

硝化抑制剂、脲酶抑制剂与生物炭复配对土壤温室气体排放的影响

陶甄, 李中阳, 李松旌, 李宝贵, 李嗣艺, 高峰, 刘源

引用本文:

陶甄, 李中阳, 李松旌, 李宝贵, 李嗣艺, 高峰, 刘源. 硝化抑制剂、脲酶抑制剂与生物炭复配对土壤温室气体排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(6): 1368–1379.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1303>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

养殖肥液不同灌溉强度下硝化-脲酶抑制剂-生物炭联合阻控氮淋溶的研究

杨涵博, 罗艳丽, 赵迪, 赖睿特, 张克强, 梁军锋, 沈丰菊, 王凤

农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2363–2370 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0471>

硝化/脲酶抑制剂对石灰性潮土N₂O减排效果及氮素转化的比较

杨柳青, 季加敏, 巨晓棠

农业环境科学学报. 2017, 36(3): 605–612 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-1295>

硝化抑制剂对紫色土硝化作用及N₂O排放的影响

赖晶晶, 兰婷, 王启, 谭春林, 李梦潇

农业环境科学学报. 2019, 38(6): 1420–1428 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1203>

生化抑制剂组合与施肥模式对黄泥田稻季氨挥发的影响

周旋, 吴良欢, 戴锋, 董春华

农业环境科学学报. 2018, 37(2): 399–408 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-0703>

双氰胺减少铵态氮肥施用后潮土N₂O排放的机制

马兰, 李晓波, 马舒坦

农业环境科学学报. 2021, 40(12): 2801–2808 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0459>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

陶甄, 李中阳, 李松旌, 等. 硝化抑制剂、脲酶抑制剂与生物炭复配对土壤温室气体排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(6): 1368–1379.

TAO Z, LI Z Y, LI S J, et al. Effects of the additive ratio and aeration rate on sludge composting with airflow film [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(6): 1368–1379.

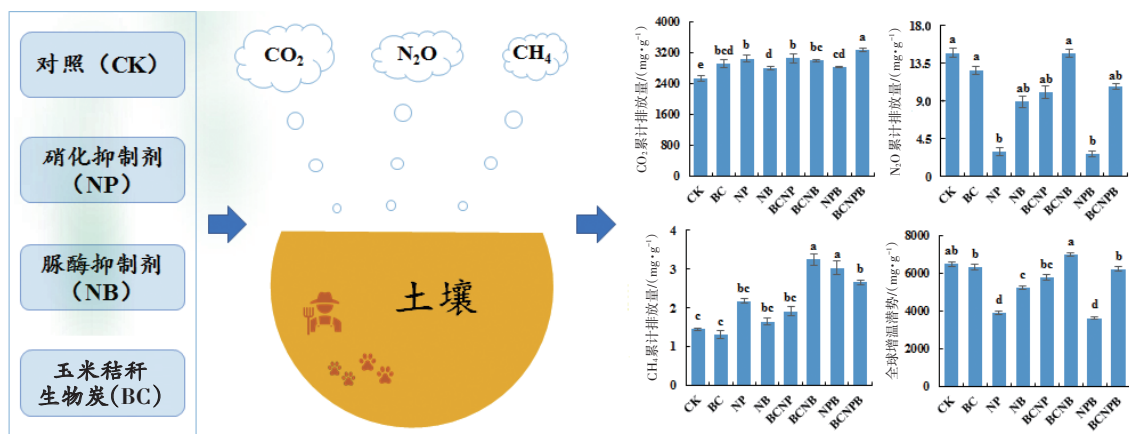


开放科学 OSID

硝化抑制剂、脲酶抑制剂与生物炭复配 对土壤温室气体排放的影响

陶甄¹, 李中阳^{1,2}, 李松旌¹, 李宝贵¹, 李嗣艺¹, 高峰¹, 刘源^{1*}

(1. 中国农业科学院农田灌溉研究所, 河南 新乡 453002; 2. 河南商丘农田生态系统国家野外科学观测研究站, 河南 商丘 476000)



摘要:为揭示外源物质生物炭、硝化抑制剂、脲酶抑制剂复配对温室气体排放的影响,采用室内培养试验,比较外源物质不同组合[对照(CK)、生物炭(BC)、硝化抑制剂(NP)、脲酶抑制剂(NB)、生物炭+硝化抑制剂(BCNP)、生物炭+脲酶抑制剂(BCNB)、硝化抑制剂+脲酶抑制剂(NPB)、生物炭+硝化抑制剂+脲酶抑制剂(BCNPB)]对温室气体排放的影响,同时监测土壤pH、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N等影响因子的变化规律。结果表明:与CK相比,各处理均抑制了土壤N₂O排放,其中NPB处理抑制效果最显著;所有处理均促进了土壤CO₂排放;除BC处理为负效应外,土壤CH₄排放效应与CO₂结果类似;除BCNB处理外,其他处理对全球增温潜势有一定的抑制作用,其中NPB处理的抑制效果最佳。培养结束时,与CK相比,除NP处理提高了土壤pH外,其他6个处理均降低了土壤pH;在无机氮含量方面,与CK相比,各处理均增加了土壤NH₄⁺-N含量,BCNPB、NP、NPB处理减少了NO₃⁻-N含量,NB、BC、BCNP、BCNB处理增加了NO₃⁻-N含量。综合考虑全球增温趋势和土壤性质,本试验条件下硝化抑制剂+脲酶抑制剂处理为抑制温室气体排放的最优外源物质处理。

关键词:生物炭;硝化抑制剂;脲酶抑制剂;温室气体

中图分类号:S154.1 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2022)06-1368-12 doi:10.11654/jaes.2021-1303

收稿日期:2021-11-11 录用日期:2022-01-29

作者简介:陶甄(1997—),女,河南新乡人,硕士研究生,从事非常规水资源安全利用研究。E-mail:965001746@qq.com

*通信作者:刘源 E-mail:liuyuanfiri88@163.com

基金项目:“十三五”国家重点研发计划项目(2021YFD1700900,2017YFD0801103-2);国家自然科学基金项目(41701265);河南省科技攻关计划项目(202102110215);中国农业科学院创新工程资助项目

Project supported: The National Key Research and Development Program of China (2021YFD1700900, 2017YFD0801103-2); The National Natural Science Foundation of China (41701265); The Key Science and Technology Program of Henan Province (202102110215); Innovation Project of Chinese Academy of Agricultural Sciences

Impact of compound addition of biochar, nitrification inhibitor, and urease inhibitor on greenhouse gas emissions

TAO Zhen¹, LI Zhongyang^{1,2}, LI Songjing¹, LI Baogui¹, LI Siyi¹, GAO Feng¹, LIU Yuan^{1*}

(1. Farmland Irrigation Research Institute, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Xinxiang 453002, China; 2. National Research and Observation Station of Shangqiu Agro-ecology System, Shangqiu 476000, China)

Abstract: To investigate the effects of the addition of exogenous biochar, nitrification inhibitors, and urease inhibitors on greenhouse gas emissions, an indoor incubation method was employed and combinations of exogenous substances were as follows: control (CK), biochar (BC), nitrification inhibitor (NP), urease inhibitor (NB), BC+NP (BCNP), BC+NB (BCNB), NP+NB (NPB), and BC+NP+NB (BCNPB). The greenhouse gas emissions from the soil, as well as the soil pH changes, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in these treatments were monitored. The results demonstrated that compared with CK, each treatment basically suppressed soil N_2O emission with NPB being the most efficient treatment; all treatments promoted soil CO_2 emission except the BC treatment; the effects on soil CH_4 emission were generally similar to the CO_2 results. All treatments, but BC, BCNB, and BCNPB had an inhibitory effect on the global warming potential to some degree, and the NPB treatment worked best. At the end of the incubation, compared with CK, except for the NP treatment, which increased the soil pH, all the other treatments decreased the pH; in terms of inorganic nitrogen content in the soil, compared with the CK, all treatments increased the $\text{NH}_4^+\text{-N}$ content, whereas the NB, BC, BCNP, and BCNB treatments increased the $\text{NO}_3^-\text{-N}$ content, whereas the BCNPB, NP, and NPB treatments reduced the $\text{NO}_3^-\text{-N}$ content. Considering the effects of both global warming potential and soil properties, the treatment of the nitrification + urease inhibitors in the study is the optimal choice to suppress greenhouse gas emissions.

