

$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -稻草改良对苏打盐碱土氮转化机制的影响

于麗, 隋标, 王鸿斌, 李佳琳, 孙琪, 赵兴敏

(吉林农业大学资源与环境学院, 农业农村部盐碱土改良与利用(东北内陆盐碱地), 长春 130118)

摘要: [目的] 研究 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 联合有机物料对盐碱地氮转化机制的影响, 揭示不同配施比例对土壤氮库的影响。 [方法] 以吉林省西部苏打盐碱土为研究对象, 设置 3 个 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 梯度 (占土重 0.2% $\text{A}_{0.2}$ 、占土重 0.1% $\text{A}_{0.1}$ 、占土重 0% A_0) 与 3 个稻草梯度 (占土重 1% S_1 、占土重 0.6% $\text{S}_{0.6}$ 、占土重 0% S_0), 分别测定施氮肥与不施氮肥 2 个条件下土壤 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 、脲酶和蛋白酶活性。 [结果] $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 引入提高平均净矿化速率和硝化速率, 表现为 $\text{A}_{0.2}\text{S}_0 > \text{A}_{0.1}\text{S}_0$, 随着培养时间矿化作用与硝化作用逐渐降低; 稻草的加入不利于土壤氮矿化作用与硝化作用, 施入尿素后平均净矿化速率与硝化速率分别增长 17.34、3.61 倍, 但仍为抑制作用。 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 联合稻草 ($\text{A}_{0.1-0.2}\text{S}_{0.6-1}$) 添加进一步抑制土壤氮素转化, 在高量稻草 ($\text{S}_{>0.6}$) 中引入 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 加速土壤 NH_4^+-N 与 NO_3^--N 的下降, 施入氮肥后缓解下降幅度, 且随着 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 的增加铵态氮与硝态氮的变化幅度增加, 表现为 $\text{A}_{0.2}\text{S}_1 > \text{A}_{0.2}\text{S}_{0.6} > \text{A}_{0.1}\text{S}_1$ 。 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 和稻草的交互作用在不施尿素条件下对脲酶、蛋白酶活性、土壤全氮、土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 有显著影响, 在施加尿素后呈极显著影响。土壤中的脲酶和蛋白酶活性与总氮、 NH_4^+-N 与 NO_3^--N , 以及土壤的净矿化速率与硝化速率均呈显著正相关。 [结论] $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 与高量稻草联合施用保留更多的氮源于土壤中, $\text{A}_{0.2}\text{S}_1$ 处理的氮素利用效果较好。研究结果可为盐碱土改良与治理工作提供参考, 为未来的研究和实践提供理论支持和实践指导。

关键词: 苏打盐碱土; $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$; 铵态氮; 硝态氮; 矿化作用; 硝化作用; 酶活性

中图分类号: S156.4

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2025)05-0378-11

Effect of $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -Straw Improvement on Nitrogen Conversion Mechanism in Soda Saline-Alkali Soil

YU Li, SUI Biao, WANG Hongbin, LI Jialin, SUN Qi, ZHAO Xingmin

(College of Resources and Environment, Jilin Agricultural University, Ministry of Agriculture and Rural Affairs Saline-Alkali Soil Improvement and Utilization (Northeast Inland Saline-Alkali Land), Changchun 130118, China)

Abstract: [Objective] This study aims to investigate the effect of $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ combined with organic materials on the nitrogen conversion mechanism in saline-alkali soil, and to reveal the effects of different application ratios on soil nitrogen pool. [Methods] This study was conducted on soda saline-alkali soils in the western part of Jilin Province. Three $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ gradients were applied, corresponding to 0.2% $\text{A}_{0.2}$, 0.1% $\text{A}_{0.1}$ and 0% A_0 of soil weight, along with three straw gradients, corresponding to 1% S_1 , 0.6% $\text{S}_{0.6}$ and 0% S_0 of soil weight. The contents of soil NH_4^+-N and NO_3^--N , as well as the activities of urease and protease, were measured under both nitrogen fertilization and no nitrogen fertilization conditions. [Results] The application of $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ improved the average net mineralization and nitrification rates, with the performance of $\text{A}_{0.2}\text{S}_0 > \text{A}_{0.1}\text{S}_0$. These rates gradually decreased over the incubation period. Incorporating straw into the soil suppressed nitrogen mineralization and nitrification. Despite this suppression, the application of urea fertilizer significantly increased the average net mineralization rate by 17.34 times and the nitrification rate by 3.61 times. However, the inhibitory effect still remained. The combined

收稿日期: 2025-01-02

修回日期: 2025-02-25

录用日期: 2025-03-07

网络首发日期 (www.cnki.net): 2025-06-18

资助项目: 国家重点研发计划项目 (2024YFD1501005)

第一作者: 于麗 (2000—), 女, 硕士研究生, 主要从事土壤修复与调控研究。E-mail: 18943117610@163.com

通信作者: 赵兴敏 (1980—), 女, 博士, 教授, 主要从事环境污染化学与防控研究。E-mail: zhaoxingmin0704@163.com

http://stbxb.alljournal.com.cn

application of $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ and rice straw ($\text{A}_{0.1-0.2}\text{S}_{0.6-1}$) further suppressed the conversion of soil nitrogen. In treatments with high levels of rice straw ($\text{S}_{>0.6}$), the addition of $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ accelerated the decline in soil $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ levels, which was alleviated by the application of nitrogen fertilizer. Furthermore, the changes in ammonium and nitrate nitrogen contents increased with higher $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ application rates, following the order of $\text{A}_{0.2}\text{S}_1 > \text{A}_{0.2}\text{S}_{0.6} > \text{A}_{0.1}\text{S}_1$. The interaction between $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ and rice straw had significant effects on urease and protease activity, soil total nitrogen, and the concentrations of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in the absence of urea application. These effects became highly significant following urea application. Additionally, significant positive correlations were observed between urease and protease activity and total nitrogen content, between $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$, and between net mineralization rate and nitrification rate in the soil. [Conclusion] The combined application of $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ with high rice straw retains more nitrogen in the soil, with the $\text{A}_{0.2}\text{S}_1$ treatment demonstrating the most efficient nitrogen utilization. These findings offer valuable insights for the reclamation and management of saline-alkali soils and provide a theoretical foundation and practical guidance for future research and application in this field.

Keywords: soda saline-alkali soil; $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$; ammonium nitrogen; nitrate nitrogen; mineralization; nitrification; enzymatic activity

Received: 2025-01-02

Revised: 2025-02-25

Accepted: 2025-03-07

Online(www.cnki.net): 2025-06-18

吉林省西部苏打盐碱土的主要特点表现为土壤碱性强、物理结构恶化、渗透性极差等^[1],导致土壤肥力弱,粮食产量普遍较低。因此,改良苏打盐碱土是农业生产中满足日益增长种植需求的重要管理活动之一^[2]。目前已经形成一套以种稻改良、有机培肥为核心的改良技术体系,其中围绕硫酸铝等化学改良剂的改良作用已有大量研究,并取得诸多卓有成效的研究成果。INOUE等^[3]将 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 改良剂添加到苏打盐碱土中,经过大量的室内试验研究和生产实践应用均证明, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 改良剂对苏打盐碱土改良取得较好的效果,其改良作用主要表现在^[4]:1)化学性质, Al^{3+} 水解产生大量 H^+ ,降低水田渗水层和土层的pH,碱化度显著降低, CO_3^{2-} 和 HCO_3^- 也随 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 用量的增加而降低;2)物理性质,土壤结构有显著改善,土壤团聚体($>0.005\text{ mm}$)数量明显增加,土壤体积质量降低,膨胀度增加,孔隙度增大,土壤渗透性能及持水能力增强。长期秸秆还田下碳库管理指数提高37.7%,增加活性有机碳库容。活性有机碳库变化会促进与碳、氮循环相关的酶的活性,进而影响碳、氮循环生态过程^[5]。长期施用化肥和有机肥料,可增加土壤全N和有机质质量分数,影响土壤酶活性和土壤物理性质^[6-7],增加土壤有机C储量,增加土壤肥力及减缓大气 CO_2 危害。稻草与肥料可增加土壤有机质,在此基础上 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 的引入提供铝离子可置换土壤中的钠离子,减轻钠离子对土壤结构和植物的负面影响,共同提升土壤肥力和植物生长条件。在吉林省西部苏打盐碱土改良过程中,本课题

组采用 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 改良剂配施稻草对土壤有机碳的影响研究^[8-12]发现,在稻草与施肥基础上, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 的引入对于有机碳固定具有明显的促进作用,但关于在稻草与施肥基础上引入 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 对苏打盐碱土中氮素的影响尚不清楚。因此,本文在前人研究的基础上,选取吉林省西部苏打盐碱土进行试验,研究苏打盐碱地施用 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 和稻草后土壤氮素转化过程及微生物的作用变化,进而从机理上阐明 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 对苏打盐碱土氮循环的影响及其机理,进一步从氮的角度揭示水稻秸秆配施 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 对苏打盐碱土的快速改良,丰富水稻秸秆配施 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 的改良理论。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试硫酸铝为工业 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 。供试水稻秸秆取自吉林省松原市前郭尔罗斯蒙古族自治县乌兰敖都乡附近水田。水稻秸秆经田间自然风干后,置于25℃的烘干箱中烘干,去除杂质,粉碎并通过2 mm筛网。供试苏打盐碱土取自吉林省松原市前郭尔罗斯蒙古族自治县乌兰敖都乡(44°34'N, 123°46'E),使用对角线布点法,设置36个采样点,每个采样点的采样深度为0~20 cm,样品采集后混合均匀,采用四分法获取20 kg土样。样品带回实验室后,自然风干,研磨过5 mm筛测定土壤理化性质。土壤pH为9.79,含盐量为0.68%,EC为1.46 mS/cm,ESP为17.81%,体积质量为1.65 g/cm³,交换性 Na^+ 为1.43 cmol/kg,交换性 K^+ 为1.50 cmol/kg,交换性 Ca^{2+} 为7.45 cmol/kg,交换性 Mg^{2+} 为4.18 cmol/kg,全氮1.41 g/kg,铵态氮6.28 mg/kg,硝态

