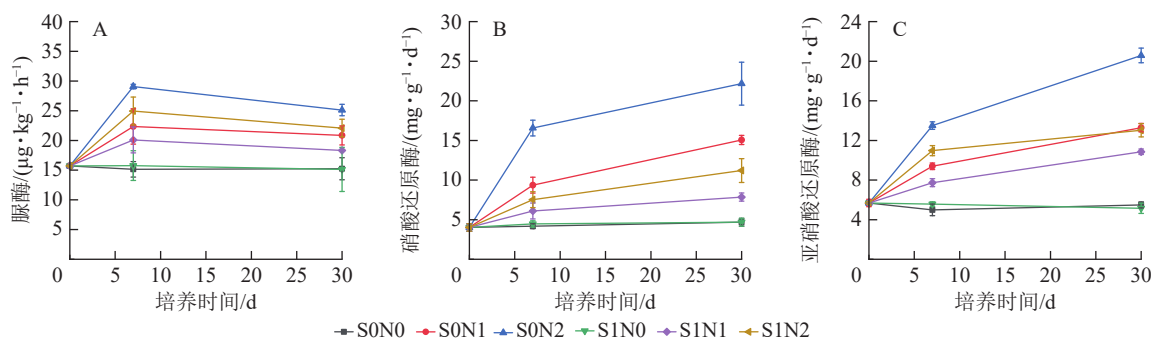


图 2 不同处理脲酶(A)、硝酸还原酶(B)和亚硝酸还原酶(C)的时间动态变化

Figure 2 Temporal dynamics of urease activity (A), nitrate reductase activity (B) and nitrite reductase activity (C) in different treatments

## 2.3 土壤氧化亚氮气体排放通量与累积排放量的变化

氧化亚氮排放通量整体呈现初期上升、中期出现峰值、后期逐步衰减的动态特征(图 3)，培养初期(0~7 d)各处理氧化亚氮排放通量明显上升，在第 7 天出现排放峰值，之后逐步减少，最终趋于稳定。高氮水平下，施硅处理(S1N2)氧化亚氮排放通量峰值较 S0N2 处理降低 5.1%；中氮水平下，S1N1 处理峰值较 S0N1 降低 14.3%。双因素方差和重复测量分析表明：硅、氮及培养时间对氧化亚氮排放通量均存在极显著主效应 ( $P < 0.001$ )，且硅与氮、硅与时间、氮与时间的交互作用均极显著 ( $P < 0.001$ )，三者的



交互作用显著 ( $P<0.01$ )。

不同处理的土壤氧化亚氮累积排放量有明显差异 (图 4), S0N2 处理的土壤氧化亚氮累积排放量最高, 达  $1.55 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , S1N0 处理的累积排放量最低, 为  $1.16 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

在相同硅水平下, 氮添加显著提升了氧化亚氮累积排放 ( $P<0.05$ ), 且高氮处理效应强于中氮。无硅条件下, S0N2 处理的氧化亚氮累积排放量 ( $1.49 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 较 S0N0 处理 ( $1.19 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 增加 25.2%, 较 S0N1 处理 ( $1.33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 增加 12.0%。

在相同氮水平下, 硅对氮添加引起的氧化亚氮累积排放量具有显著抑制效应 ( $P<0.05$ ), 且该效应随氮水平升高而增强。相同氮水平下, S1N2 处理的氧化亚氮累积排放量 ( $1.31 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 较 S0N2 处理降低 12.1%, S1N1 处理的氧化亚氮累积排放量 ( $1.25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 较 S0N1 处理降低 6.0%。

双因素方差分析显示: 硅与氮的添加均对土壤氧化亚氮累积排放量产生了极显著的主效应 ( $P<0.001$ ), 且硅与氮的交互作用对土壤氧化亚氮累积排放量也达显著水平 ( $P<0.05$ )。