Keywords: biochar; nitrification inhibitor; urease inhibitor; greenhouse gas

温室气体排放量逐年升高导致全球变暖和臭氧层破坏问题愈加严重^[1]。作为全球气候治理的行动派,我国于2020年提出碳达峰、碳中和等发展新目标,减缓温室气体排放,走绿色低碳发展之路势在必行。 CO_2 、 N_2O 、 CH_4 作为温室气体的主要组成部分,三者之和对温室效应的贡献约有80%^[2]。农田生态系统是温室气体重要排放源之一,我国农业源温室气体排放量占全国温室气体排放总量的17%^[3]。

关于添加单一外源物质对农田温室气体排放的调节作用已有较多研究,但对温室气体排放的影响尚未形成一致结论。生物炭作为一种土壤改良剂在提高土壤肥力及作物产量等方面成效显著^[4],其也被用于调控农田温室气体排放。一些研究认为添加生物炭可抑制土壤中产甲烷菌的活性并促进甲烷氧化菌的活性,从而减少土壤 CH_4 排放量^[5],也有研究发现生物炭自身会释放出乙烯,而乙烯浓度的变化会影响 CH_4 氧化^[6],使得 CH_4 排放量增加;同时,生物炭还可吸附固定土壤中的 NH_4^+ ^[7]、 NO_3^- ^[8],从而影响硝化、反硝化反应的进行。有研究表明生物炭施用量为 4.5 、 $9.0 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时可减少夏玉米季 N_2O 的产生和排放^[9];也有研究发现施用质量分数为10%的生物炭会促进 N_2O 的排放,但施用质量分数为1%的生物炭则无明显影响^[10];另有研究发现生物炭添加后分解产生的可溶性有机碳可被微生物所利用,从而促进微生物呼吸和土壤 CO_2 排放^[11];而潘占东^[12]研究发现生物炭添加水平

为 20 、 30 、 $50 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时会抑制 CO_2 排放。硝化抑制剂双氰胺(DCD)在添加量为氮肥施用量的0.24%时可抑制氨单加氧酶活性,从而抑制土壤中硝化、反硝化作用,减少 N_2O 排放^[13];但也有研究证实施用DCD在抑制 N_2O 排放的同时会促进细菌生长,从而增加了土壤 CO_2 排放^[14]。脲酶抑制剂n-丁基硫代磷酸三铵(NBPT)在有氧条件下会转化为NBPTO,NBPTO与脲酶活性位点形成三齿键^[15],从而减缓尿素水解,避免 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 大量累积,减少 N_2O 排放。有研究发现尿素配施NBPT能够显著降低 N_2O 排放^[16-17]。赵自超等^[18]在探究抑制剂对冬小麦-夏玉米轮作固碳减排效果时发现NBPT在减少 N_2O 和 CH_4 排放的同时增加了 CO_2 排放。目前有关硝化/脲酶抑制剂对 CH_4 排放的影响存在争议^[19-20],未形成统一结论。

对于两种外源物质配施对农田温室气体排放的影响也有部分研究,但研究结果也存在不一致现象。配施硝化抑制剂和脲酶抑制剂是农田氮肥优化管理的一种方式。有研究表明硝化抑制剂、脲酶抑制剂的施用降低了土壤脲酶、蔗糖酶的活性,从而减少了土壤 CO_2 排放^[21]。但也有研究发现两种抑制剂联合施用可增加 CO_2 排放,同时减少 N_2O 排放与 CH_4 的吸收量^[16]。赖睿特等^[22]研究发现在 N_2O 排放方面,硝化抑制剂和脲酶抑制剂两者结合施用后更明显地延缓了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的转化速率,故抑制效果优于单施一种抑制剂。朱云飞等^[13]研究发现,DCD与生物炭联合施用

时,可以进一步削弱施用生物炭引起的对硝化过程的激发作用,从而发挥出更明显的减排效果,使得联合施用抑制 N_2O 排放的效果优于单施生物炭或 DCD。DAWAR 等^[23]研究发现,与单独施用生物炭(桉树枝)相比,生物炭与 NBPT 联合施用,更明显地降低了 NO_3^- -N 含量,影响了反硝化菌的活性,导致联合施用 N_2O 排放量低于单施生物炭。

国内外有关生物炭、硝化抑制剂、脲酶抑制剂联合施用对农田温室气体排放影响的研究多侧重于单一温室气体。在 CH_4 排放方面,生物炭、DCD、脲酶抑制剂 HQ 联合施用时会通过提高水稻根生物量和土壤 Eh 进一步抑制 CH_4 排放,抑制效果最优^[24]。在 N_2O 排放方面,与两种抑制剂(DCD、HQ)相比,生物炭与其同时施用能够通过降低 NO_3^- -N 供应量影响反硝化作用,从而使 N_2O 排放相对减少^[25]。而关于三者配合施用对 CO_2 、 N_2O 、 CH_4 排放的综合影响目前鲜有报道。因此,为探究生物炭、硝化抑制剂、脲酶抑制剂 3 种外源物质的不同组合,尤其是三者同时施用对温室气体(CO_2 、 N_2O 、 CH_4)排放的综合影响,本研究通过培养试验将 3 种外源物质进行组合,通过监测土壤 CO_2 、 N_2O 、 CH_4 排放通量和 pH、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 等指标的变化及其在各处理间的差异,分析不同外源物质处理对温室气体排放以及土壤性质的影响,为减缓温室气体排放提供理论参考。

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验用土取自中国农业科学院新乡综合实验基地(35°08' N, 113°45' E, 海拔 81 m),该地属于半干旱、半湿润的暖温带大陆性季风气候区。采用五点取样法在耕层(0~20 cm)取土样混合均匀带回实验室,土样自然风干后过 2 mm 筛待用。所取土壤为碱性砂壤土,其基本理化性质:pH(水土比 5:1)为 8.39,土壤容重为 $1.50 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$,全氮、全磷、有机质含量分别为 1.06、1.87、21.42 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、速效钾、有效磷含量分别为 2.18、3.15、4.07、19.43 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。所用水取自河南新乡农业水土环境野外科学观测实验站地下水,其基本性质:pH 为 8.26,总氮、总磷、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 含量分别为 2.20、0.80、1.04、0.90 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,全碳、有效磷、 K^+ 、 Na^+ 含量分别为 84.11、0.06、2.87、471.56 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

生物炭由玉米秸秆在马弗炉中 350 °C 焖烧 4 h 后磨碎过 60 目筛而成,其基本性质:pH 为 7.74(水炭比 2.5:1),总碳、全氮、有效磷含量分别为 679.30、16.55、

1.20 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。生物炭添加量为 $30 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ^[26]。硝化抑制剂为 2-氯-6-三氯甲基吡啶(NP),其对硝化细菌有毒,能够选择性地抑制土壤中硝化细菌的活动,从而减缓土壤中 NH_4^+ -N 转化为 NO_3^- -N 的速度,购自郑州豫润工贸有限公司,纯度 98%,施用量为肥料中纯氮的 1% ($4.5 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)^[27]。脲酶抑制剂为 NBPT,其与尿素分子结构相似,与脲酶结合位点的亲和力强于尿素,从而减少了脲酶作用于尿素的机会,购自郑州豫润工贸有限公司,纯度 97%,施用量为肥料中纯氮的 1% ($4.5 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)^[28]。

试验共设置 7 种外源物质组合,分别是生物炭(BC)、硝化抑制剂(NP)、脲酶抑制剂(NB)、生物炭+硝化抑制剂(BCNP)、生物炭+脲酶抑制剂(BCNB)、硝化抑制剂+脲酶抑制剂(NPB)、生物炭+硝化抑制剂+脲酶抑制剂(BCNPB),每个组合设置 3 个重复。另外设置不添加外源物质的对照(CK)。

1.2 土壤培养

培养试验在中国农业科学院河南新乡农业水土环境野外科学观测实验站开展,为了模拟生长周期较短的蔬菜非根际土壤的温室气体排放,试验共持续 56 d^[29],从 2020 年 10 月 20 日开始,至 12 月 14 日结束。称取 600 g(3 个重复所需干土质量)土到塑料自封袋中,加入 3 个重复所需的肥料和外源物质(用百分之一天平称取肥料和生物炭,用十万分之一天平称取抑制剂),上下翻转自封袋约 30 次使其充分混匀后平均分装到 3 个培养瓶(1 000 mL)中,加入相应的水量将土壤含水量调节至田间持水量(21%)的 60%,再用玻璃棒搅拌均匀。肥料选用复合肥(N、 P_2O_5 、 K_2O 比例为 15:15:15,氮源为尿素),施肥标准为 $3 000 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。将处理后的土样置于恒温(25 °C)培养箱中培养,每个处理设置 3 个重复。前人研究发现培养前期土壤中尿素水解较快, NH_4^+ -N 含量大多在 0~5 d 时达到峰值^[30-31],但短时间内 NH_4^+ -N 大量累积会使得 NH_3 挥发流失^[32],且本试验为培养试验, NH_4^+ -N 无法被作物吸收利用而更易积累并转化散失,故试验前 7 d 未补充水分,以期降低前期尿素水解速率,使 NH_4^+ -N 峰值滞后。从第 8 天开始在瓶口贴上封口膜并均匀扎破小孔以便气体流通,用称取质量的方法每 3 d 加一次水以弥补水分损失,使培养瓶内土壤含水量保持在田间持水量的 60% 左右。