氮 5.63 mg/kg, 有机碳 6.03 g/kg, 其中全氮、铵态氮、硝态氮指在达到 45% 最大持水量的条件下预培养 1 周, 随后进行取样并测定。

1.2 试验方法

在不同 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 用量条件下, 进行 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 和稻草还田的室内模拟田间试验, 共设置 18 个处理(表 1), 每个处理重复 3 次。其中 S 为稻草, A 为 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, 下角标为 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 和稻草的添加量, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (A) 的添加量参考田间实际用量, 分别设

置为占土重的 0% 0 g、0.1% 1 g、0.2% 2 g, 稻草(S)的添加量结合当地生产实际, 秸秆还田深度为 0~20 cm 耕层土壤, 其重量为 2 250 t/hm²。水稻秸秆添加量分别设置 0、13 500、22 500 kg/hm², 1 kg 土壤分别添加 0、6、10 g 水稻秸秆。设置处理 N0 不施用氮肥, 处理 N1 则施用氮肥(所施尿素含氮量为 46.4%), 具体操作按照 260 kg/km² 施用氮肥, 20 cm 为耕作土层深度来计算, 为确保氮素施加量相同, 尿素的使用量设定为 250 mg/kg。

表 1 试验处理

Table 1 Experimental treatments

$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 添加量/%	稻草添加量			施氮处理
	0	0.6%	1%	
0	A_0S_0	$\text{A}_0\text{S}_{0.6}$	A_0S_1	N0
	$\text{N-A}_0\text{S}_0$	$\text{N-A}_0\text{S}_{0.6}$	$\text{N-A}_0\text{S}_1$	N1
0.1	$\text{A}_{0.1}\text{S}_0$	$\text{A}_{0.1}\text{S}_{0.6}$	$\text{A}_{0.1}\text{S}_1$	N0
	$\text{N-A}_{0.1}\text{S}_0$	$\text{N-A}_{0.1}\text{S}_{0.6}$	$\text{N-A}_{0.1}\text{S}_1$	N1
0.2	$\text{A}_{0.2}\text{S}_0$	$\text{A}_{0.2}\text{S}_{0.6}$	$\text{A}_{0.2}\text{S}_1$	N0
	$\text{N-A}_{0.2}\text{S}_0$	$\text{N-A}_{0.2}\text{S}_{0.6}$	$\text{N-A}_{0.2}\text{S}_1$	N1

试验采用直径 25 cm、高 36 cm 的塑料桶, 称取 1 000 g 土壤样本, 加入蒸馏水调节至 40% 的土壤充水孔隙水分体积分数(WFPS), 置于 25 °C 的黑暗培养箱中预培养 2 周, 以恢复和稳定土壤微生物群落。WFPS 的计算公式^[13]为:

$$\text{WFPS} = \frac{\Theta_v}{1 - \left(\frac{\text{BD}}{\text{PD}} \right)} \times 100\% \quad (1)$$

式中: Θ_v 为土壤含水率, g/kg; BD 为土壤体积质量, g/cm³; PD 为土壤颗粒密度, 取 2.65 g/cm³。

试验于 2022 年 6 月 2 日至 10 月 1 日在吉林农业大学资源与环境学院进行, 将预培养结束后的土壤与不同比例的 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 和事先风干粉碎成 1 cm 的水稻秸秆充分混匀后, 向其中加入蒸馏水至土壤含水率为 15%, 倒入塑料桶(桶高 115 mm, 直径 134 mm, 容量 2 L PVC 桶)并密封, 同时在侧面打孔以确保氧气供应, 然后将塑料桶放入恒温培养箱中。依

据吉林省松原市前郭尔罗斯蒙古族自治县乌兰敖都乡水稻生长季(5—9 月)月平均气温(14.3~23.9 °C)设置, 水分依据水稻生长季的淹水条件设置水土比 1.5:1 向桶中加入蒸馏水以形成约 2 cm 氮肥淹水层, 在 20 °C 下培养 120 d。在培养过程中, 每 3 d 进行 1 次称重和补水, 确保土壤水分体积分数保持不变。分别于培养第 7、15、30、45、60、75、120 d 同一时间取样。本试验为破坏性取样, 每次取样设 3 次重复。

1.3 分析方法

测定指标具体方法参照《土壤农化分析》^[14]。土壤全氮采用凯氏定氮法测定; 土壤 NH_4^+ -N 采用靛酚蓝比色法测定; 土壤 NO_3^- -N 采用酚二磺酸法测定; 土壤脲酶采用苯酚钠比色法测定; 蛋白酶采用茆三酮比色法测定。

1.4 数据处理与统计分析

土壤氮素净矿化(NMR)和硝化速率(NR)的计算公式为:

$$\text{NMR} = \frac{(\text{NH}_4^+ - \text{N}_t + \text{NO}_3^- - \text{N}_t) - (\text{NH}_4^+ - \text{N}_{t_0} + \text{NO}_3^- - \text{N}_{t_0})}{t - t_0} \quad (2)$$

$$\text{NR} = \frac{\text{NO}_3^- - \text{N}_t - \text{NO}_3^- - \text{N}_{t_0}}{t - t_0} \quad (3)$$

式中: t_0 、 t 分别为培养的起始和结束时间, d; $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{t_0}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}_t$ 分别为土壤中培养前和培养后的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度, mg/kg; $\text{NO}_3^- - \text{N}_{t_0}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}_t$ 分别为土壤中培养前和培养后的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度, mg/kg。

使用 Origin 2021 和 SPSS 24.0 统计软件进行图表制作和数据分析, 通过 Pearson 检验法进行相关性分析。

2 结果与分析

2.1 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 稻草配施氮肥对土壤氮动态变化

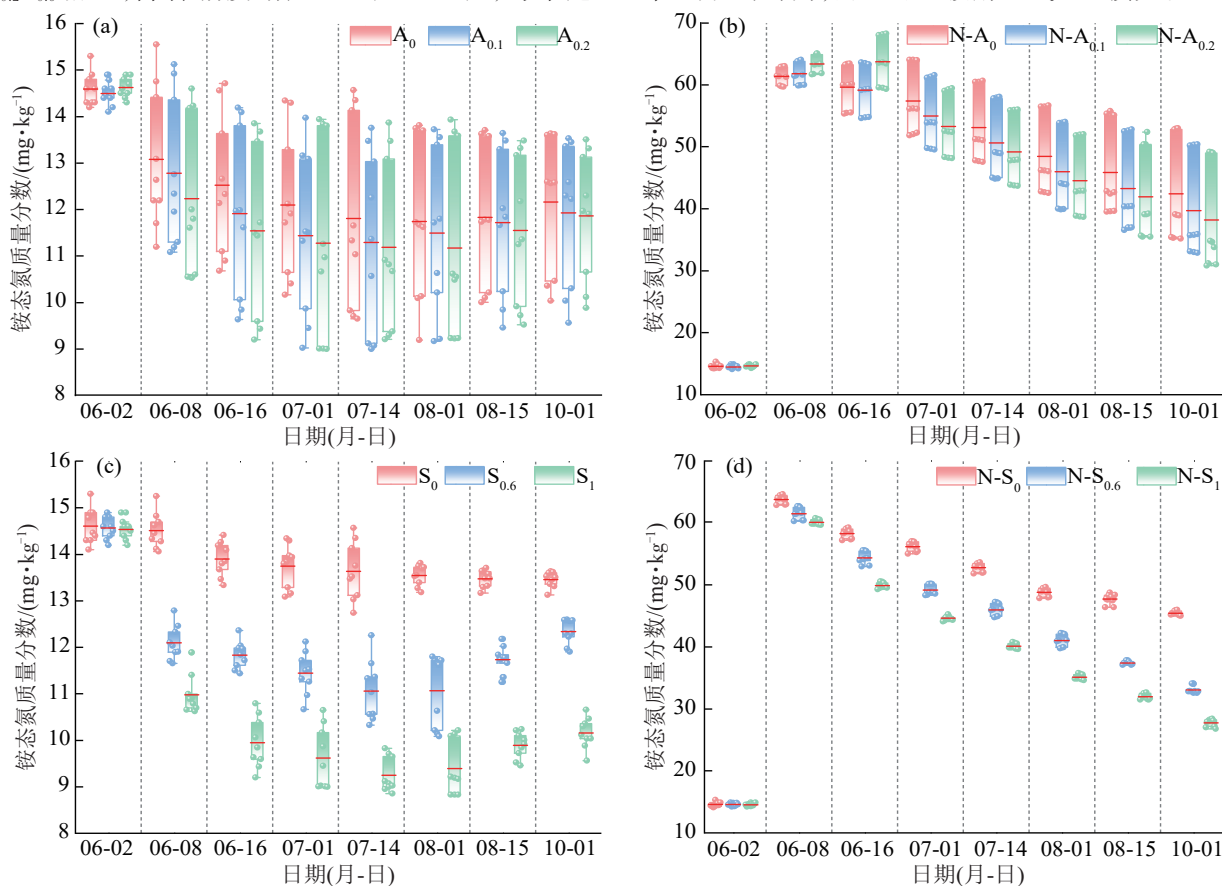
2.1.1 铵态氮变化 从图 1 可以看出, 单施稻草处理中铵态氮随稻草增加呈下降趋势, S_0 处理保持持续下降趋势, 在培养第 6 周趋势逐渐平缓, $\text{S}_{0.6}$ 、 S_1 则先下降培养后期上升, 随着稻草添加量增加, 下降幅度越大, 表现为 $\text{S}_1 > \text{S}_{0.6} > \text{S}_0$ (6.45 > 5.15 > 2.14 mg/kg)。培养后期铵态氮小幅度上升, S_1 升幅最