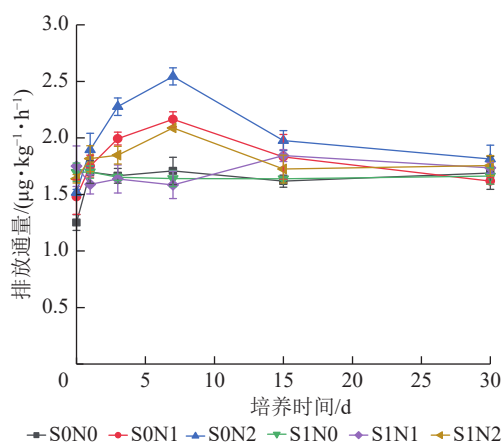
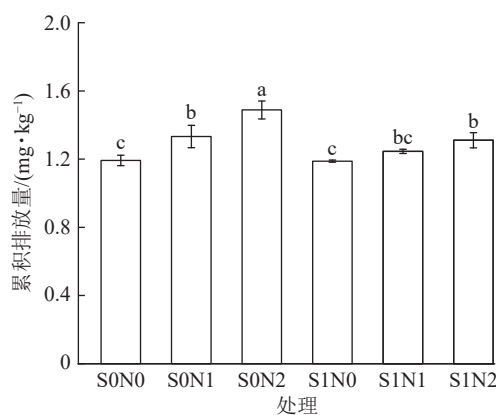


图 3 不同处理氧化亚氮排放通量的时间动态

Figure 3 Temporal dynamics of nitrous oxide emission flux in different treatments



不同小写字母表示不同处理间差异显著 ( $P<0.05$ )。

图 4 不同处理氧化亚氮累积排放量

Figure 4 Cumulative nitrous oxide emissions in different treatments

## 2.4 土壤性状相关性分析

在不施硅处理中, 氧化亚氮排放通量和累积排放量与铵态氮、硝态氮、pH、脲酶、硝酸还原酶及亚硝酸还原酶均呈显著正相关 (表 1,  $P<0.05$ ), 其中铵态氮和亚硝酸还原酶的相关性最强。施硅处理后, 氧化亚氮排放通量与上述指标的关联性普遍减弱, 硝态氮与累积排放量甚至无显著相关性。线性回归分析显示: 施硅组的回归线性斜率均低于不施硅组 (图 5), 表明硅添加降低了土壤理化性质对氧化亚氮排放的驱动强度。

表 1 施硅与不施硅处理下氧化亚氮排放通量与土壤理化性质的相关性

Table 1 Correlation between nitrous oxide emission flux and soil physicochemical properties under different fertilization treatments

| 处理             | 相关系数    |        |         |         |         |         |
|----------------|---------|--------|---------|---------|---------|---------|
|                | 铵态氮     | 硝态氮    | pH      | 脲酶      | 硝酸还原酶   | 亚硝酸还原酶  |
| 不施硅处理氧化亚氮排放通量  | 0.971** | 0.720* | 0.966** | 0.941** | 0.956** | 0.980** |
| 不施硅处理氧化亚氮累积排放量 | 0.978** | 0.749* | 0.971** | 0.944** | 0.968** | 0.974** |
| 施硅处理氧化亚氮排放通量   | 0.796*  | 0.535  | 0.851** | 0.684*  | 0.711*  | 0.805** |
| 施硅处理氧化亚氮累积排放量  | 0.778*  | 0.457  | 0.862** | 0.761*  | 0.613   | 0.821** |