1.3 测定项目与方法

1.3.1 温室气体的采集与测定

在培养后的第 1、4、10、14、21、28、42、56 天分别

采集气体,采样时间为上午8:00—11:00,采样时用与培养瓶配套大小的带有三通阀的丁基胶塞密封,一头连接注射侧口针,一头连接30 mL聚丙烯医用注射器。每一个试验处理均于0、10、20、30 min分别采集气体4次,气体暂存于注射器内,带回实验室后打入10 mL真空采气管内,用气相色谱仪(岛津2010plus)进行测定。测定条件:ECD检测器温度为250℃,色谱柱温度为50℃,载气为高纯氩甲烷,气流速为40 mL·min⁻¹。严格记录采样时间和环境温度。

气体排放通量的计算公式为:

$$F=V \times dc/dt \times \rho \times 273 / (273+T) / W \quad (1)$$

式中: F 为气体排放通量,mg·kg⁻¹·h⁻¹或μg·kg⁻¹·h⁻¹; V 为培养瓶上部空间体积,L; dc/dt 为单位时间内培养瓶内气体的质量浓度变化率,mg·kg⁻¹·h⁻¹或μg·kg⁻¹·h⁻¹; ρ 为气体在标态下的密度,g·L⁻¹; T 为抽气过程中瓶内平均温度,℃; W 为土样干质量,g。

培养期间温室气体累积排放量通过线性内插法估算^[33],计算公式为:

$$TF = \sum (F_{i+1} + F_i) / 2 \times (T_{i+1} - T_i) \times 24 \quad (2)$$

式中: TF 为培养期间气体累积排放量,mg·g⁻¹; F_{i+1} 为第 $i+1$ 次试验采集气体的平均排放通量,mg·g⁻¹·h⁻¹; F_i 为第 i 次采集气体的平均排放通量,mg·g⁻¹·h⁻¹; $T_{i+1}-T_i$ 为第 $i+1$ 次采集气体与第 i 次采集气体的间隔时间,d。

由于3种气体对温室效应的贡献效应不同,故用CO₂、CH₄、N₂O 3种温室气体的CO₂当量和来计算全球增温潜势。由前人研究可知单位质量CH₄、N₂O百年时间尺度全球增温潜势分别是CO₂的28、265倍^[34]。

全球增温潜势计算公式为:

$$GWP = TF(\text{CO}_2) + TF(\text{N}_2\text{O}) \times 265 + TF(\text{CH}_4) \times 28 \quad (3)$$

式中: GWP 为全球增温潜势,mg·g⁻¹; $TF(\text{CO}_2)$ 为CO₂累积排放量,mg·g⁻¹; $TF(\text{N}_2\text{O})$ 为N₂O累积排放量,mg·g⁻¹; $TF(\text{CH}_4)$ 为CH₄累积排放量,mg·g⁻¹。

1.3.2 土壤充水孔隙度的测定

每次采集气体后利用称质量的方法得出土壤质量含水率,通过土壤质量含水率计算土壤充水孔隙度(WFPS),计算公式为:

$$WFPS = VSWC / (1 - BD/PD) \quad (4)$$

式中: $VSWC$ 为土壤体积含水率(质量含水率× BD); BD 为土壤容重,1.51 g·cm⁻³; PD 为土壤密度,2.65 g·cm⁻³。

1.3.3 土壤NH₄⁺-N、NO₃⁻-N和pH测定

取土会对土壤环境造成影响,为尽量保证土壤的稳定性,故相对减少土壤的取样次数。取样方法参考刘娇等^[35]的方法,于培养试验的第4、7、14、25、42、56

天采集气体之后用玻璃棒将瓶内土壤搅拌均匀,然后取出8.00 g(百分之一天平)土样置于4℃冰箱保存。称取2.50 g新鲜土样添加25 mL浓度为0.01 mol·L⁻¹的氯化钙溶液,置于振荡器上200 r·min⁻¹恒温振荡30 min,过滤后用流动分析仪测定滤液中NH₄⁺-N、NO₃⁻-N含量(AutoAnalyzer 3, Bran Luebbe, 德国)。土壤pH用电位法(水土比为5:1)测定。

1.3.4 数据分析及处理方法

使用Excel 2016对试验数据进行统计,使用SAS软件对不同处理进行方差分析,使用Origin软件制图。

2 结果与分析

2.1 土壤NH₄⁺-N、NO₃⁻-N动态变化

随着培养时间的增加,8种处理NH₄⁺-N含量均表现为先增加后减少的趋势(图1a)。培养前期,土壤中尿素快速水解产生大量NH₄⁺-N。在培养的第4天,除单施NB处理外,BCNB、NPB、BCNPB处理NH₄⁺-N含量均低于CK,说明脲酶抑制剂与生物炭或硝化抑制剂配合施用对尿素水解的抑制效果优于单施脲

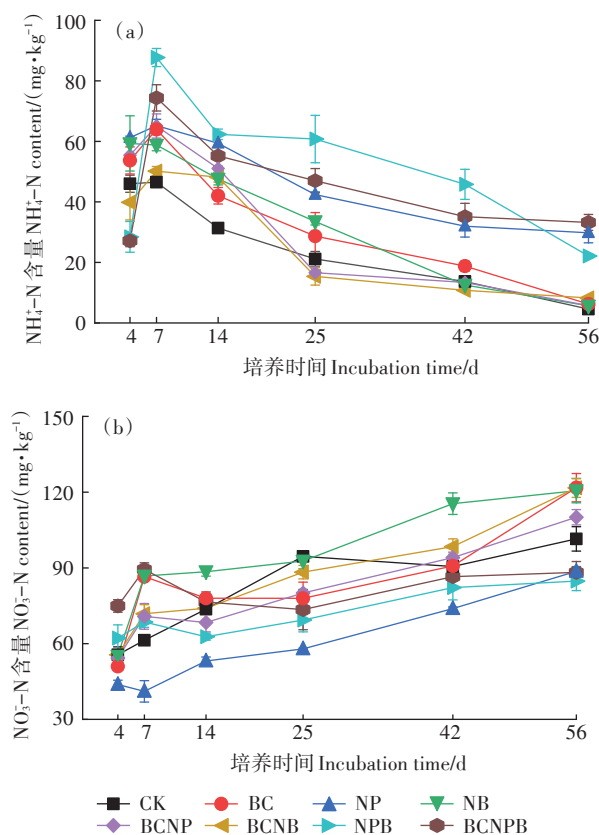


图1 培养期间土壤中NH₄⁺-N、NO₃⁻-N含量变化规律
Figure 1 Changes of NH₄⁺-N and NO₃⁻-N contents in soil during incubation

酶抑制剂,可能是脲酶抑制剂与其他物质配合施用促进了其与脲酶结合;同时前4 d培养瓶未封口,CK处理尿素水解伴随的氨挥发损失较多也是其 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量低于NB处理的原因之一。除NB处理外,其他处理土壤的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 最高峰相对于CK均有延迟,说明生物炭和硝化抑制剂均起到了氮肥缓释的作用。在培养的第7天,与CK相比,7种外源物质处理均显著增加了土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量。随着土壤中硝化反应的进行,培养中后期土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量逐渐减少。在培养结束时,BCNPB处理土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量最高,其次为NP和NPB处理,其他处理含量较低,说明添加硝化抑制剂确实抑制了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的硝化作用,使土壤中残留了较多的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 。

随着培养时间的延长,各处理土壤 $\text{NO}_3^+\text{-N}$ 含量总体上呈逐渐增加趋势(图1b)。整个培养期内,NP处理的 $\text{NO}_3^+\text{-N}$ 含量始终低于CK。由于培养初期BCNPB和NPB处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量较低,硝化细菌的活性较低,硝化抑制剂的作用未充分显现,但在第14天以后,硝化抑制剂的作用明显, $\text{NO}_3^+\text{-N}$ 含量基本低于CK。因此,在培养结束时,BCNPB和NPB处理 $\text{NO}_3^+\text{-N}$ 含量均低于CK。

2.2 土壤WFPS动态变化

培养前7 d由于干旱,WFPS下降较明显(图2)。从第14天起,与CK相比,BCNPB、NPB、NB、BCNP处理的WFPS显著增加。由于不同处理中所加外源物质不同,各处理水分蒸腾速率存在差异,且生物炭有一定保水性,导致各处理土壤含水率不一致。