大,为 2.51 mg/kg,其次是 $\text{S}_{0.6}$,为 1.84 mg/kg。稻草向土壤中引入有机物质,其中的有机氮向铵态氮转化,即矿化过程,有机氮在培养第6周完成矿化。

单施 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 处理铵态氮随 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 添加量的增加而增加,培养前6周差异幅度较大,其质量分数随培养时间逐渐降低,6周后趋于平缓。在稻草基础上引入 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 使土壤 NH_4^+-N 降低,随着 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 的增加土壤 NH_4^+-N 下降幅度亦随之增高,各处理组中的铵态氮质量分数从第2周起下降幅度为 $\text{A}_{0.2} > \text{A}_{0.1} > \text{A}_0$ 。

在 $\text{A}_{0.1-0.2}\text{S}_1$ 处理中,与 A_0S_1 相比, NH_4^+-N 质量分数分别下降 0.02%~0.31% 和 0.01%~0.04%,与 $\text{A}_{0-0.2}\text{S}_{0.6}$ 相比,降低幅度增加 11.0%±0.3%,与单施

$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 处理不同, NH_4^+-N 质量分数在培养6周呈现小幅上升趋势。单施氮肥铵态氮增幅为 9.01%~35.84%,明显区别于不施氮肥的变化趋势, N_1 处理中铵态氮呈先上升后下降趋势, $\text{N}-\text{A}_0$ 、 $\text{N}-\text{A}_{0.1}$ 于培养第1周达到峰值 63.02、64.01 mg/kg,而 $\text{N}-\text{A}_{0.2}$ 于培养第2周达到峰值 68.12 mg/kg,后期土壤中 NH_4^+-N 逐渐降低,与 N_0 处理的先降低后上升趋势存在差异。 $\text{N}-\text{A}$ 与 A 比较,铵态氮下降幅度差异显著,表现为 $\text{N}-\text{A}$ (39.91%~42.35%) > A (22.36%~28.29%), $\text{N}-\text{S}_{0.6}$ 、 $\text{N}-\text{S}_1$ 铵态氮下降趋势差异明显,表现为 $\text{N}-\text{S}_1 > \text{N}-\text{S}_{0.6}$,与施启欢等^[15]的研究结果一致。在 N_1 处理下引入 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 不仅可以延长土壤 NH_4^+-N 累计峰值出现的时间,而且可以缓解 NH_4^+-N 损失。



注:箱式图置信区间为 25%~75%,箱体中横线为中值线,圆点为测定值。下同。

图1 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -稻草配施氮肥对苏打盐碱土铵态氮的影响

Fig. 1 Impact of $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ combined with straw and nitrogen fertilizer application on ammonium nitrogen in soda saline-alkali soil

2.1.2 硝态氮变化 单施稻草处理中, S_0 表现为先增长后下降趋势,而 $\text{S}_{0.6}$ 、 S_1 呈先下降后上升趋势, S_0 在培养第4周开始出现下降,且整体培养期间质量分数均大于初始质量分数, $\text{S}_{0.6}$ 、 S_1 在培养第6周出现上升,较 S_0 相比有明显滞后(图2)。单施 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 处理中, A_0 、 $\text{A}_{0.1}$ 和 $\text{A}_{0.2}$ 先呈下降趋势,表现为 $\text{A}_{0.2} > \text{A}_{0.1} > \text{A}_0$,在第5周达到底值后呈上升趋势, $\text{A}_{0.2}$ 条件下抑制硝化作用,减少铵态氮向硝态氮的转化,显著降低土

壤硝化作用强度,减少土壤氮素损失。稻草添加量相同时, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 的添加降低盐碱土壤的 pH,不仅为硝化细菌创造适宜的生存环境,还通过增加硝化作用的底物铵态氮来促进硝化作用,这是 S_0 增长的原因。 $\text{S}_{0.6}$ 、 S_1 在第6周分别达到最低值 4.10、4.06 mg/kg,且 S_1 下降趋势(17.93%~29.88%)大于 $\text{S}_{0.6}$ (21.13%~26.18%)。单施氮肥后硝态氮与铵态氮质量分数同样出现增长态势,增长率为 1.83%~8.65%,增长水

平远小于铵态氮,施氮后 S_0 与 $N-S_0$ 从第 2 周开始呈显著差异,各处理呈波动上升趋势。

在相同的氮肥施用量下,加入稻草的处理组中硝态氮质量分数始终低于未加入稻草的处理组 ($p < 0.05$),并且随着稻草用量的增加,土壤中的硝态氮质量分数显著下降 ($p < 0.05$)。 $N-A_{0.2}$ 处于波动变化趋势, $N-A_0$ 、 $N-A_{0.1}$ 从第 5 周开始缓慢上升,差

异均不显著 ($p > 0.05$), $N-A_{0.2}$ 能够降低硝化作用,减少 NO_3^- -N 在土壤中的积累, $N-A_{0.1}$ 在培养前期 $Al_2(SO_4)_3$ 对矿化作用产生抑制效果,随后则逐渐减弱。施用尿素后,硝态氮的增加量减少, $Al_2(SO_4)_3$ 抑制硝化作用的表现 $N1 > N0$ 处理。在这 2 种条件下,随着 $Al_2(SO_4)_3$ 浓度的提高,硝化作用的抑制效果均有所增强。

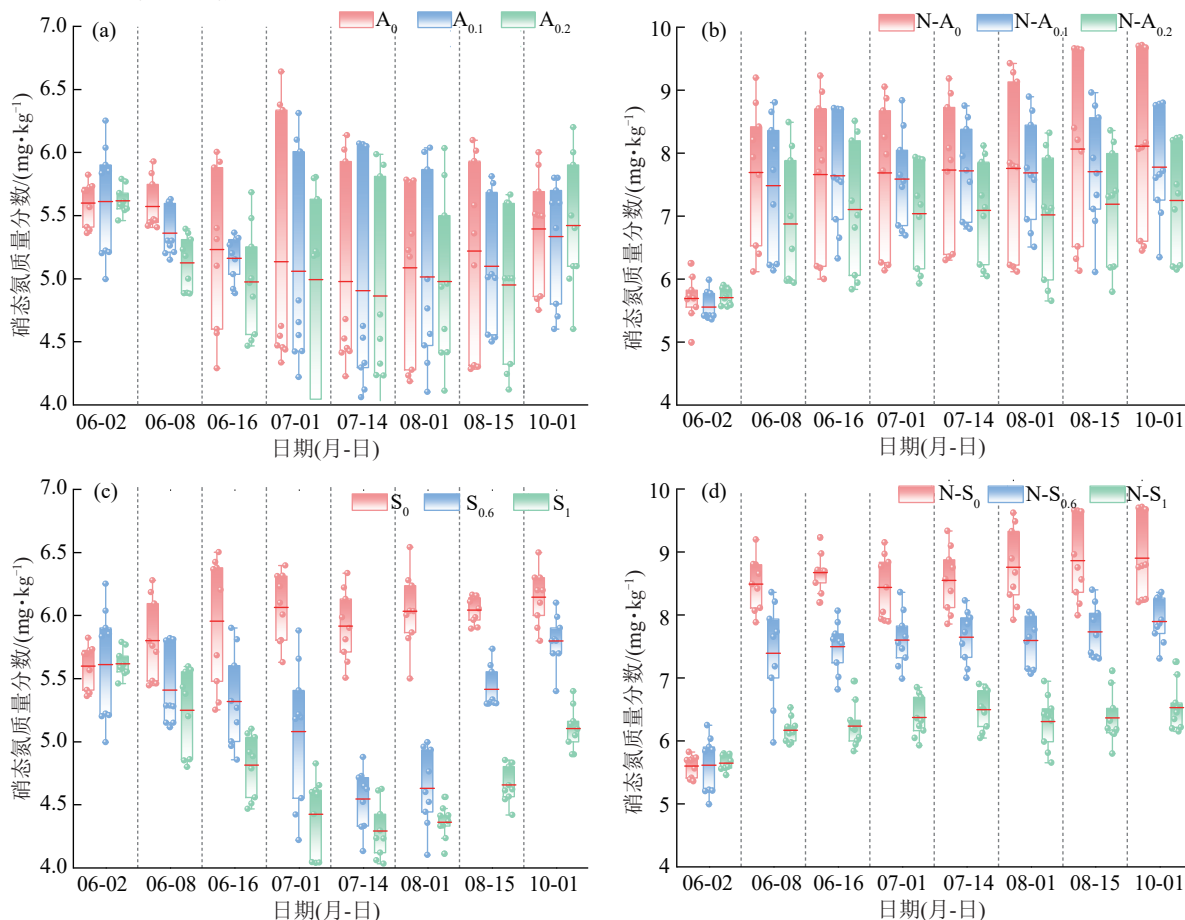


图 2 $Al_2(SO_4)_3$ -稻草配施氮肥对苏打盐碱土硝态氮的影响

Fig. 2 Impact of $Al_2(SO_4)_3$ combined with straw and nitrogen fertilizer application on nitrate nitrogen in soda saline-alkali soil