说明: \*表示相关显著 ( $P<0.05$ ); \*\*表示相关极显著 ( $P<0.01$ )。

## 3 讨论

### 3.1 硅添加对土壤氧化亚氮排放的影响

硅添加明显抑制了毛竹林土壤氧化亚氮的排放。施硅处理的氧化亚氮最大排放通量和累积排放量均

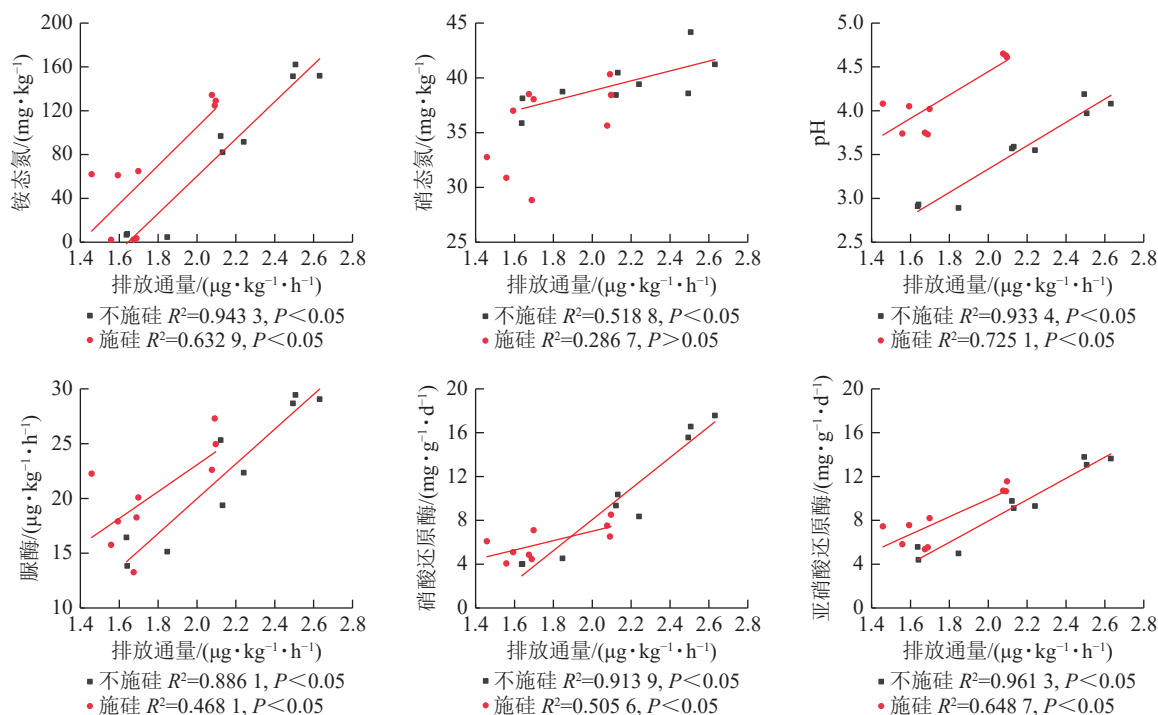


图 5 第 7 天各处理组的氧化亚氮排放通量与氮、pH 及酶活性的线性回归关系

Figure 5 Linear regression relationships of nitrous oxide emission flux with nitrogen, pH, and enzyme activities across different treatment groups

显著低于不施硅处理。这与曾冬萍<sup>[23]</sup>使用钢渣硅肥、SONG 等<sup>[11]</sup>使用偏硅酸钠和矿渣基硅酸盐肥料对水稻田温室气体排放影响的研究结果一致。但本研究硅肥的减排效应明显低于上述水稻田研究。可能的原因包括：①曾冬萍<sup>[23]</sup>、SONG 等<sup>[11]</sup>使用的硅肥中含有  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  等成分，这些成分可能放大了硅肥的减排效果<sup>[35]</sup>；②硅肥施用提高了土壤水分和氧气含量，增强了植物对氮素底物的吸收，降低了土壤和田面水中底物的浓度，从而减少了土壤氧化亚氮的产生<sup>[36-37]</sup>。排除硅肥其他成分和植物对土壤氧化亚氮的贡献后，硅肥对土壤本身也会产生影响，特别是对土壤铵态氮、pH、硝酸还原酶和亚硝酸还原酶活性的调控，从而改变土壤氧化亚氮的生成过程。此外，硅肥的施用使氧化亚氮排放高峰延迟至第 15 天出现，进一步延缓了氧化亚氮的排放过程。

### 3.2 硅氮耦合对氧化亚氮排放的影响

本研究表明：硅氮耦合对氧化亚氮累积排放量具有拮抗效应，且这种效应随氮添加水平的增加而增强。在无氮、中氮和高氮水平下，硅添加分别减少氧化亚氮累积排放量 0.1%、6.6% 和 11.9%。可能的机制包括：①硅添加降低了土壤氮浓度<sup>[38-39]</sup>，从而缓解了高氮浓度对氧化亚氮还原酶的抑制作用；②硅添加提高了土壤 pH<sup>[40]</sup>，改变了氮添加导致的酸化环境。土壤 pH 提高可以增加氧化亚氮还原酶的活性，从而促进氧化亚氮还原为氮气<sup>[41]</sup>。此外，土壤 pH 可以调控氨氧化细菌和氨氧化古菌的群落结构<sup>[42]</sup>，进而影响硝化细菌的硝化作用和氧化亚氮的产生。