2.3 土壤pH动态变化

土壤pH变化见图3。培养前期硝化反应的发生使得土壤pH逐渐降低,各处理均在培养后第25天达到最小值,且培养前25 d内CK处理的土壤pH显著低

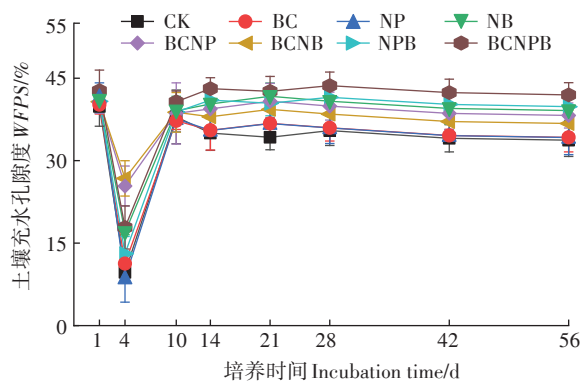


图2 培养期间土壤WFPS变化规律

Figure 2 Variation of soil WFPS during incubation

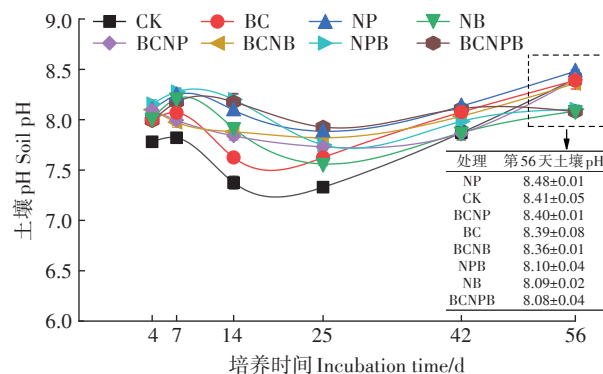


图3 培养期间土壤pH变化规律

Figure 3 Variation of soil pH during incubation

于其他7个处理,说明这段时间CK处理硝化作用比较强烈,这也验证了图1中 $\text{NO}_3^+\text{-N}$ 一直升高的趋势;生物炭和脲酶抑制剂均呈碱性也是导致相应处理高于CK的原因之一。由于本次试验所用水源均呈碱性,随着灌水次数增加以及硝化速率变弱,在第25天以后土壤pH呈现缓慢升高的趋势。培养结束时,3个单一外源物质处理的土壤pH大小表现为 $\text{NP} > \text{BC} > \text{NB}$;与NB相比,添加了生物炭的BCNB土壤pH更高,但与NP相比,BCNP的pH更低;与BC相比,BCNP的pH较高而BCNB的pH更低;二元外源物质处理之间土壤pH大小表现为 $\text{BCNP} > \text{BCNB} > \text{NPB}$,三元外源物质处理BCNPB的pH最低。

2.4 土壤温室气体排放变化规律

2.4.1 土壤 CO_2 排放变化规律

培养前期尿素水解、硝化、反硝化反应的进行提高了土壤中脲酶、硝化细菌、反硝化细菌的活性,导致4~10 d时大部分处理的 CO_2 排放通量大幅增加(图4)。同时添加了3种外源物质的BCNPB处理为微生物提供了更多的可利用碳源,因此在第1天该处理的

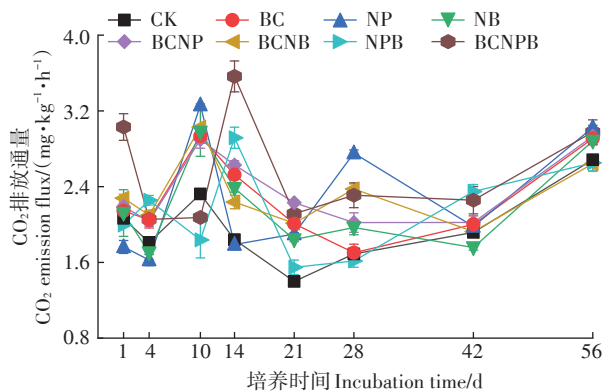


图4 培养期间土壤 CO_2 排放通量变化规律

Figure 4 Changes of soil CO_2 emission flux during incubation

CO₂排放通量最高,但由于受干旱的影响,BCNPB处理和NPB处理的CO₂排放通量在1~7 d呈下降趋势。与CK相比,7种外源物质处理均显著增加了CO₂累积排放量,且BCNPB处理的增加效果最显著(表1)。单一外源物质处理中NP处理的CO₂累积排放量显著高于NB处理,但二者与BC处理之间差异并不显著,总体表现为NP>BC>NB,可能是因为脲酶抑制剂的施用抑制了脲酶的活性,降低了其呼吸强度;与BC的CO₂累积排放量相比,BCNP、BCNB处理分别增加了5.1%、2.9%;与NP相比,BCNP处理增加了0.2%,与NB相比,BCNB处理增加了6.5%;与NPB相比,NP处理增加了7.8%,NB处理减少了0.7%;与BCNP、BCNB、NPB相比,BCNPB处理分别增加了7.1%、9.4%、16.5%。在CO₂排放方面,外源物质之间的复配大多未能表现出抑制CO₂排放的优势,可能是因为生物炭与抑制剂结合提高了土壤pH,促进了土壤的呼吸作用。

2.4.2 土壤N₂O排放变化规律

4~10 d时NH₄⁺-N在土壤中大量累积,从而加速了硝化、反硝化反应的进行,使得各处理N₂O排放通

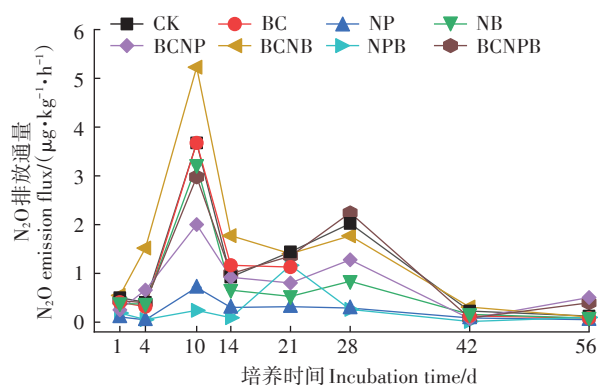


图5 培养期间土壤N₂O排放通量变化规律

Figure 5 Changes of soil N₂O emission flux during incubation

量增加。硝化反应过程释放的质子使土壤pH降低,进一步影响硝化、反硝化速率,导致10~14 d时的N₂O排放通量减少。从第28天起土壤pH逐渐升高,碱性环境下pH升高会使得反硝化作用的主产物由N₂O部分转变为N₂^[36-37],从而导致N₂O排放通量减少(图5)。与CK相比,7种外源物质处理均减少了N₂O累积排放量,且NP、NPB处理的减少效果达到了显著水平(表1)。单个外源物质处理中NP的抑制效果最好,减少79.8%,NB减少39.4%,BC减少13.8%;与NP、NB相比,所对应的BCNP、BCNB处理的N₂O累积排放量分别增加了239.4%、64.6%,NPB分别减少10.8%、70.3%,与BC相比,BCNP处理的N₂O累积排放量减少了20.7%,BCNB处理增加了15.7%,二元组合中两种抑制剂联合施用效果更好;与BCNPB处理相比,二元处理中的BCNP处理N₂O累积排放量减少6.3%,BCNB处理增加了36.6%,而NPB处理则减少了75.4%,一元处理中的NP、NB处理N₂O累积排放量分别减少了72.4%、17.1%,而BC则增加了18.1%。在二元与三元组合中,同时施加硝化抑制剂和脲酶抑制剂时抑制效果最好,抑制剂与生物炭组合后N₂O排放量均有所增加,但单施生物炭时又表现为有所减少,表明抑制剂与生物炭组合在N₂O排放方面并未体现出抑制排放的优势。

2.4.3 土壤CH₄排放变化规律

虽然本试验的土壤通气状况较好,但也观测到了CH₄的排放,这与李平等^[38]的研究结果类似。4~10 d时土壤中聚集了大量NH₄⁺-N,而NH₄⁺与CH₄分子结构相似,两者竞争甲烷氧化菌活性位点,导致此时间段内CH₄排放通量增加。之后随着硝化反应的进行,土壤中NH₄⁺逐渐减少,且土壤pH逐渐降低,影响了二者的竞争效应与土壤产甲烷菌活性,导致CH₄排放通量

表1 CO₂、N₂O、CH₄累积排放量和全球增温潜势

Table 1 Cumulative emissions of CO₂, N₂O, CH₄ and global warming potential

处理 Treatment	CO ₂ /(mg·g ⁻¹)	N ₂ O/(mg·g ⁻¹)	CH ₄ /(mg·g ⁻¹)	全球增温潜势 GWP/(mg·g ⁻¹)
CK	2 547.3±73.0e	14.74±0.53a	1.45±0.03c	6 494.11±116.99ab
BC	2 911.3±109.8bcd	12.71±0.47a	1.32±0.10c	6 316.33±136.44b
NP	3 052.7±82.0b	2.97±0.44b	2.17±0.07bc	3 900.54±94.21d
NB	2 812.2±46.3d	8.93±0.69ab	1.65±0.08bc	5 224.77±111.08c
BCNP	3 059.0±118.2b	10.08±0.71ab	1.91±0.11bc	5 783.74±164.10bc
BCNB	2 995.0±17.3bc	14.70±0.48a	3.26±0.14a	6 981.64±88.92a
NPB	2 831.9±25.4cd	2.65±0.33b	3.03±0.18a	3 619.05±64.22d
BCNPB	3 277.1±49.3a	10.76±0.36ab	2.67±0.06b	6 203.18±124.94b

注:同一列内不同字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。

Note: Different letters in the same column indicate significant differences among treatments ($P<0.05$).