2.2 $Al_2(SO_4)_3$ -稻草配施氮肥对土壤氮矿化作用和硝化作用的影响

2.2.1 矿化作用 由图 3 可知,正值表明土壤有机氮矿化生成的无机氮在微生物和土壤动物固定后仍有剩余,而负值则意味着矿化生成的无机氮已被微生物和土壤动物完全固定,无剩余^[16]。单施 $Al_2(SO_4)_3$ 处理中, $A_{0.2}S_0$ 、 $A_{0.1}S_0$ 、 A_0S_0 在第 7 d 净矿化速率达到最大值,随后呈先下降后上升趋于平稳, $A_{0.2}S_0$ 与 $A_{0.1}S_0$ 处理第 7 d 净矿化速率为正值,对比培养结束分别下降 0.01%、0.04%。其他处理呈逐渐上升趋势,各处理的平均净氮矿化速率(0~120 d 的净矿化速率即平均净矿化速率)差异显著,上升幅度表现为 $A_{0.2}S_1 > A_{0.1}S_1 > A_0S_1 > A_{0.2}S_{0.6} > A_{0.1}S_{0.6} > A_0S_{0.6}$, $A_{0.2}$ 在稻草的添加下促进氮素同化,削弱土壤氮矿化作用。其中

$A_{0.1}S_1$ 与 A_0S_1 、 $A_{0.1}S_{0.6}$ 与 $A_0S_{0.6}$ 净矿化速率上升趋势接近,说明适量添加 $Al_2(SO_4)_3$ 在促进净矿化作用的同时减少无机氮的损失。单施稻草处理中,净矿化速率表现为 $S_0 > S_{0.6} > S_1$,在稻草添加量相同时,引入 $Al_2(SO_4)_3$ 后各处理速率低于单施稻草处理,培养 6 周后各处理速率差异较小。单施氮肥后,净矿化速率较未施入氮肥增长 5.41~12.69 倍,变化趋势明显区别于施肥前,各处理在培养第 7 d 达到峰值,培养前 15 d 呈极速下降趋势,15 d 后缓慢下降,净矿化速率表现为 $A_{0.2}S_0 > A_{0.2}S_{0.6} > A_{0.2}S_1$,是因为稻草 C/N 较高,微生物对无机氮固持作用大于有机氮矿化作用。 $A_{0.2}S_0$ 下降趋势仍小于 $A_{0.1}S_0$,与不施加尿素结果一致,不同的是尿素加入为土壤提供充足氮源,净矿化速率为正值。与未施氮肥的对照相比,施加氮肥显著缩小各处理净矿化速率差值,且施肥加速矿化作

用,体现在第4周速率随培养时间变化平缓较未施肥提前2周。经过120 d的培养,N1处理的平均净矿化

速率达到 $0.05 \text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ (以 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 计),是对照处理的17.34倍,差异极显著($p<0.01$)。

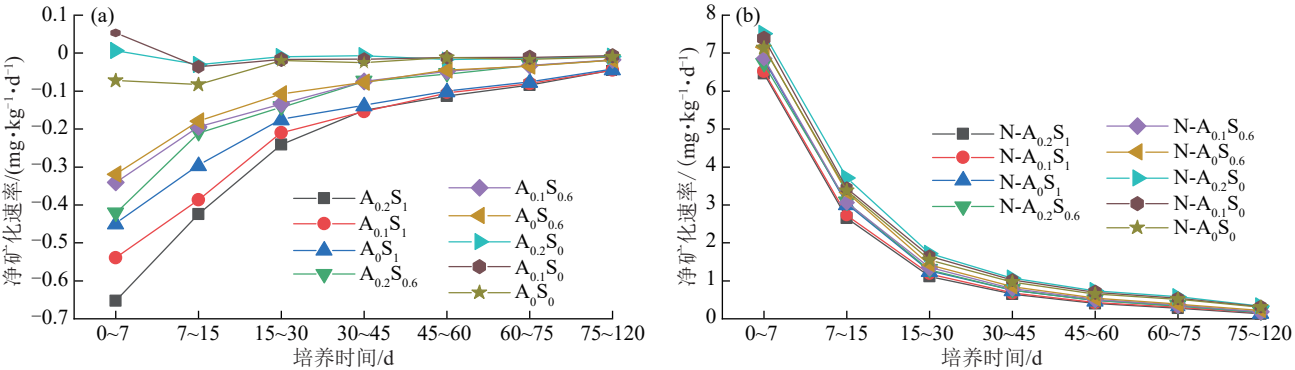


图3 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -稻草配施氮肥对净矿化速率变化的影响

Fig. 3 Impact of $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ combined with straw and nitrogen fertilizer application on changes in net mineralization rate

2.2.2 硝化作用 从图4可以看出,单施 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 处理中, $\text{A}_{0.2}\text{S}_0$ 、 $\text{A}_{0.1}\text{S}_0$ 、 A_0S_0 处理在培养第1周达到峰值, $\text{A}_{0.2}\text{S}_0$ $0.36 \text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ (以 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 计) $>$ $\text{A}_{0.1}\text{S}_0$ $0.32 \text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ (以 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 计) $>$ A_0S_0 $0.22 \text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ (以 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 计) $>$ $0 \text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ (以 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 计),在培养7~30 d后逐渐减少,至第120 d趋于稳定。单施稻草处理中,与净矿化速率规律一致。

$\text{A}_{0.2}\text{S}_0$ 、 $\text{A}_{0.1}\text{S}_0$ 处理的平均净硝化速率分别为 0.011 、 $0.008 \text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ (以 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 计),分别比 A_0S_0 增长 1.95% 、 1.41% 。

在稻草添加量相同时,引入 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 后 $\text{S}_{0.6}$ 、 S_1 各处理硝化速率均为负值,各处理呈上升趋势,且平均硝化速率差异显著,速率大小表现为 $\text{A}_0\text{S}_{0.6} > \text{A}_{0.1}\text{S}_{0.6} > \text{A}_{0.2}\text{S}_{0.6} > \text{A}_0\text{S}_1 > \text{A}_{0.1}\text{S}_1 > \text{A}_{0.2}\text{S}_1$ 。培养结束后, A_0S_0 的平均净硝化速率为 $0.0055 \text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ (以 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 计),而 $\text{A}_{0.2}\text{S}_1$ 、 $\text{A}_{0.1}\text{S}_1$ 、 A_0S_1 、 $\text{A}_{0.2}\text{S}_{0.6}$ 、 $\text{A}_{0.1}\text{S}_{0.6}$ 、 $\text{A}_0\text{S}_{0.6}$ 、 $\text{A}_{0.2}\text{S}_0$ 、 $\text{A}_{0.1}\text{S}_0$ 处理的平均净硝化速率分别为 -0.051 、 -0.046 、 -0.04 、 -0.032 、 -0.021 、 $-0.013 \text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ (以 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 计),分别比 A_0S_0 降低 10.24% 、 8.404% 、 7.22% 、 5.90% 、 3.80% 、 2.37% ;

单施氮肥后,硝化速率增长 $2.42\sim 6.00$ 倍,各处理硝化速率在第1周达到峰值,均随培养时间的增加呈下降趋势。平均净硝化速率表现为 $\text{N-A}_{0.2}\text{S}_0 > \text{N-A}_{0.1}\text{S}_0 > \text{N-A}_0\text{S}_0 > \text{N-A}_{0.2}\text{S}_{0.6} > \text{N-A}_{0.1}\text{S}_{0.6} > \text{N-A}_{0.2}\text{S}_1 > \text{N-A}_{0.1}\text{S}_1 > \text{N-A}_0\text{S}_1$ 。N1培养120 d后平均硝化速率为 $0.052 \text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ (以 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 计),是 N_0 处理的 3.61 倍。在施用氮肥的基础上添加 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 进一步促进硝化作用, $\text{N-A}_{0.2}\text{S}_0$ 、 $\text{N-A}_{0.1}\text{S}_0$ 处理的土壤平均硝化速率为 0.11 、 $0.1 \text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ (以 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 计),分别为 $\text{N-A}_0\text{S}_0$ 处理的 1.47 、 1.38 倍。稻草的施入降低土壤硝化作用,与朱旭^[17]的研究结果一致。而 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 配施稻草可进一步降低土壤的硝化速率, $\text{N-A}_{0.2}\text{S}_1$ 、 $\text{N-A}_{0.1}\text{S}_1$ 、 $\text{N-A}_{0.2}\text{S}_{0.6}$ 和 $\text{N-A}_{0.1}\text{S}_{0.6}$ 分别比 $\text{N-A}_0\text{S}_0$ 处理下降 92.72% 、 82.34% 、 52.17% 、 37.48% 。

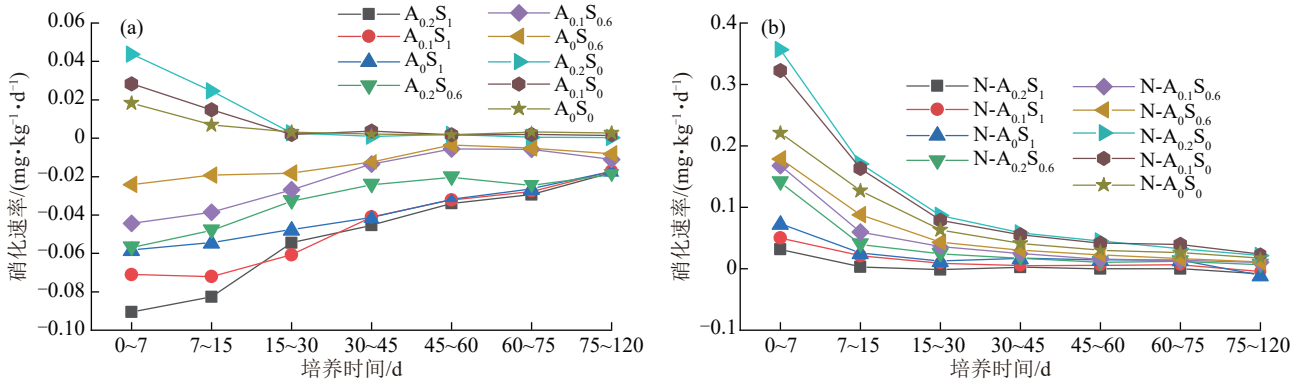


图4 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -稻草配施氮肥对硝化速率变化的影响

Fig. 4 Impact of $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ combined with straw and nitrogen fertilizer application on changes in nitrification rate