### 3.3 硅氮耦合调控氧化亚氮的调节机制

本研究表明：在未施用硅肥的土壤中，氧化亚氮的产生主要受到硝酸还原酶、铵态氮和脲酶的调控。而在施用硅肥后，氧化亚氮的产生主要受到亚硝酸还原酶、pH 和铵态氮的调控。此外，硅添加在第 7 天显著提高了土壤中脲酶、硝酸还原酶和亚硝酸还原酶的活性，从而降低了尿素的水解 (减少了土壤中的铵氮底物) 和土壤的反硝化过程 (改变了反硝化过程的限速步骤)，进而影响了氧化亚氮的排放通量。本研究表明：在未施用硅肥的土壤中，氧化亚氮的产生受到脲酶水解和硝氮向亚硝氮转化速率的影响，而在施用硅肥后，氧化亚氮的产生受到亚硝氮向一氧化氮转化速率的影响。硅肥的施用降低了硝氮向亚硝氮以及亚硝氮向一氧化氮的转化速率，从酶活性的角度支持了 SONG 等<sup>[11]</sup>在水稻田中发现的硅添加能降低 *nirS/nirK* 基因丰度，从而改变氧化亚氮排放的结果。

### 3.4 硅肥施用的环境与经济意义

本研究表明：硅肥添加通过调节土壤 pH 和关键酶活性，有效降低了毛竹林土壤的氧化亚氮排放。

这一发现不仅具有重要的环境价值,也展现出可观的经济效益潜力。在环境方面,硅肥不仅能有效降低氧化亚氮排放,还可能通过改变氮素转化过程提高氮肥利用率,减少氮素淋溶所带来的水体污染风险。在经济方面,硅肥能直接促进竹笋的产量与品质提升,实现增产增收。覃其云等<sup>[43]</sup>研究显示:麻竹 *Dendrocalamus latiflorus* 笋用林在施用专用硅肥后,竹笋年均增产达  $5\,912\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ,可新增收入约  $11\,825\text{ 元}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。因此,在毛竹林中推广施用硅肥,兼具环境与经济效益的双重优势,具有广阔的推广前景。

## 4 结论

施用硅肥能够显著抑制土壤中氧化亚氮的排放通量。同时,硅肥的添加减少了土壤中的铵态氮、硝态氮质量分数以及脲酶、硝酸还原酶和亚硝酸还原酶的活性,改变了氮素的转化过程。此外,硅肥的添加使得氧化亚氮的减排效果随着氮水平的升高而增强,同时,硅肥的添加推迟了土壤中氧化亚氮排放高峰的出现时间。