减少(图6)。培养中期,土壤pH逐渐升高,产甲烷菌活性随之增强^[39],导致CH₄排放通量增加。而在培养后期,可利用底物的减少限制了产甲烷菌的活性,CH₄排放通量降低。与CK相比,BC处理减少了CH₄累积排放量,其他6种外源物质处理均增加了CH₄累积排放量,且NPB、BCNB、BCNPB处理的增加效果达到显著水平(表1)。与CK相比,单一外源物质处理中BC处理的CH₄累积排放量减少9.0%,而NP、NB处理分别增加49.7%、13.8%,NP的效果最差;与一元组合相比,所对应的二元组合均增加了CH₄排放量,与BC相比,BCNP、BCNB处理分别增加44.7%、147.0%,与NP相比,BCNP降低了12.0%,与NB相比,BCNB处理增加了97.6%,NPB较NP、NB处理分别增加39.6%、83.6%,二元处理中BCNB处理的减排效果最差,单加生物炭可减缓CH₄排放,而与脲酶抑制剂结合后并未表现出更好的效果,可能是因为两两结合后升高了土壤pH,影响了产甲烷菌的活性,从而促进了CH₄产生与排放;三元组合BCNPB的CH₄累积排放量介于一元与二元组合之间,与一元处理相比均有所增加,与BCNP处理相比增加了39.8%,而与BCNB、NPB处理相比分别减少了18.1%、11.9%。在CH₄排放方面,单施两种抑制剂时NP的排放量更高,NB的排放量相对较低,而参与复配后,与一元相比NB对应的二元组合的排放量相对较高,表明在抑制CH₄排放方面脲酶抑制剂更不适用于复配。

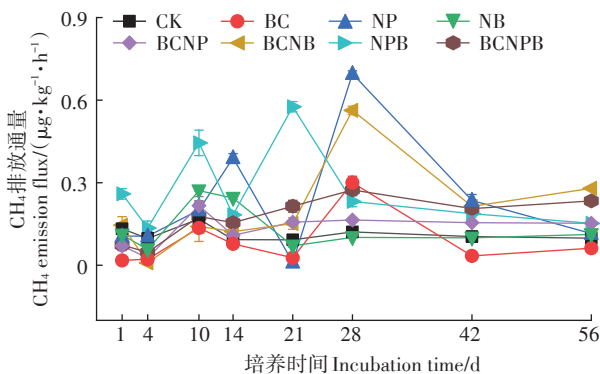


图6 培养期间土壤CH₄排放通量变化规律

Figure 6 Changes of soil CH₄ emission flux during incubation

2.5 土壤CO₂、N₂O、CH₄排放通量与土壤环境因子的相关性

本试验中,CO₂排放通量与土壤pH之间显著正相关(表2),可能是因为随着pH的升高土壤中微生物活性升高,呼吸强度也随之升高^[40]。NH₄⁺-N转化为NO₃⁻-N的硝化过程是产生N₂O的主要途径之一,故N₂O排放通量与NH₄⁺-N之间表现为显著负相关,与

表2 温室气体排放通量与土壤环境因子之间的相关性

Table 2 Correlation between greenhouse gas emission flux and soil environmental factors

因子 Factor	CO ₂	N ₂ O	CH ₄
CO ₂	1		
N ₂ O	-0.333	1	
CH ₄	0.071	-0.332*	1
pH	0.706**	-0.635	0.174
NH ₄ ⁺ -N	0.117	-0.285*	0.058
NO ₃ ⁻ -N	0.120	0.353**	0
WFPS	-0.247	0.309*	0.323*

注:*表示在P<0.05水平上显著相关,**表示在P<0.01水平上显著相关。

Note: * represent significant correlation among treatments at 0.05 level, ** represent significant correlation among treatments at 0.01 level.

NO₃⁻-N之间表现为显著正相关。N₂O排放通量与WFPS之间表现为显著正相关,这与DOBBIE等^[41]的研究结果一致,可能是因为随着土壤含水量增加,土壤中氧气扩散变慢,导致土壤反硝化反应速率升高,产生更多N₂O。CH₄排放通量与土壤WFPS之间存在显著正相关关系,与土壤pH之间存在一定正相关关系,但未达到显著水平,这可能与产甲烷菌更喜好厌氧与碱性环境有关。

2.6 全球增温潜势

由于3种气体的增温效应差异较大,只考虑单一气体的排放不能全面反映增温效应,故选用GWP来衡量外源物质的调控效果。本试验中,BCNB处理的GWP高于CK,其余6个处理的GWP均低于CK,且NP、NB、NPB处理降低效果显著(P<0.05),其中NPB效果最佳(表1)。与CK相比,BCNB处理在显著增加CO₂排放的同时也增加了CH₄排放;NP、NB、NPB处理都增加了CO₂和CH₄排放,同时减少了N₂O排放,而N₂O对全球增温潜势的贡献相对最高,导致这3个处理的GWP显著低于CK。硝化抑制剂、脲酶抑制剂单施和复配处理在添加生物炭后GWP均增加,说明在本试验中生物炭的添加并未起到减缓温室效应的作用。

3 讨论

3.1 不同外源物质处理对CO₂排放的影响

本试验条件下,抑制剂处理均增加了土壤CO₂排放,这与梁蕊芳^[42]研究发现的硝化、脲酶抑制剂使用促进土壤排放CO₂的结果一致,原因可能为二者进入土壤后提高了土壤pH,从而增加CO₂排放^[43]。臧祎娜等^[44]发现0.8%含氮量NP处理相对于0.1%含氮量NP处理显著促进土壤CO₂排放,认为可能是硝化抑制剂

的施用改变了土壤pH和碳氮比,从而影响土壤中微生物的活性,导致CO₂排放量增加。本试验中生物炭促进CO₂排放与LUO等^[45]的研究结果一致,可能是因为生物炭进入土壤后,自身不稳定性碳组分的微生物降解提高了土壤的表观呼吸速率^[46-47],从而增加CO₂排放。

与NP、NB、BC处理相比,其对应的二元复配处理的CO₂累积排放量大多有所增加,这可能与上文提出的生物炭的促进作用有关;但NP处理的CO₂累积排放量大于NPB,可能是因为硝化抑制剂与脲酶抑制剂联合施用,加入的脲酶抑制剂会抑制脲酶的活性,相对降低CO₂排放,使得两种抑制剂同时施用CO₂排放量相对较低。三元复配的BCNPB处理的CO₂累积排放量最高,原因可能是3种外源物质结合后既增加了可利用的碳源又提高了土壤微生物数量和酶的活性,从而促进了呼吸作用的进行^[48-49]。

3.2 不同外源物质处理对N₂O排放的影响

硝化抑制剂与脲酶抑制剂配合施用比单施对N₂O排放的抑制作用更强烈,这与DING等^[50]的研究结果一致,原因可能是脲酶抑制剂进入土壤后会抑制尿素的水解,而硝化抑制剂进入土壤后抑制土壤中硝化反应的进行,有效减缓NH₄⁺-N产生和硝化,进而抑制N₂O产生^[51];但与PEREIRA等^[52]的研究结论不一致,其认为两种抑制剂联合施用土壤中NH₄⁺-N含量高于单独施用硝化抑制剂,联合施用延长了硝化作用的时间,使得只添加硝化抑制剂对土壤N₂O排放的抑制效果优于两种抑制剂同时施用。结论相悖的原因可能是土壤pH差异较大,PEREIRA等^[52]的试验用土为酸性土壤,而本试验所用土壤为碱性。整个培养期内,NP、NPB处理的NH₄⁺-N含量较高,NO₃⁻-N含量较低,表明单施硝化抑制剂或与NBPT联合施用均可在56 d内持续调节硝化反应的进行,导致培养期间NP、NPB处理N₂O排放量低,这与单施硝化抑制剂或与NBPT联合施用调控NH₄⁺-N转化的有效时间达72 d以上的已有研究结果一致^[53]。而NBPT的有效时间较短,从第7天起,含有NBPT的处理的NH₄⁺-N含量不再低于CK,从而使NBPT减缓N₂O排放的作用低于NP。