2.3 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -稻草配施氮肥对土壤酶活性的影响

对比 S_0 、 $\text{S}_{0.6}$ 、 S_1 分别提高 19.15% 、 20.32% ,单施 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 处理亦提高脲酶活性,对比 A_0 、 $\text{A}_{0.1}$ 、 $\text{A}_{0.2}$ 分别提高 2.1% 、 6.25% 。单施氮肥处理使脲酶平均活性增长 $26.18\%\sim 34.27\%$,且脲酶活性波动加剧,施肥后脲酶活性与硝

2.3.1 土壤脲酶活性 由图5可知,单施 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 处理与单施稻草处理变化趋势一致,均为先升高再降低,在第6周达到峰值,单施稻草处理显著提高脲酶活性,

态氮质量分数呈正相关。未施入氮肥条件下脲酶活性为 $0.676 \sim 0.944 \text{ mg}/(\text{g} \cdot 24 \text{ h})$, 在 $S_{0.6}$ 水平下 A_0 、 $A_{0.1}$ 、 $A_{0.2}$ 处理酶活性平均值分别为 $0.746 6$ 、 $0.780 9$ 、 $0.815 5 \text{ mg}/(\text{g} \cdot 24 \text{ h})$, A_0 处理显著低于 $A_{0.2}$ 处理 ($p < 0.05$), 降低 8.40% , A_0 和 $A_{0.1}$ 处理、 $A_{0.1}$ 和 $A_{0.2}$ 处理之间差异不显著 ($p > 0.05$); 在 S_1 水平下 A_0 、 $A_{0.1}$ 、 $A_{0.2}$ 处理酶活性平均值分别为 $0.825 7$ 、 $0.860 7$ 、 $0.897 7 \text{ mg}/(\text{g} \cdot 24 \text{ h})$, A_0 处理显著低于 $A_{0.2}$ 处理 ($p < 0.05$), 降低 8.00% , 其他处理表现相同。施肥条件下脲酶活性为 $0.733 \sim 1.554 \text{ mg}/(\text{g} \cdot 24 \text{ h})$, 在 $N-S_{0.6}$ 水平下 $N-A_0$ 、 $N-A_{0.1}$ 、 $N-A_{0.2}$ 处

理酶活性平均值分别为 $0.892 5$ 、 $1.113 5$ 、 $1.177 6 \text{ mg}/(\text{g} \cdot 24 \text{ h})$, $N-A_0$ 处理显著低于 $N-A_{0.1}$ 、 $N-A_{0.2}$ 处理 ($p < 0.05$), 分别降低 17.70% 、 22.20% , $N-A_{0.1}$ 和 $N-A_{0.2}$ 处理之间差异不显著 ($p > 0.05$); 在 $N-S_1$ 水平下 $N-A_0$ 、 $N-A_{0.1}$ 、 $N-A_{0.2}$ 处理酶活性平均值分别为 $0.915 9$ 、 $1.117 0$ 、 $1.195 2 \text{ mg}/(\text{g} \cdot 24 \text{ h})$, $N-A_0$ 处理显著低于 $N-A_{0.1}$ 、 $N-A_{0.2}$ 处理 ($p < 0.05$), 分别降低 20.10% 、 25.33% 。脲酶活性表现为 $N-A_{0.2}S_1 > N-A_{0.1}S_1 > N-A_{0.2}S_{0.6} > N-A_{0.1}S_{0.6} > A_{0.2}S_1 > A_{0.2}S_{0.6}$, $Al_2(SO_4)_3$ 在 N_1 条件下对脲酶活性表现为更好的提升效果。

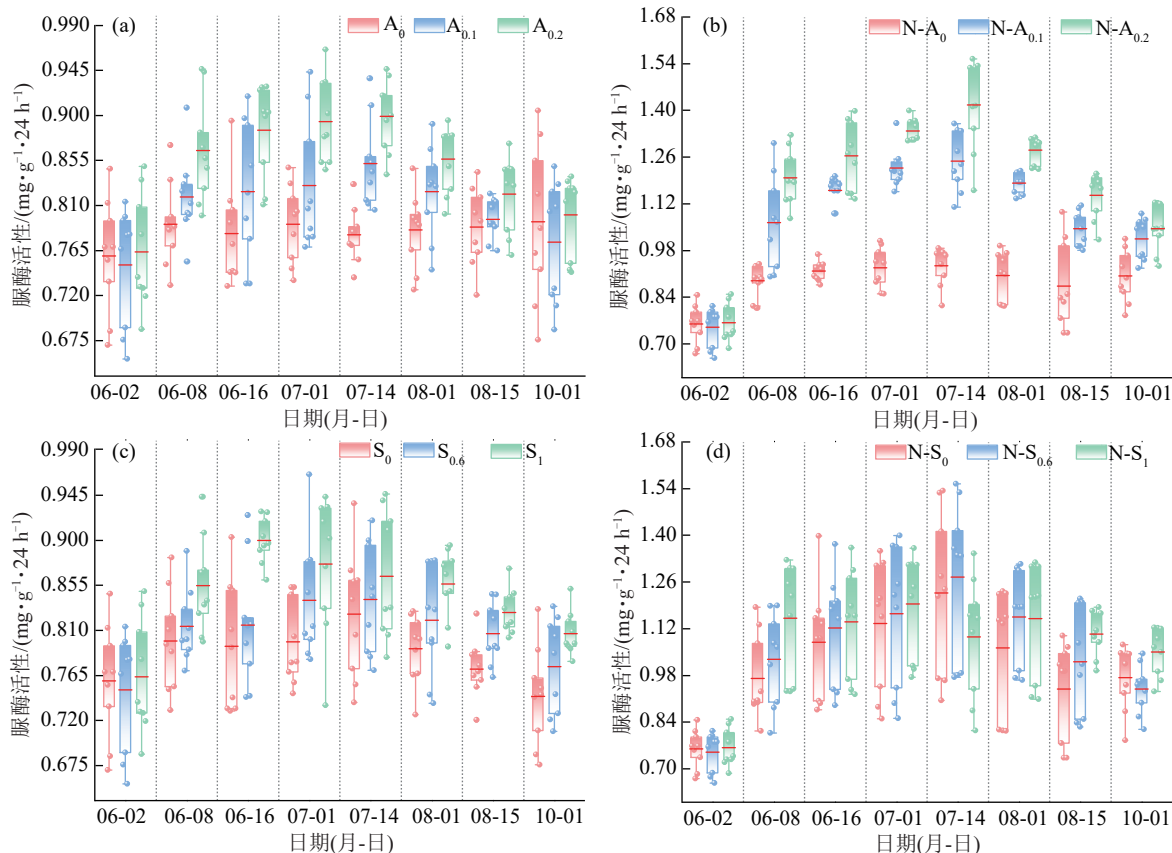


图 5 $Al_2(SO_4)_3$ -稻草配施氮肥对脲酶活性变化的影响

Fig. 5 Impact of $Al_2(SO_4)_3$ combined with straw and nitrogen fertilizer application on changes in urease activity

2.3.2 土壤蛋白酶活性 单施 $Al_2(SO_4)_3$ 蛋白酶活性逐渐增强, 表现为 $A_{0.2} > A_{0.1} > A_0$ (图 6)。单施稻草增强蛋白酶活性, 随着添加量的增大, 表现为 $S_1 > S_{0.6} > S_0$, $S_{0.6}$ 、 S_1 处理呈先上升后下降趋势, 且 S_1 脲酶活性上升趋势 ($7.75\% \sim 13.98\%$) $> S_{0.6}$ ($8.95\% \sim 13.23\%$), 蛋白酶活性 S_1 ($7.45\% \sim 12.09\%$) $> S_{0.6}$ ($6.68\% \sim 11.16\%$)。在此基础上引入 $Al_2(SO_4)_3$, 增强酶活性的同时增大上升趋势, 表现为 $N-A_{0.2}S_1 > N-A_{0.2}S_{0.6} > A_{0.2}S_1 > A_{0.2}S_{0.6}$ 。单施氮肥后, 各处理土壤的蛋白酶活性先增加后减少, S_0 与 $N-S_0$ 处理在第 1 周达到峰值后保持平缓上升趋势, $N-S_{0.6}$ 、 $N-S_1$ 土壤蛋白酶活性在施入尿素后的 6 周内急剧上升且达到峰值, 随后逐渐降低, 与铵态氮呈负相关。未施肥条件下蛋白酶活性为