## 5 参考文献

- [1] IPCC. *Climate Change 2021-The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2023. DOI: [10.1017/9781009157896](https://doi.org/10.1017/9781009157896).
- [2] CHRISTENSEN S, ROUSK K. Global  $\text{N}_2\text{O}$  emissions from our planet: which fluxes are affected by man, and can we reduce these?[J]. *iScience*, 2024, **27**(2): 109042. DOI: [10.1016/j.isci.2024.109042](https://doi.org/10.1016/j.isci.2024.109042).
- [3] SMITH K A. Changing views of nitrous oxide emissions from agricultural soil: key controlling processes and assessment at different spatial scales[J]. *European Journal of Soil Science*, 2017, **68**(2): 137–155. DOI: [10.1111/ejss.12409](https://doi.org/10.1111/ejss.12409).
- [4] DOS REIS MARTINS M, NECPALOVA M, AMMANN C, *et al.* Modeling  $\text{N}_2\text{O}$  emissions of complex cropland management in Western Europe using DayCent: performance and scope for improvement[J]. *European Journal of Agronomy*, 2022, **141**: 126613. DOI: [10.1016/j.eja.2022.126613](https://doi.org/10.1016/j.eja.2022.126613).
- [5] 钟东亮, 方雪娟, 周唯珺, 等. 中国蔬菜生产体系  $\text{N}_2\text{O}$  排放的空间差异及减排措施[J]. *植物营养与肥料学报*, 2024, **30**(3): 417–429. ZHONG Dongliang, FANG Xuejuan, ZHOU Weijun, *et al.* Regional  $\text{N}_2\text{O}$  emission differences and the mitigation measurements in the vegetable production systems of China[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2024, **30**(3): 417–429. DOI: [10.11674/zwyf.2023406](https://doi.org/10.11674/zwyf.2023406).
- [6] MARTÍNEZ-DALMAU J, BERBEL J, ORDÓÑEZ-FERNÁNDEZ R. Nitrogen fertilization. A review of the risks associated with the inefficiency of its use and policy responses[J]. *Sustainability*, 2021, **13**(10): 5625. DOI: [10.3390/su13105625](https://doi.org/10.3390/su13105625).
- [7] 纪洪亭, 周炜, 郭智, 等. 猪粪有机肥替代化学氮肥对水稻农学效应、安全效应及经济效益影响的综合评价[J]. *江苏农业学报*, 2021, **37**(6): 1451–1459. JI Hongting, ZHOU Wei, GUO Zhi, *et al.* Comprehensive evaluation for the influence of substituting fertilizer by pig manure on agronomic effect, safety effect and economic benefit of rice[J]. *Jiangsu Journal of Agricultural Sciences*, 2021, **37**(6): 1451–1459. DOI: [10.3969/j.issn.1000-4440.2021.06.012](https://doi.org/10.3969/j.issn.1000-4440.2021.06.012).
- [8] 任维晨. 控释氮肥运筹对水稻产量和氮肥利用率的影响及其机制[D]. 扬州: 扬州大学, 2023. REN Weichen. *Effect of Controlled Release Nitrogen Fertilizer Management on the Grain Yield and Nitrogen Use Efficiency of Rice and Its Mechanism*[D]. Yangzhou: Yangzhou University, 2023. DOI: [10.27441/d.cnki.gyzdu.2023.002274](https://doi.org/10.27441/d.cnki.gyzdu.2023.002274).
- [9] 于飞, 施卫明. 近 10 年中国大陆主要粮食作物氮肥利用率分析[J]. *土壤学报*, 2015, **52**(6): 1311–1324. YU Fei, SHI Weiming. Nitrogen use efficiencies of major grain crops in China in recent 10 years[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2015, **52**(6): 1311–1324. DOI: [10.11766/trxb201501270058](https://doi.org/10.11766/trxb201501270058).
- [10] WANG W, SARDANS J, LAI D Y F, *et al.* Effects of steel slag application on greenhouse gas emissions and crop yield over multiple growing seasons in a subtropical paddy field in China[J]. *Field Crops Research*, 2015, **171**: 146–156. DOI: [10.1016/j.fcr.2014.10.014](https://doi.org/10.1016/j.fcr.2014.10.014).
- [11] SONG Alin, FAN Fenliang, YIN Chang, *et al.* The effects of silicon fertilizer on denitrification potential and associated genes abundance in paddy soil[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2017, **53**(6): 627–638. DOI: [10.1007/s00374-017-1206-0](https://doi.org/10.1007/s00374-017-1206-0).
- [12] SHCHERBAK I, MILLAR N, ROBERTSON G P. Global meta-analysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide ( $\text{N}_2\text{O}$ ) emissions to fertilizer nitrogen[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*,