在不添加抑制剂的情况下,施用生物炭减少了N₂O排放,SPOKAS等^[54]在其研究中也得出同样的结论。原因可能是生物炭的施入降低了土壤容重,改善了土壤通气性,同时自身的高碳氮比限制了氮素的微生物转化和反硝化作用的进行^[55]。而在添加抑制剂时,对NP、NB、NPB来说,相应添加生物炭处理的N₂O

排放量反而增加,原因可能是在N₂O排放量较高的前14 d内,NP、NB、NPB处理的pH高于对应添加生物炭处理的pH,从而提高了N₂O还原酶活性,抑制了NO₃⁻和NO₂⁻向N₂O转化的相关酶活性^[56-57],使得NP、NB、NPB处理的N₂O排放量相对较少。与BC相比,BCNB处理的N₂O累积排放量增加,培养1~10 d是产生N₂O的高峰期,此时间段内BC处理的pH高于BCNB处理,而碱性环境下,pH升高提高了N₂O还原酶活性,促进反硝化反应彻底进行,使得更多的N₂O还原为N₂^[37,58],从而减少N₂O排放。与BC相比,BCNP处理N₂O累积排放量减少,原因可能是添加硝化抑制剂后培养前期降低了土壤的硝化速率。在前14 d内BCNP处理的NH₄⁺-N含量高于BC处理,NO₃⁻-N含量却低于BC处理,可能是因为抑制剂的使用一定程度上抑制了硝化反应的进行,使得BCNP处理N₂O累积排放量相对较少。三元组合BCNPB的N₂O排放量高于一元和二元抑制剂处理,低于含有生物炭的一元和二元组合处理,这可能与上述N₂O排放高峰期内不同处理之间pH存在差异有关,且培养中后期与BCNP、BCNB处理相比,BCNPB处理NH₄⁺-N含量相对较高,但NO₃⁻-N含量却相对较低,表明BCNPB处理N₂O排放量相对较低可能与其抑制硝化反应效果较好有关。

3.3 不同外源物质处理对CH₄排放的影响

本试验中,只有BC处理相对于CK减少了CH₄累积排放量。生物炭作为一种多孔介质,能够改善土壤厌氧状态^[59],从而降低土壤产甲烷菌的活性^[60];同时本试验所使用的秸秆生物炭进入土壤后自身裂解出来的有机碳可作为甲烷氧化菌的碳源^[61],促进CH₄的氧化分解,从而减少CH₄排放量。在本试验条件下,硝化抑制剂、脲酶抑制剂的使用增加了CH₄排放量:一方面原因可能是硝化抑制剂的使用显著提高产甲烷菌群落丰度并降低甲烷氧化菌群落丰度^[62],脲酶抑制剂的使用提高了细菌和放线菌的活性^[63],从而促进了CH₄排放;另一方面原因可能是抑制剂的使用提高了土壤中NH₄⁺-N含量,而NH₄⁺与CH₄具有相似的分子结构,两者竞争甲烷氧化菌生化反应位点^[64-65],减少了CH₄氧化。NP调节NH₄⁺-N转化的作用时间更久,因此NP处理CH₄排放量高于NB处理。也有研究认为硝化抑制剂的使用对CH₄排放无显著影响^[66]。

添加生物炭的BCNP、BCNPB处理相比对应的不加生物炭处理减少了CH₄排放,原因可能是生物炭对NH₄⁺-N存在吸附作用,减少了NH₄⁺-N与CH₄竞争甲烷氧化菌生化反应位点,导致甲烷氧化菌对CH₄的氧化

量相对增加,一定程度上减少了 CH_4 排放量。而添加生物炭的BCNB处理相比NB处理增加了 CH_4 排放,可能是因为中后期BCNB处理的土壤pH高于NB处理,pH升高会促进产甲烷菌的生长^[16],使得BCNB处理土壤 CH_4 排放量相对较高。与BC处理相比,BCNP、BCNB和BCNPB处理的 CH_4 排放量增加,可能是因为抑制剂的施用延长了 NH_4^+-N 在土壤中的存留时间,而产甲烷菌主要以 NH_4^+-N 为氮源,导致 CH_4 排放量增加。与三元组合BCNPB相比,NPB、BCNB处理的 CH_4 排放量有所增加,这可能与土壤中 NH_4^+ 含量有关,7~56 d内BCNPB处理的 NH_4^+ 含量始终高于BCNB处理,这可能会使生物炭吸附更多的 NH_4^+-N ,导致较多的 CH_4 被氧化,使BCNPB的 CH_4 排放量相对较少。

3.4 不同外源物质处理在调控温室效应上的应用

本试验条件下,施用单一外源物质时,生物炭起到抑制 N_2O 和 CH_4 排放的作用,但显著促进了 CO_2 的排放,故GWP高于CK;硝化抑制剂、脲酶抑制剂促进了 CO_2 和 CH_4 排放但抑制 N_2O 排放,故GWP低于CK;从GWP来看,3种外源物质中硝化抑制剂的调控效果更好,这主要是因为 N_2O 的温室效应最高,而三者之间硝化抑制剂抑制 N_2O 排放的效果最优。从外源物质复配组合施用角度分析,在 CO_2 排放方面,各复配组合均表现为促进作用,不适用于调控 CO_2 排放;在 N_2O 排放方面,NPB的抑制效果最好;在 CH_4 排放方面,各复配组合均增加了 CH_4 排放量,不适用于调控 CH_4 排放;从GWP来看,与CK相比,BCNP、NPB处理的GWP均有所降低,其中NPB处理抑制 N_2O 排放的效果最佳且对 CO_2 排放量的增加相对较少,故本研究中最合适的外源物质复配组合为NPB。三元复配组合在增加 CO_2 、 CH_4 排放的同时减少了 N_2O 排放,导致其GWP低于CK,并未起到抑制效果的叠加作用。根据本研究的结果,在生产实践中不建议将生物炭与硝化/脲酶抑制剂复配施用。今后仍需进一步研究相关复配组合引起温室气体排放增加的原因,并扩大待试外源物质的种类,筛选出更多适用的外源物质复配组合。

4 结论

(1)培养结束时,各外源物质处理均增加了土壤中 NH_4^+-N 含量,提高了土壤充水孔隙度,除硝化抑制剂处理外各处理均降低了土壤pH,使用外源物质会对土壤环境产生一定影响。

(2)本试验中,3种外源物质均可影响温室气体排放,硝化抑制剂+脲酶抑制剂处理抑制土壤温室气

体排放效果最佳,但生物炭与硝化/脲酶抑制剂联合施用未体现出协同抑制作用。

参考文献:

- [1] IPCC. Climate Change 2007. Impacts, adaptation and vulnerability[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2007: 750-752.
- [2] KIEHL J T, TRENBERTH K E. Earth's annual global mean energy budget[J]. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 1997, 78(2): 197-208.
- [3] PRICE M S, CLASSEN J J, PAYNE G. *Aspergillus niger* absorbs copper and zinc from swine wastewater[J]. *Bioresource Technology*, 2001, 77(1): 41-49.
- [4] LEHMANN J, KERN D C, GILASER B, et al. Amazonian dark earths: Origin properties management[M]. Netherlands: Springer, 2004.
- [5] HE Y, ZHOU X, JIANG L, et al. Effects of biochar application on soil greenhouse gas fluxes: A meta-analysis[J]. *GCB Bioenergy*, 2016, 9(4): 743-755.
- [6] SPOKAS K A, BAKER J M, REICOSKY D C. Ethylene: Potential key for biochar amendment impacts[J]. *Plant & Soil*, 2010, 333(1/2): 443-452.
- [7] NOVAK J, BUSSCHER W J, LAIRD D L, et al. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil[J]. *Soil Science*, 2009, 174(2): 105-112.
- [8] DING Y, LIU Y X, WU W X, et al. Evaluation of biochar effects on nitrogen retention and leaching in multi-layered soil columns[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2010, 213(1/2/3/4): 47-55.
- [9] 刘宏元, 张爱平, 王永生, 等. 施用棉花秸秆生物炭对华北平原农田温室气体排放的影响[J]. 中国农业科技导报, 2019, 21(11): 121-129. LIU H Y, ZHANG A P, WANG Y S, et al. Effects of cotton stalk biochar application on greenhouse gas emissions in the farmlands of North China Plain[J]. *Journal of Agricultural Science and Technology Review*, 2019, 21(11): 121-129.
- [10] HAWTHORNE I, JOHNSON M S, JASSAL R S, et al. Application of biochar and nitrogen influences fluxes of CO_2 , CH_4 and N_2O in a forest soil[J]. *Journal of Environmental Management*, 2017, 192(1): 203-214.
- [11] HE Y H, ZHOU X, JIANG L, et al. Effects of biochar application on soil greenhouse gas fluxes: A meta-analysis[J]. *GCB Bioenergy*, 2017, 9(4): 743-755.
- [12] 潘占东. 添加生物炭对黄土高原旱作农田土壤温室气体排放及土壤理化性质的影响[D]. 兰州: 甘肃农业大学, 2021. PAN Z D. Effects of biochar addition on soil greenhouse gas emissions and soil physical and chemical properties in dryland farmland of the Loess Plateau[D]. Lanzhou: Gansu Agricultural University, 2021.
- [13] 朱云飞, 张琪, 黄一伦, 等. 生物炭与硝化抑制剂联合施用对热带菜地土壤硝化过程及 N_2O 排放的影响[J]. 热带作物学报, 2021, 42(10): 3042-3048. ZHU Y F, ZHANG Q, HUANG Y L, et al. The effect of co-application of biochar and nitrification inhibitor on soil nitrification and N_2O emission in a tropical vegetable soil[J]. *Chinese Journal of Tropical Crops*, 2021, 42(10): 3042-3048.

- [14] 沈晓忆, 夏围围, 张洁, 等. 硝化抑制剂与尿素配施对旱地土壤温室气体排放及硝化微生物的影响[J]. 土壤, 2021, 53(3): 512-521. SHEN X Y, XIA W W, ZHANG J, et al. Effects of combined application of nitrification inhibitor and urea on greenhouse gas emissions and ammonia oxidizer in an upland soil[J]. *Soil*, 2021, 53(3): 512-521.
- [15] MANUNZA B, DEIANA S, PINTORE M, et al. The binding mechanism of urea, hydroxamic acid and N-(N-butyl)-phosphoric triamide to the urease active site. A comparative molecular dynamics study[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31(5): 789-796.
- [16] DAWAR K, ZAMAN M, ROWARTH J S, et al. Urease inhibitor reduces N losses and improves plant-bioavailability of urea applied in fine particle and granular forms under field conditions[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2011, 144(1): 41-50.
- [17] ZHAO Z C, WU D, BOL R, et al. Nitrification inhibitor's effect on mitigating N₂O emissions was weakened by urease inhibitor in calcareous soils[J]. *Atmospheric Environment*, 2017, 166: 142-150.
- [18] 赵自超, 韩笑, 石岳峰, 等. 硝化和脲酶抑制剂对华北冬小麦-夏玉米轮作固碳减排效果评价[J]. 农业工程学报, 2016, 32(6): 254-262. ZHAO Z C, HAN X, SHI Y F, et al. Effect of nitrification and urease inhibitor on carbon sequestration and greenhouse gas emission in winter wheat and summer maize rotation system in north China[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2016, 32(6): 254-262.
- [19] XU X, BOECKX P, WANG Y, et al. Nitrous oxide and methane emissions during rice growth and through rice plants: Effect of dicyandiamide and hydroquinone[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2002, 36(1): 53-58.
- [20] BOECKX P, XU X, CLEEMPUT O. Mitigation of N₂O and CH₄ emission from rice and wheat cropping systems using dicyandiamide and hydroquinone[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2005, 72(1): 41-49.
- [21] 陈家林. 不同氮肥调控措施对麦田土壤氮素转化及温室气体排放的影响[D]. 郑州: 河南农业大学, 2017. CHEN J L. Effects of different nitrogen regulation measures on nitrogen transformation and greenhouse gas emission in wheat field[D]. Zhengzhou: Henan Agricultural University, 2017.
- [22] 赖睿特, 杨涵博, 张克强, 等. 硝化/脲酶抑制剂及生物炭对养殖肥液灌溉土壤氮素转化的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2020, 37(4): 537-543. LAI R T, YANG H B, ZHANG K Q, et al. Effects of nitrification/urease inhibitors and biochar on nitrogen conversion in soil irrigation with digested slurry[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2020, 37(4): 537-543.
- [23] DAWAR K, FAHAD S, JAHANGIR M, et al. Biochar and urease inhibitor mitigate NH₃ and N₂O emissions and improve wheat yield in a urea fertilized alkaline soil[J]. *Scientific Reports*, 2021, 11: 17413.
- [24] HE T H, YUAN J J, LUO J, et al. Combined application of biochar with urease and nitrification inhibitors have synergistic effects on mitigating CH₄ emissions in rice field: A three-year study[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 743: 140500.
- [25] HE T H, LIU D Y, XIANG J, et al. Effects of application of inhibitors and biochar to fertilizer on gaseous nitrogen emissions from an intensively managed wheat field[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 628/629: 121-130.
- [26] 程功, 刘廷玺, 李东方, 等. 生物炭和秸秆还田对于旱区玉米农田土壤温室气体通量的影响[J]. 中国生态农业学报, 2019, 27(7): 1004-1014. CHENG G, LIU T X, LI D F, et al. Effects of biochar and straw on greenhouse gas fluxes of corn fields in arid regions[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2019, 27(7): 1004-1014.
- [27] 姜亮, 张忠庆, 刘金华, 等. 新型硝化抑制剂NP对黑土无机氮转化的影响[J]. 河北农业科学, 2016, 20(5): 40-44. JIANG L, ZHANG Z Q, LIU J H, et al. Effects of new nitrification inhibitor on inorganic nitrogen transformation in black soil[J]. *Journal of Hebei Agricultural Sciences*, 2016, 20(5): 40-44.
- [28] 王静, 王允青, 张凤芝, 等. 脲酶/硝化抑制剂对沿淮平原水稻产量、氮肥利用率及稻田氮素的影响[J]. 水土保持学报, 2019, 33(5): 211-216. WANG J, WANG Y Q, ZHANG F Z, et al. Effects of urease/nitrification inhibitor on yield and nitrogen utilization efficiency of rice and soil nitrogen of paddy field in plain along the Huaihe River[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2019, 33(5): 211-216.
- [29] 潘凤娥, 胡俊鹏, 索龙, 等. 添加玉米秸秆及其生物炭对砖红壤N₂O排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(2): 396-402. PAN F E, HU J P, SUO L, et al. Effect of corn stalk and its biochar on N₂O emissions from latosol soil[J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2016, 35(2): 396-402.
- [30] 吴玉洁, 孙亚娇, 郭昕晔, 等. 麦秸和烟秆生物炭对氮肥硝化作用及N₂O和NH₃排放的影响[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2019, 47(11): 60-66, 76. WU Y J, SUN Y J, GUO X Y, et al. Impact of wheat straw and tobacco stalk biochar on nitrification of nitrogenous and N₂O and NH₃[J]. *Journal of Northwest A&F University (Natural Science Edition)*, 2019, 47(11): 60-66, 76.
- [31] 周新伟, 邱业先, 沈明星, 等. 茶多酚与尿素配合施用对水稻产量及土壤氮含量的影响[J]. 江苏农业科学, 2013, 41(12): 52-54. ZHOU X W, QIU Y X, SHEN M X, et al. Effects of combined application of tea polyphenols and urea on rice yield and soil nitrogen content[J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2013, 41(12): 52-54.
- [32] 王小彬, BAILEY L D, GRANT C A, 等. 关于几种土壤脲酶抑制剂的作用条件[J]. 植物营养与肥料学报, 1998, 4(3): 211-218. WANG X B, BAILEY L D, GRANT C A, et al. The acting conditions of some urease inhibitors in soil[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 1998, 4(3): 211-218.
- [33] 黄坚雄, 隋鹏, 高旺盛, 等. 华北平原玉米-大豆间作农田温室气体排放及系统净温室效应评价[J]. 中国农业大学学报, 2015, 20(4): 66-74. HUANG J X, SUI P, GAO W S, et al. Effect of maize-soybean intercropping on greenhouse gas emission and the assessment of net greenhouse gas balance in North China Plain[J]. *Journal of China Agricultural University*, 2015, 20(4): 66-74.
- [34] LIU Y C, WHITMAN W B. Metabolic, phylogenetic, and ecological diversity of the methanogenic archaea[J]. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 2008, 1125(1): 171-189.
- [35] 刘娇, 高健, 赵英. 玉米秸秆及其黑炭添加对黄绵土氮素转化的影