$0.350 \sim 0.452 \mu\text{g}/(\text{g} \cdot 24 \text{ h})$, 在 $S_{0.6}$ 水平下 A_0 、 $A_{0.1}$ 、 $A_{0.2}$ 处理酶活性平均值分别为 $0.369 5$ 、 $0.382 1$ 、 $0.407 3 \mu\text{g}/(\text{g} \cdot 24 \text{ h})$, A_0 处理显著低于 $A_{0.2}$ 处理 ($p < 0.05$), 降低 9.30% , A_0 和 $A_{0.1}$ 处理、 $A_{0.1}$ 和 $A_{0.2}$ 处理之间差异不显著 ($p > 0.05$); 在 S_1 水平下 A_0 、 $A_{0.1}$ 、 $A_{0.2}$ 处理酶活性平均值分别为 $0.373 9$ 、 $0.391 7$ 、 $0.412 8 \mu\text{g}/(\text{g} \cdot 24 \text{ h})$, A_0 处理显著低于 $A_{0.2}$ 处理 ($p < 0.05$), 降低 9.40% , 其他处理表现相同。施肥条件下蛋白酶活性为 $0.353 \sim 0.518 \mu\text{g}/(\text{g} \cdot 24 \text{ h})$, 在 $N-S_{0.6}$ 水平下 $N-A_0$ 、 $N-A_{0.1}$ 、 $N-A_{0.2}$ 处理酶活性平均值分别为 $0.398 1$ 、 $0.430 3$ 、 $0.455 7 \mu\text{g}/(\text{g} \cdot 24 \text{ h})$, $N-A_0$ 处理显著低于 $N-A_{0.1}$ 、 $N-A_{0.2}$ 处理 ($p < 0.05$), 降低 13.30% , $N-A_0$ 和 $N-A_{0.1}$ 处

理、N- $\text{A}_{0.1}$ 和N- $\text{A}_{0.2}$ 处理之间差异不显著($p>0.05$);在N- S_1 水平下N- A_0 、N- $\text{A}_{0.1}$ 、N- $\text{A}_{0.2}$ 处理酶活性平均值分别为0.407 0、0.441 0、0.463 2 $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot 24\text{ h})$,N- A_0 处理显著低于N- $\text{A}_{0.1}$ 、N- $\text{A}_{0.2}$ 处理($p<0.05$),降低

12.10%,其他处理表现相同。蛋白酶活性表现为N- $\text{A}_{0.2}\text{S}_1>\text{N}-\text{A}_{0.2}\text{S}_{0.6}>\text{A}_{0.2}\text{S}_1>\text{A}_{0.2}\text{S}_{0.6}$,不管是在N0还是N1处理下,蛋白酶活性只有在 $\text{A}_{0.2}$ 和N- $\text{A}_{0.2}$ 处理中得到提升,且在高量稻草($\text{S}>6\text{ g/kg}$)更显著。

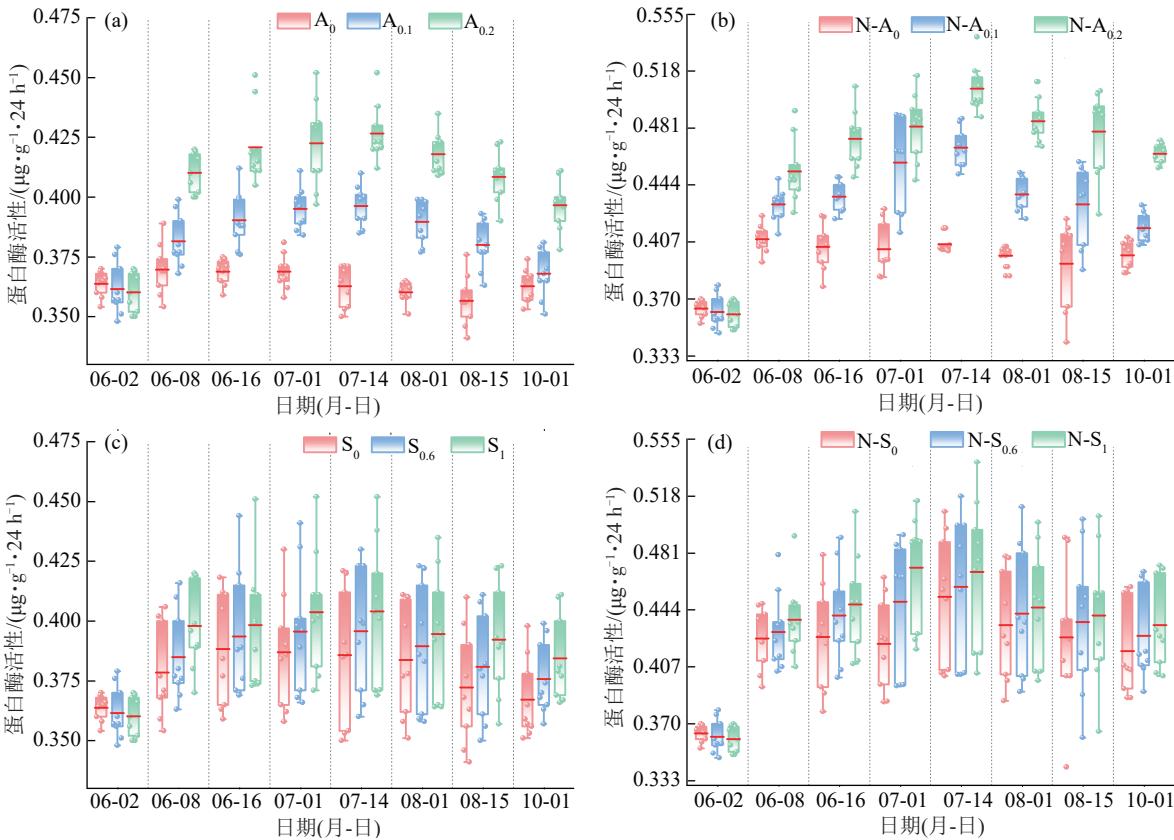


图 6 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -稻草配施氮肥对蛋白酶活性变化的影响

Fig. 6 Impact of $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ combined with straw and nitrogen fertilizer application on changes in protease activity

2.3.3 相关性分析 由表 2 可知,稻草对各指标影响极显著。稻草进入土壤后,可以优化土壤的物理和化学特性,增加土壤中的有机质和总氮水平,从而增强微生物和酶活性^[18]。 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 和稻草的交互作用在不施尿素条件下对脲酶、蛋白酶活性、土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 有显著影响,在施加尿素后呈极显著影响。

土壤脲酶活性与硝态氮之间呈正相关,蛋白酶活性与土壤铵态氮呈负相关(图 7)。是因为这 2 种酶都可驱动土壤碳氮磷养分转化,土壤中的有机物质是酶促反应的关键底物,随着土壤有机质水平的提升,显著增强土壤微生物的活性,从而提高土壤酶的活性。土壤酶与有机质相结合也可增强其稳定性^[19]。

表 2 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -稻草配施氮肥与各指标的相关性

Table 2 Correlation between $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ combined with straw and nitrogen fertilizer application and various indicators							
指标	稻草(S)	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{A})$	施肥(N0/N1)	S×N0	S×N1	A×S×N0	A×S×N1
脲酶	**	*	**	*	**	*	**
蛋白酶	**	*	**	*	**	*	**
铵态氮(NH_4^+-N)	**	*	**	*	**	*	**
硝态氮(NO_3^--N)	**	*	**	*	**	*	**

注:*,**分别表示影响达到 $p<0.05$ 、 $p<0.01$ 显著水平。

3 讨论

本研究中,稻草对苏打盐碱土中 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 质量分数存在显著影响,与闫德智等^[20]研究结果一致。稻田中铵态氮质量分数下降有 2 个主要原因:一是微生物对铵态氮的消耗;二是硝化作用使铵态氮转化为硝态氮^[21]。本试验中,稻草的引入不

仅为土壤带来少量的氮素营养,还引入更多的碳元素,使得土壤中的 C/N 远高于微生物活动对土壤有机质 C/N 的要求,激发微生物的活性,促使其在分解稻草的过程中吸收更多的无机态氮,以满足其对氮素的需求^[22],土壤对氮的固定能力得到增强^[23],土壤中的无机态氮质量分数,特别是铵态氮质量分数

迅速降低。培养后期氮质量分数回升,一方面因为微生物的寿命较短,其死亡后将氮归还给土壤,从而增加土壤中的氮质量分数;另一方面,稻草完成腐解过程,被微生物固定的氮逐渐开始释放。 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 的施入可以提高土壤中铵态氮与硝态氮质量分数,且随着 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 的增加而增大, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 增大土壤孔隙度,改善土壤通气和持水状况,丰富的孔隙结构和较大的比表面积可以促进土壤碳氮循环,从而提高铵态氮和硝态氮质量分数,与HOSSAIN等^[24]研究结果一致。随着 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 的引入并没有提高土壤氮矿化作用与硝化作用,是由于孔隙度的增加延长土壤中有效成分的滞留时间,并改变土壤的原始结构,进而抑制土壤氮素的矿化过程,与LI等^[25]的研究结果一致。

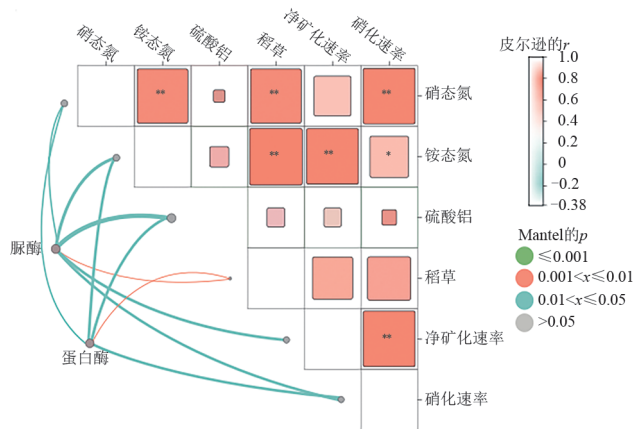


图7 酶活性与各形态氮素之间的 Pearson 相关关系
Fig.7 Pearson correlation between enzyme activity and different forms of nitrogen