- 2014, **111**(25): 9199–9204. DOI: [10.1073/pnas.1322434111](https://doi.org/10.1073/pnas.1322434111).
- [13] GAIHRE Y K, SINGH U, ISLAM S M M, *et al.* Impacts of urea deep placement on nitrous oxide and nitric oxide emissions from rice fields in Bangladesh[J]. *Geoderma*, 2015, **259/260**: 370–379. DOI: [10.1016/j.geoderma.2015.06.001](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.06.001).
- [14] SIQUEIRA NETO M, GALDOS M V, FEIGL B J, *et al.* Direct N<sub>2</sub>O emission factors for synthetic N-fertilizer and organic residues applied on sugarcane for bioethanol production in Central-Southern Brazil[J]. *GCB Bioenergy*, 2016, **8**(2): 269–280. DOI: [10.1111/gcbb.12251](https://doi.org/10.1111/gcbb.12251).
- [15] LIU Hongshan, ZHENG Xiangzhou, LI Yuefen, *et al.* Soil moisture determines nitrous oxide emission and uptake[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, **822**: 153566. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2022.153566](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153566).
- [16] 曹文超, 宋贺, 陈吉吉, 等. 水分和有机肥投入对设施菜田土壤 N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub> 和 CO<sub>2</sub> 排放及产物比的影响[J]. *土壤通报*, 2018, **49**(2): 469–477. CAO Wenchao, SONG He, CHEN Jiji, *et al.* Effects of manure application and irrigation on N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub>, and CO<sub>2</sub> production and emission from a greenhouse vegetable soil[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2018, **49**(2): 469–477. DOI: [10.19336/j.cnki.trtb.2018.02.30](https://doi.org/10.19336/j.cnki.trtb.2018.02.30).
- [17] UCHIDA Y, WANG Yong, AKIYAMA H, *et al.* Expression of denitrification genes in response to a waterlogging event in a Fluvisol and its relationship with large nitrous oxide pulses[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2014, **88**(2): 407–423. DOI: [10.1111/1574-6941.12309](https://doi.org/10.1111/1574-6941.12309).
- [18] RIYA S, TAKEUCHI Y, ZHOU Sheng, *et al.* Nitrous oxide production and mRNA expression analysis of nitrifying and denitrifying bacterial genes under floodwater disappearance and fertilizer application[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, **24**(18): 15852–15859. DOI: [10.1007/s11356-017-9231-y](https://doi.org/10.1007/s11356-017-9231-y).
- [19] HOFFMANN M, DIAZ O R M, ZENTGRAF I, *et al.* Amorphous silica reduces N<sub>2</sub>O emissions from arable land at the field plot scale[J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2025, **13**: 1522700. DOI: [10.3389/fenvs.2025.1522700](https://doi.org/10.3389/fenvs.2025.1522700).