- 响[J]. 土壤学报, 2014, 51(6): 1361–1368. LIU J, GAO J, ZHAO Y. Effects of addition of both maize stalk and its biochar to loess soil on N transformations[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2014, 51(6): 1361–1368.
- [36] RICHARDSON D, FELGATE H, WATMOUGH N, et al. Mitigating release of the potent greenhouse gas N_2O from the nitrogen cycle could enzymic regulation hold the key? [J]. *Trends in Biotechnology*, 2009.
- [37] 曹文超, 郭景恒, 宋贺, 等. 设施菜田土壤pH和初始C/ NO_3^- 对反硝化产物比的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2017, 23(5): 1249–1257. CAO W C, GUO J H, SONG H, et al. Effects of pH and initial labile C/ NO_3^- ratio on denitrification in a solar greenhouse vegetable soil[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2017, 23(5): 1249–1257.
- [38] 李平, 魏玮, 郎漫. 不同水分对半干旱地区砂壤土温室气体排放的短期影响[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(5): 1124–1132. LI P, WEI W, LANG M. Short-term effects of different soil moisture contents on greenhouse gas emissions from sandy loam soils in semi-arid regions[J]. *Journal Agro-Environmental Science*, 2021, 40(5): 1124–1132.
- [39] ZHANG A, CUI L, PAN G, et al. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake Plain, China[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2010, 139(4): 469–475.
- [40] 孙丽惠, 李中强. 北方旱地农田主要温室气体排放研究进展[J]. 辽宁农业科学, 2020(2): 52–56. SUN L H, LI Z Q. Progress in the research on major greenhouse gas emissions in the northern dry farmland[J]. *Liaoning Agricultural Sciences*, 2020(2): 52–56.
- [41] DOBBIE K E, SMITH K A. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N_2O emissions from an imperfectly drained gleysol[J]. *European Journal of Soil Science*, 2001, 52(4): 667–673.
- [42] 梁蕊芳. 增效氮肥对马铃薯氮素吸收利用及土壤温室气体排放的影响[D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2019. LIANG R F. Effect of efficiency enhanced nitrogen fertilizer on potato nitrogen uptake and soil greenhouse gas emission[D]. Hohhot: Inner Mongolia Agricultural University, 2019.
- [43] 何飞飞, 荣湘民, 梁运珊, 等. 生物炭对红壤菜田土壤理化性质和 N_2O 、 CO_2 排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(9): 1893–1900. HE F F, RONG X M, LIANG Y S, et al. Effects of biochar on soil physicochemical properties and N_2O and CO_2 emissions from vegetable-planting red soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(9): 1893–1900.
- [44] 臧祎娜, 周晓丽, 解东友, 等. 硝化抑制剂DCD和NP对温室菜田土壤氮素转化及 N_2O 、 CO_2 排放的影响[J]. 江苏农业科学, 2018, 46(20): 333–337. ZANG Y N, ZHOU X L, XIE D Y, et al. Effects of nitrification inhibitors DCD and NP on vegetable soil nitrogen transformation and N_2O and CO_2 emissions in greenhouse[J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2018, 46(20): 333–337.
- [45] LUO Y, DURENKAMP M, NOBILI M D, et al. Short term soil priming effects and the mineralisation of biochar following its incorporation to soils of different pH[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2011, 43(11): 2304–2314.
- [46] RUTIGLIANO F A, ROMANO M, MARZAIOLI R, et al. Effect of biochar addition on soil microbial community in a wheat crop[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2014, 60: 9–15.
- [47] ZAVALLONI C, ALBERTI G, BIASIOL S, et al. Microbial mineralization of biochar and wheat straw mixture in soil: A short-term study[J]. *Applied Soil Ecology*, 2011, 50(1): 45–51.
- [48] KEILUWEIT M, NICO P S, JOHNSON M G, et al. Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon(biochar)[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(4): 1247–1253.
- [49] 张星, 刘杏认, 张晴雯, 等. 生物炭和秸秆还田对华北农田玉米生育期土壤微生物量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(10): 1943–1950. ZHANG X, LIU X R, ZHANG Q W, et al. Effects of biochar and straw returning on soil microbial biomass during maize growth season in North China Plain[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(10): 1943–1950.
- [50] DING W X, YU H Y, CAI Z C. Impact of urease and nitrification inhibitors on nitrous oxide emissions from fluvo-aquic soil in the North China Plain[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2011, 47(1): 91–99.
- [51] 李学红, 李东坡, 武志杰, 等. 脲酶/硝化抑制剂在黑土和褐土中对尿素氮转化的调控效果[J]. 应用生态学报, 2021, 32(4): 1352–1360. LI X H, LI D P, WU Z J, et al. Effects of urease/nitrification inhibitors on urea nitrogen conversion in black soil and cinnamon soil [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2021, 32(4): 1352–1360.
- [52] PEREIRA J, BARNEZE A S, MISSELBOOK T H, et al. Effects of a urease inhibitor and aluminium chloride alone or combined with a nitrification inhibitor on gaseous N emissions following soil application of cattle urine[J]. *Biosystems Engineering*, 2013, 115(4): 396–407.
- [53] 周旋, 吴良欢, 戴锋. 生化抑制剂组合对黄泥田土壤尿素态氮转化的影响[J]. 水土保持学报, 2015, 29(5): 95–100, 123. ZHOU X, WU L H, DAI F. Effects of combined biochemical inhibitors on transformation of urea-N in yellow clayey soil[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2015, 29(5): 95–100, 123.
- [54] SPOKAS K A, KOSKINEN W C, BAKER J M, et al. Impacts of wood-chip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a Minnesota soil[J]. *Chemosphere*, 2009, 77: 574–581.
- [55] LEHMAN J, GAUNT J, RONDON M. Biochar sequestration in terrestrial ecosystems: A review[J]. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2006, 11(2): 403–427.
- [56] YAN Y A, TOYOKA K, OKAZAKI M. Effects of charcoal addition on N_2O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments[J]. *Soil Science & Plant Nutrition*, 2007, 53(2): 181–188.
- [57] AAMER M, SHAABAN M, HASSAN M U, et al. Biochar mitigates the N_2O emissions from acidic soil by increasing the *nosZ* and *nirK* gene abundance and soil pH[J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 255: 109891.
- [58] WANG C, LU H H, DONG D, et al. Insight into the effects of biochar on manure composting: Evidence supporting the relationship between

- N₂O emission and denitrifying community[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(13):7341-7349.
- [59] LEHMANN J, FOSEPH S. Biochar for environmental management: Science and technology[M]. Loudon: Earthscan, 2009.
- [60] 翟俊, 马宏璞, 陈忠礼, 等. 湿地甲烷厌氧氧化的重要性和机制综述[J]. 中国环境科学, 2017, 37(9):3506-3514. ZHAI J, MA H P, CHEN Z L, et al. Review on the importance and mechanisms of anaerobic oxidation of methane in wetlands[J]. *Chinese Environmental Science*, 2017, 37(9):3506-3514.
- [61] ROBERTS K G, GLOY B A, JOSEPH S, et al. Life cycle assessment of biochar systems: Estimating the energetic, economic, and climate change potential[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(2):827-833.
- [62] 于海洋, 杨玉婷, 马静, 等. 硝化抑制剂对覆膜稻田CH₄和N₂O排放的影响[J]. 生态环境学报, 2017, 26(3):461-467. YU H Y, YANG Y T, MA J, et al. Effects of nitrification inhibitor application on CH₄ and N₂O emissions from plastic mulched rice fields[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2017, 26(3):461-467.
- [63] SERGIO M, BARRENA I, SETIEN I, et al. Efficiency of nitrification inhibitor DMPP to reduce nitrous oxide emissions under different temperature and moisture conditions[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2012, 53:82-89.
- [64] GULLEDGE J, DOYLE A P, SCHIMEL J P. Different NH₄⁺-inhibition patterns of soil CH₄ consumption: A result of distinct CH₄-oxidizer populations across sites? [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1997, 29(1):13-21.
- [65] LIANG B, LEHMANN J, SOLOMON D, et al. Black carbon increases cation exchange capacity in soils[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2006, 70(5):1719-1730.
- [66] 李博, 李巧玲, 范长华, 等. 施用生物炭与硝化抑制剂对菜地综合温室效应的影响[J]. 应用生态学报, 2014, 25(9):2651-2657. LI B, LI Q L, FAN C H, et al. Effects of biochar and nitrification inhibitor incorporation on global warming potential of a vegetable field in Nanjing, China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2014, 25(9):2651-2657.

(责任编辑:宋潇)