在大量稻草条件下,引入 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 限制矿化作用与硝化作用,其原因是 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 在稻草还田基础上,进一步累积有机碳质量分数^[8],促使土壤微生物吸收更多的无机态氮,大幅减少土壤中铵态氮与硝态氮质量分数,表现为 $\text{A}_{0.1}\text{S}_{0.6} > \text{A}_{0.1}\text{S}_1 > \text{A}_{0.2}\text{S}_1 > \text{A}_{0.2}\text{S}_{0.6}$ 。施入尿素后, N-A_0 、 $\text{N-A}_{0.1}$ 在培养第1周达到峰值, $\text{N-A}_{0.2}$ 在培养第2周达到峰值, $\text{N-A}_{0.2}$ 减缓氮肥向铵态氮转化,降低施入氮肥的损失量。是由于尿素水解速度越快,土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的积累量越大,累计峰值出现的时间越早,氮素作用于植物的时间越短,从而降低氮肥的利用率,增加氮素的损失^[26]。在施用外源氮素的条件下, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 有助于延缓土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 累积峰值的出现,延长植物可吸收的氮素供应时间,进而提升氮肥的使用效率。本研究表明,土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的变化幅度大于土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的变化幅度,是因为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 中的铵离子易于氧化成硝酸根,随后转化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 。培养后期矿化和硝化过程

都存在缓慢升高趋势,原因是微生物分解稻草后,其中的氮元素重新进入土壤,与氮肥结合使用,使得土壤中的氮输入量显著高于损失量。施用尿素可显著提升净矿化速率和硝化速率。随着培养时间的延长,土壤中可利用的有机氮源逐渐减少,导致微生物对无机氮的固定作用增强,净矿化速率逐渐下降。稻草适量条件下($\text{N-S}_{>0.6}$), $\text{N-A}_{0.2}$ 延长矿化周期使硝态氮处于较低水平,提高尿素利用率的同时减少氮素损失。温度是控制土壤氮磷循环过程中最重要的气候因素,温度的改变通常影响土壤养分和理化性质^[27]。本试验于室内培养条件下进行,恒温条件与自然条件差别较大,温度的变化对氮素的影响有待进一步深入研究。

有机物料的施入增加土壤有机质质量分数,其作为土壤微生物繁殖和发育的重要能量和养分的来源,对改善土壤微生态环境和增强土壤酶活性效果较好^[28]。 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 能够改变土壤团聚体,使土壤物理性状得到改善^[4],养分水平得以提高,增加土壤微生物的活性,从而对土壤酶活性产生不同程度的直接或间接影响。稻草(有机物料)适量施加条件下, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 添加量大,增加酶活性的稳定性, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 的加入,使盐分降低,pH降低,为植物提供一个良好的生长环境,促使根系发达,进而产生大量根系分泌物,并且在秋季有大量根茬可以还田,间接提升土壤有机质质量分数^[29],提供丰富的碳源,刺激微生物生长,提高微生物活性。土壤脲酶活性与蛋白酶活性与稻草呈显著正相关,稻草影响土壤脲酶与蛋白酶,从而影响土壤氮素转化。土壤酶活性与不同氮素组成的水平紧密相关^[30-31]。蛋白酶参与有机氮的矿化,将蛋白质和肽类物质转化为氨基酸^[32]。本试验结果显示,铵态氮与蛋白酶活性之间存在极显著负相关,说明较高的铵态氮对土壤有机氮矿化具有抑制作用。脲酶活性与硝态氮呈正相关,稻草输入显著提高土壤总硝化速率,是由于稻草中的有机物质激活并增强脲酶活性,为土壤硝化细菌提供底物,促进其生长和代谢活动,从而促进硝化作用^[33-34]。

4 结论

1)单施 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 能够增加土壤中的铵态氮和硝态氮质量分数,提升平均净矿化速率和硝化速率,并随着施用量的增加而上升。随着培养时间的延长,矿化作用和硝化作用逐渐减弱。

2) $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 联合稻草施用降低土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量分数,抑制土壤矿化作用与硝化作用。

施入尿素后平均净矿化速率与硝化速率分别增长17.34、3.61倍,但与不施加尿素处理一致,呈抑制作用,且作用大于施氮前。因此,施肥更能有效地激活改良剂联合有机物料对土壤氮素养分状况的改良,提高土壤氮素有效性,对保护环境具有重要意义。

3)土壤酶活性与 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 、稻草及 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 联合稻草有显著的交互作用,共同驱动土壤中复杂的生化过程。综合而言, $\text{A}_{0.2}\text{S}_1$ 处理的氮素利用效果较好, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 添加量为0.2%,稻草添加量为1%。

参考文献:

- [1] 张璐,黄立华.淹水在苏打盐碱土形成过程中的作用:苏打盐碱土形成原因的探讨[J].土壤与作物,2018,7(4):365-373.
ZHANG L, HUNAG L H. Effects of soil submerging on the formation of saline-sodic soils: Discussion on the causes of saline-sodic soils and the effects of submergence[J]. Soils and Crops, 2018, 7(4): 365-373.
- [2] 王世平,陈月,潘大伟,等.盐碱地治理研究综述:现状、问题与对策[J].化工矿物与加工,2023,52(11):59-68.
WANG S P, CHEN Y, PAN D W, et al. Review on salt marshes management: Status, problems and counter-measures[J]. Industrial Minerals and Processing, 2023, 52(11): 59-68.
- [3] INOUE K, ZHAO L P, HUANG P M. Adsorption of humic substances by hydroxyaluminum- and hydroxyaluminosilicate-montmorillonite complexes[J]. Soil Science Society of America Journal, 1990, 54(4): 1166-1172.
- [4] 王宇,韩兴,赵兰坡.硫酸铝对苏打盐碱土的改良作用研究[J].水土保持学报,2006,20(4):50-53.
WANG Y, HAN X, ZHAO L P. Study on function of aluminum sulfate on soda alkali-saline soil improvement[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2006, 20(4): 50-53.
- [5] 胡雪纯,解文艳,马晓楠,等.长期秸秆还田对旱地玉米土壤有机碳及碳库管理指数的影响[J].中国农学通报,2022,38(34):8-13.
HU X C, XIE W Y, MA X N, et al. Effects of long-term straw returning on organic carbon and carbon pool management index in dryland maize soil[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2022, 38(34): 8-13.
- [6] WU L, WANG J, XU H, et al. Soil organic carbon priming co-regulated by labile carbon input level and long-term fertilization history[J]. Science of the Total Environment, 2023, 902: e166175.
- [7] TANG H M, LI C, XIAO X P, et al. Soil physical and chemical quality as influenced by soil tillage management under double cropping rice system of Southern China [J]. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B: Soil and Plant Science, 2020, 70(1): 14-23.
- [8] 潘艳男,赵兰坡,赵兴敏.稻草和硫酸铝不同添加比例对苏打盐碱土固碳效应的影响[C]//农业部环境保护科研监测所,中国农业生态环境保护协会.农业环境与生态安全:第五届全国农业环境科学学术研讨会论文集.南京:中国工业生态环境保护协会,2013:289-294.
PAN Y N, ZHAO L P, ZHAO X M. Effect of organic carbon sequestration on soda alkali-saline soil in straw and aluminum sulfate with different proportion [C]// Ministry of Agriculture Environmental Protection Research and Monitoring Institute, China Agricultural Ecological Environment Protection Association. Agricultural Environment and Ecological Security: Proceedings of the 5th National Symposium on Agricultural Environmental Science. Nanjing: China Industrial Ecological Environment Protection Association, 2013: 289-294.
- [9] 朱孟龙,赵兰坡,赵兴敏,等.稻草和硫酸铝添加对苏打盐碱土活性有机碳及有机无机复合体的影响[J].水土保持学报,2015,29(4):284-288.
ZHU M L, ZHAO L P, ZHAO X M, et al. Effects of rice straw and aluminum sulfate on labile organic carbon and organo-mineral complexes in soda saline-alkaline soil[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2015, 29(4): 284-288.
- [10] 朱晶.秸秆还田对苏打盐碱地稻田土壤理化性质及土壤酶活性的影响[D].长春:吉林农业大学,2019.
ZHU J. Effect of straw return on the physicochemical properties and soil enzyme activity of saline sodic paddy soils[D]. Changchun: Jilin Agricultural University, 2019.
- [11] 张鑫,赵兰坡,赵兴敏,等.秸秆和硫酸铝改良剂对苏打盐碱土吸附腐殖酸性能的影响[J].水土保持学报,2019,33(4):308-314.
ZHANG X, ZHAO L P, ZHAO X M, et al. Effects of straw and aluminum sulfate on the adsorption of humic acids on soda saline-alkali soil [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2019, 33(4): 308-314.
- [12] 姚卫举.松嫩平原西部退化苏打盐碱湿地恢复与利用对土壤碳库稳定性及有机碳组分的影响[D].长春:吉林农业大学,2023.
YAO W J. Soil carbon pool stability and organic carbon composition affected by restoration and utilization of degraded soda saline-alkali wetland in the western Songnen Plain[D]. Changchun: Jilin Agricultural University, 2023.
- [13] ZHANG Y L, HOU W, CHI M J, et al. Simulating the effects of soil temperature and soil moisture on CO_2 and CH_4 emissions in rice straw-enriched paddy soil [J]. Catena, 2020, 194: e104677.
- [14] 鲍士旦.土壤农化分析[M].3版.北京:中国农业出版社,2000:33-97.