- [20] 马芬, 杨荣全, 郭李萍. 控制氮肥施用引起的活性氮气体排放: 脲酶/硝化抑制剂研究进展与展望[J]. *农业环境科学学报*, 2020, **39**(4): 908–922. MA Fen, YANG Rongquan, GUO Liping. Decrease the emission of active nitrogen gases in nitrogen fertilizer application: research progresses and per-spectives of urease/nitrification inhibitors[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, **39**(4): 908–922. DOI: [10.11654/jaes.2020-0129](https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0129).
- [21] GALGO S J C, CANATOY R C, LIM J Y, *et al.* A potential of iron slag-based soil amendment as a suppressor of greenhouse gas (CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O) emissions in rice paddy[J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2024, **12**: 1290969. DOI: [10.3389/fenvs.2024.1290969](https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1290969).
- [22] MADEGWA Y M, HU Yihuai, SCHALLER J, *et al.* Silicon fertilizer increased potato drought tolerance and reduced soil N<sub>2</sub>O emissions in two Danish soils at field scale[J]. *Scientific Reports*, 2025, **15**: 36111. DOI: [10.1038/s41598-025-24063-y](https://doi.org/10.1038/s41598-025-24063-y).
- [23] 曾冬萍. 外源物质施加对福州平原水稻田温室气体排放的影响[D]. 福州: 福建师范大学, 2015. ZENG Dongping. *The Effect of Exotic Matters Amendments on Greenhouse Gases Emission in Fuzhou Paddy Fields*[D]. Fuzhou: Fujian Normal University, 2015.
- [24] EMAMVERDIAN A, DING, MOKHBERDORAN F, *et al.* The effect of silicon nanoparticles on the seed germination and seedling growth of Moso bamboo (*Phyllostachys edulis*) under cadmium stress[J]. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2021, **30**(4): 3033–3042. DOI: [10.15244/pjoes/129683](https://doi.org/10.15244/pjoes/129683).
- [25] 杨杰. 中国重要散生竹生态系统植硅体碳汇研究[D]. 杭州: 浙江农林大学, 2016. YANG Jie. *Phytolith-occluded Carbon Sequestration of Typical Monopodial Bamboo Ecosystems in China*[D]. Hangzhou: Zhejiang A&F University, 2016.
- [26] 杨杰. 外源氮和硅添加对毛竹植硅体碳的影响[J]. *浙江农林大学学报*, 2024, **41**(2): 369–378. YANG Jie. Effect of N and Si addition on phytolith-occluded organic carbon in *Phyllostachys edulis*[J]. *Journal of Zhejiang A&F University*, 2024, **41**(2): 369–378. DOI: [10.11833/j.issn.2095-0756.20230460](https://doi.org/10.11833/j.issn.2095-0756.20230460).
- [27] 叶耿平. 集约经营毛竹林土壤温室气体排放特征及其与施肥的关系[D]. 杭州: 浙江农林大学, 2010. YE Gengping. *Soil Greenhouse Gas Emissions Characteristics of Intensive Management Phyllostachys pubescens and the Relationship with Fertilizer*[D]. Hangzhou: Zhejiang A&F University, 2010.
- [28] DUAN Pengpeng, WANG Daobo, XIAO Kongcao, *et al.* Responses of soil nitrous oxide emission to nitrogen addition at two topographic positions of a subtropical forest[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2022, **127**(4): e2021JG006539. DOI: [10.1029/2021jg006539](https://doi.org/10.1029/2021jg006539).
- [29] 蒋文婷, 田立斌, 朱高荻, 等. 不同形态氮添加对毛竹林土壤 N<sub>2</sub>O 排放的影响[J]. *植物营养与肥科学报*, 2022, **28**(5):