- BAO S D. Soil and agricultural chemistry analysis[M]. 3rd Edition. Beijing: China Agriculture Press, 2000: 33-97.
- [15] 施启欢, 张艳杰, 周桂香, 等. 长期秸秆还田对土壤丛枝菌根真菌及其生态网络的影响[J/OL]. 土壤学报, 2024: 1-14. (2024-09-18). <https://kns.cnki.net/kcms/detail/32.1119.P.20240918.1045.004.html>.
- SHI Q H, ZHANG Y J, ZHOU G X, et al. Effects of long-term straw returning on soil arbuscular mycorrhizal fungi and its ecological network[J/OL]. Acta Pedologica Sinica, 2024: 1-14. (2024-09-18). <https://kns.cnki.net/kcms/detail/32.1119.P.20240918.1045.004.html>.
- [16] 杨小红, 董云社, 齐玉春, 等. 锡林河流域羊草草原暗栗钙土矿质氮动态变化[J]. 地理研究, 2005, 24(3): 387-393.
- YANG X H, DONG Y S, QI Y C, et al. Mineral nitrogen dynamics in dark chestnut soil of *Leymus chinensis* grassland in the Xilin River basin, China[J]. Geographical Research, 2005, 24(3): 387-393.
- [17] 朱旭. 秸秆还田与投食对稻虾共作系统土壤硝化作用及微生物的影响[D]. 武汉: 华中农业大学, 2020.
- ZHU X. Effects of straw returning and feeding on soil nitrification and microorganisms in rice-shrimp cooperative system[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2020.
- [18] WANG S P, ZHAI L M, GUO S F, et al. Returned straw reduces nitrogen runoff loss by influencing nitrification process through modulating soil C: N of different paddy systems[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2023, 354: e108438.
- [19] HOU J F, CHEN B, ZHANG P, et al. The nitrogen supply capacity and application methods of straw-chemical mixed fertilizer in the sweet corn variety 'Zhetian 19'[J]. European Journal of Agronomy, 2025, 163: e127438.
- [20] 闫德智, 王德建. 长期施用化肥和秸秆对水稻土碳氮矿化的影响[J]. 土壤, 2011, 43(4): 529-533.
- YAN D Z, WANG D J. Carbon and nitrogen mineralization affected by long-term application of chemical fertilizer and rice straw in paddy soil[J]. Soils, 2011, 43(4): 529-533.
- [21] YAMADA T, ARAKIS, IKEDA-OHTSUBO W, et al. Community structure and population dynamics of ammonia oxidizers in composting processes of ammonia-rich livestock waste[J]. Systematic and Applied Microbiology, 2013, 36(5): 359-367.
- [22] 赵亚丽, 郭海斌, 薛志伟, 等. 耕作方式与秸秆还田对土壤微生物数量、酶活性及作物产量的影响[J]. 应用生态学报, 2015, 26(6): 1785-1792.
- ZHAO Y L, GUO H B, XUE Z W, et al. Effects of tillage and straw returning on microorganism quantity, enzyme activities in soils and grain yield[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2015, 26(6): 1785-1792.
- [23] 路怡青, 朱安宁, 张佳宝, 等. 免耕和秸秆还田对潮土酶活性及微生物量碳氮的影响[J]. 土壤, 2013, 45(5): 894-898.
- LU Y Q, ZHU A N, ZHANG J B, et al. Effects of No-tillage and straw-return on soil enzyme activities and microbial biomass[J]. Soils, 2013, 45(5): 894-898.
- [24] HOSSAIN M K, STREZO V V, YINCHA N K, et al. Agronomic properties of wastewater sludge biochar and bioavailability of metals in production of cherry tomato (*Lycopersicon esculentum*) [J]. Chemosphere, 2010, 78(9): 1167-1171.
- [25] LI D N, LI Y, YAO S H, et al. Dynamics of nitrogen mineralization and nitrogen cycling functional genes in response to soil pore size distribution[J]. European Journal of Soil Biology, 2024, 123: e103692.
- [26] 刘攀. 尿素配施脲酶/硝化抑制剂对三江源区退化高寒草甸氮转化的影响及作用机理研究[D]. 西宁: 青海师范大学, 2021.
- LIU P. Effect of urea combined with urease/nitrification inhibitor on nitrogen transformation of degraded alpine meadow in the source region of three rivers and its mechanism[D]. Xining: Qinghai Normal University, 2021.
- [27] 居雯雯, 邵梦璇, 刘海军, 等. 地面灌溉和滴灌下覆膜对土壤盐分和氮素空间分布的影响[J]. 农业工程学报, 2022, 38(增刊1): 68-75.
- JU W W, SHAO M X, LIU H J, et al. Effects of film mulching on the spatial distribution of salinity, nitrate nitrogen and ammonium nitrogen in soil under surface and drip irrigations[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2022, 38(S1): 68-75.
- [28] CONG P, WANG J, LI Y Y, et al. Changes in soil organic carbon and microbial community under varying straw incorporation strategies [J]. Soil and Tillage Research, 2020, 204: e104735.
- [29] 周薇, 王鸿斌, 朴海淑, 等. 苏打盐碱地水田的快速改良研究[J]. 吉林农业科学, 2015, 40(5): 53-57.
- ZHOU W, WANG H B, PIAO H S, et al. Studies on rapid amendment of soda saline-alkaline paddy fields[J]. Journal of Jilin Agricultural Sciences, 2015, 40(5): 53-57.
- [30] LIU C J, GONG X W. Changes in rhizosphere soil nitrogen fractions associated with enzyme activities are linked to the microbial community following intercropping combined with nitrogen fertilization[J]. Land Degradation and Development, 2022, 33(7): 1101-1113.

- ronmental to industrial sustainability [M]. Singapore: Springer Singapore, 2016.
- [30] YASMIN H, BANO A, WILSON N L, et al. Drought-tolerant *Pseudomonas* sp. showed differential expression of stress-responsive genes and induced drought tolerance in *Arabidopsis thaliana* [J]. *Physiologia Plantarum*, 2022, 174(1): e13497.
- [31] GU S H, WEI Z, SHAO Z Y, et al. Competition for iron drives phytopathogen control by natural rhizosphere microbiomes [J]. *Nature Microbiology*, 2020, 5(8): 1002-1010.
- [32] 侯栋, 李亚莉, 岳宏忠, 等. 微生物菌肥替代部分化肥对花椰菜产量、品质及土壤微生物的影响[J]. *浙江农业学报*, 2024, 36(3): 589-599.
- HOU D, LI Y L, YUE H Z, et al. Effects of microbial fertilizer instead of partial chemical fertilizer on yield, quality and soil microorganisms of cauliflower [J]. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 2024, 36(3): 589-599.
- [33] LIANG T W, TSENG S C, WANG S L. Production and characterization of antioxidant properties of exopolysaccharide(s) from *Peanibacillus mucilaginosus* TKU032 [J]. *Mar Drugs*, 2016, 14(2): e40.
- [34] 茹素龙, 赵永龙, 王紫薇, 等. 产胞外多糖菌株的分离鉴定及其功能研究[J]. *微生物学报*, 2023, 63(11): 4315-4329.
- RU S L, ZHAO Y L, WANG Z W, et al. Isolation, identification, and functional characterization of exopolysaccharide-producing strains [J]. *Acta Microbiologica Sinica*, 2023, 63(11): 4315-4329.
- [35] 贾峥嵘, 郝佳丽, 郝艳芳, 等. 4种促生菌剂对甘薯生长及土壤肥力的影响[J]. *干旱区资源与环境*, 2022, 36(9): 166-172.
- JIA Z R, HAO J L, HAO Y F, et al. Effects of four growth-promoting bacteria on the growth of sweet potato and soil fertility [J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2022, 36(9): 166-172.
- [36] 朱晋, 杨文佳, 王宁. 贝莱斯芽孢杆菌高密度发酵工艺优化及其生物有机肥对水稻生长的影响[J]. *南方农业*, 2024, 18(23): 26-34.
- ZHU J, YANG W J, WANG N. Optimization of high-density fermentation process of *Bacillus velezensis* and the effect of bio-organic fertilizer prepared on rice growth [J]. *Southern Agriculture*, 2024, 18(23): 26-34.
- [37] 许立阳, 王亚男, 曾希柏, 等. 微生物菌肥对瘠薄稻田土壤养分及水稻生长的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2024, 43(10): 2350-2362.
- XU L Y, WANG Y N, ZENG X B, et al. Microbial fertilizer effects on soil nutrients and rice growth in barren paddy fields [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2024, 43(10): 2350-2362.
- (上接第388页)
- [31] 蒋容, 余一, 唐玉蓉, 等. 增温和生物炭添加对农田土壤酶活性的影响[J]. *四川农业大学学报*, 2018, 36(1): 72-77.
- JIANG R, YU Y, TANG Y R, et al. Effects of warming and biochar addition on soil enzyme activities in farmland [J]. *Journal of Sichuan Agricultural University*, 2018, 36(1): 72-77.
- [32] DOTANIYA M L, APARNA K, DOTANIYA C K, et al. Role of soil enzymes in sustainable crop production [M]// *Enzymes in Food Biotechnology*. Amsterdam: Elsevier, 2019: 569-589.
- [33] LI H, DAI M W, DAI S L, et al. Current status and environment impact of direct straw return in China's cropland: A review [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 159: 293-300.
- [34] 许宏伟. 秸秆还田方式及施氮水平对小麦-玉米轮作系统土壤 N₂O 排放的影响[D]. 陕西 杨凌: 西北农林科技大学, 2021.
- XU H W. Effects of straw returning method and nitrogen application level on soil N₂O emission in wheat-corn rotation system [D]. Yangling, Shaanxi: Northwest A&F University, 2021.