- 857–868. JIANG Wenting, TIAN Libin, ZHU Gaodi, *et al.* Effects of different forms of nitrogen addition on N<sub>2</sub>O emissions from the soil of Moso bamboo (*Phyllostachys edulis*) forest[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2022, **28**(5): 857–868. DOI: [10.11674/zwyf.2021492](https://doi.org/10.11674/zwyf.2021492).
- [30] 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, 2000. LU Rukun. *Methods of Soil Agrochemical Analysis* [M]. China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [31] 武志杰, 隗英华, 陈利军, 等. 一种检测土壤硝酸还原酶活性的分析方法: CN200710010680.5[P]. 2011-06-08. WU Zhijie, JUAN Yinghua, CHEN Lijun, *et al.* *An Analytical Method for Detecting Soil Nitrate Reductase Activity*: CN200710010680.5[P]. 2011-06-08.
- [32] 武志杰, 孙志梅, 张丽莉. 一种检测土壤亚硝酸还原酶活性的分析方法: CN200510047888.5[P]. 2009-06-03. WU Zhijie, SUN Zhimei, ZHANG Lili. *An Analytical Method for Detecting Soil Nitrite Reductase Activity*: CN200510047888.5[P]. 2009-06-03.
- [33] HE Lili, ZHAO Xu, WANG Shenqiang, *et al.* The effects of rice-straw biochar addition on nitrification activity and nitrous oxide emissions in two Oxisols[J]. *Soil and Tillage Research*, 2016, **164**: 52–62. DOI: [10.1016/j.still.2016.05.006](https://doi.org/10.1016/j.still.2016.05.006).
- [34] CAI Yanjiang, WANG Xiaodan, DING Weixin, *et al.* Potential short-term effects of yak and Tibetan sheep dung on greenhouse gas emissions in two Alpine grassland soils under laboratory conditions[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2013, **49**(8): 1215–1226. DOI: [10.1007/s00374-013-0821-7](https://doi.org/10.1007/s00374-013-0821-7).
- [35] KASIVELU G, SELVARAJ T, MALAICHAMY K, *et al.* Nano-micronutrients [ $\gamma$ -Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (iron) and ZnO (zinc)]: green preparation, characterization, agro-morphological characteristics and crop productivity studies in two crops (rice and maize)[J]. *New Journal of Chemistry*, 2020, **44**(26): 11373–11383. DOI: [10.1039/d0nj02634d](https://doi.org/10.1039/d0nj02634d).
- [36] 高宇, 王佰慧, 邹瑜, 等. 氮磷添加下施用保水剂对油茶林土壤氧化亚氮排放的影响[J]. *浙江农林大学学报*, 2021, **38**(5): 937–944. GAO Yu, WANG Baihui, ZOU Yu, *et al.* Effects of water-retaining agent on soil nitrous oxide emission in *Camellia oleifera* forest under nitrogen and phosphorus addition[J]. *Journal of Zhejiang A&F University*, 2021, **38**(5): 937–944. DOI: [10.11833/j.issn.2095-0756.20210411](https://doi.org/10.11833/j.issn.2095-0756.20210411).
- [37] LIAO Jiayuan, LUO Qiqi, HU Ang, *et al.* Soil moisture–atmosphere feedback dominates land N<sub>2</sub>O nitrification emissions and denitrification reduction[J]. *Global Change Biology*, 2022, **28**(21): 6404–6418. DOI: [10.1111/gcb.16365](https://doi.org/10.1111/gcb.16365).
- [38] 章惠婕. 氮肥减量配施硅肥对烟后稻产量和养分利用效率的影响[D]. 福州: 福建农林大学, 2023. ZHANG Huijie. *Effects of Nitrogen Reduction Combined with Silicon Application on Yield and Nutrient Use Efficiency of Rice Rotated with Tobacco* [D]. Fuzhou: Fujian Agriculture and Forestry University, 2023. DOI: [10.27018/d.cnki.gfjnu.2023.000640](https://doi.org/10.27018/d.cnki.gfjnu.2023.000640).
- [39] 吴建富, 谢凡, 付桃秀, 等. 氮硅配施对双季水稻产量及氮硅养分吸收利用的影响[J]. *江西农业大学学报*, 2017, **39**(5): 843–850. WU Jianfu, XIE Fan, FU Taoxiu, *et al.* Effect of application of nitrogen combined with silicon on grain yield of double cropping rice and its nitrogen and silicon absorption[J]. *Acta Agriculturae Universitatis Jiangxiensis*, 2017, **39**(5): 843–850. DOI: [10.13836/j.jjau.2017109](https://doi.org/10.13836/j.jjau.2017109).
- [40] 黄蕊, 魏维, 谢运河, 等. 不同性质硅肥影响土壤生物有效态镉砷的主要因素[J]. *环境科学*, 2023, **44**(2): 991–1002. HUANG Rui, WEI Wei, XIE Yunhe, *et al.* Primary factors affecting soil bioavailable cadmium and arsenic by different properties of silicon fertilizer[J]. *Environmental Science*, 2023, **44**(2): 991–1002. DOI: [10.13227/j.hjxx.202204239](https://doi.org/10.13227/j.hjxx.202204239).
- [41] OUEGHI I, ROUSSET C, BIZOUARD F, *et al.* Hysteretic response of N<sub>2</sub>O reductase activity to soil pH variations after application of lime to an acidic agricultural soil[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2023, **59**(4): 473–479. DOI: [10.1007/s00374-023-01717-5](https://doi.org/10.1007/s00374-023-01717-5).
- [42] MITSUTA A, LOURENÇO K S, DE OLIVEIRA B G, *et al.* Soil pH determines the shift of key microbial energy metabolic pathways associated with soil nutrient cycle[J]. *Applied Soil Ecology*, 2025, **208**: 105992. DOI: [10.1016/j.apsoil.2025.105992](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2025.105992).
- [43] 覃其云, 唐健, 石媛媛, 等. 麻竹专用硅肥[R]. 南宁: 广西壮族自治区林业科学研究院, 2014. QIN Qiyun, TANG Jian, SHI Yuanyuan, *et al.* *Special Silicon Fertilizer for Dendrocalamus latiflorus* [R]. Nanning: Guangxi Zhuang Autonomous Region Forestry Research Institute, 2014.