

不同水分条件下海南红壤 N_2O 排放对不同碳源添加的响应

朱启林, 刘丽君, 何秋香, 刘金霞, 曹明, 伍延正, 汤水荣, 孟磊, 柯用春

引用本文:

朱启林, 刘丽君, 何秋香, 刘金霞, 曹明, 伍延正, 汤水荣, 孟磊, 柯用春. 不同水分条件下海南红壤 N_2O 排放对不同碳源添加的响应[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(4): 898–908.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0733>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

添加生物炭对海南燥红壤 N_2O 和 CO_2 排放的影响

刘丽君, 朱启林, 李凯凯, 李淼, 孟磊, 伍延正, 汤水荣, 何秋香

农业环境科学学报. 2021, 40(9): 2049–2056 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0187>

水氮耦合对设施土壤 N_2O 和 NO 排放的影响

吕金东, 张丽媛, 虞娜, 邹洪涛, 张玉玲, 张玉龙

农业环境科学学报. 2021, 40(6): 1366–1376 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1217>

不同水分对半干旱地区砂壤土温室气体排放的短期影响

李平, 魏玮, 郎漫

农业环境科学学报. 2021, 40(5): 1124–1132 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1377>

不同改良剂对旱地苹果园温室气体排放的影响

李钊, 刘帅, 丁艳宏, 孙文浩, 高晓东, 赵西宁

农业环境科学学报. 2021, 40(1): 227–236 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0846>

双氰胺减少铵态氮肥施用后潮土 N_2O 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

朱启林, 刘丽君, 何秋香, 等. 不同水分条件下海南红壤 N₂O 排放对不同碳源添加的响应[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(4): 898–908.

ZHU Q L, LIU L J, HE Q X, et al. Response of N₂O emissions from Hainan red soil to different carbon sources under different moisture conditions[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(4): 898–908.



开放科学 OSID

不同水分条件下海南红壤 N₂O 排放对不同碳源添加的响应

朱启林^{1,2}, 刘丽君², 何秋香², 刘金霞², 曹明¹, 伍延正², 汤水荣², 孟磊², 柯用春^{1*}

(1. 海南省三亚市农业农村局, 海南 三亚 572000; 2. 海南大学热带作物学院, 海口 570228)

摘要:为探讨添加不同水分条件下土壤 N₂O 排放对碳源添加的响应,以无任何添加的土壤为空白处理(CK),设置 B1、B2 两个生物炭处理(B1:生物炭添加量为土壤质量的 1%;B2:生物炭添加量为土壤质量的 2%)和秸秆处理 S(水稻秸秆添加量为土壤质量的 2.75%,秸秆用量与制备 B1 的秸秆用量相当),同时设置 45% 持水量 W1(模拟干旱)、75% 持水量 W2(适中)和 100% 持水量 W3(淹水)3 个水分条件,培养 25 d。结果表明:不同水分条件下土壤 NH₄⁺-N 含量为 W1>W2>W3,NO₃⁻-N 含量为 W3>W2>W1。土壤水分显著影响 N₂O 排放,相比 W1,CK、S、B1、B2 处理在 W2 和 W3 水分条件下的 N₂O 累积排放量分别增加 806.2%、455.8%、713.2%、311.3% 和 798.6%、315.3%、801.6%、661.7%。W1 和 W2 水分条件下,相比 CK,秸秆添加显著增加土壤 N₂O 累积排放量,增幅分别为 80.9% 和 10.9%。添加生物炭在各水分条件下均降低土壤 N₂O 累积排放量,水分含量越高,降幅越大,B1 和 B2 降幅分别为 25.7%~33.5% 和 22.9%~65.0%。研究表明,海南红壤中添加生物炭可以减少土壤 N₂O 排放,而秸秆还田在持水量小于 75% 时可增加土壤 N₂O 排放,在淹水条件下可降低土壤 N₂O 排放。

关键词:生物炭;秸秆;土壤 N₂O 排放;土壤水分;硝化作用

中图分类号:S154.1 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2022)04-0898-11 doi:10.11654/jaes.2021-0733

Response of N₂O emissions from Hainan red soil to different carbon sources under different moisture conditions

ZHU Qilin^{1,2}, LIU Lijun², HE Qiuxiang², LIU Jinxia², CAO Ming¹, WU Yanzheng², TANG Shuirong², MENG Lei², KE Yongchun^{1*}

(1. Agriculture and Rural Affairs Bureau of Sanya City Hainan Province, Sanya 572000, China; 2. College of Tropical Crops, Hainan University, Haikou 570228, China)

Abstract: To explore the response of soil N₂O emission to carbon sources addition under different water conditions, two biochar treatments B1 and B2 were set up (B1: the amount of biochar added was 1% of the soil mass, B2: the amount of biochar added was 2% of the soil mass), straw treatment S (the amount of rice straw added was 2.75% of the soil mass, and the amount of straw was equivalent to that of B1) and 3 moisture conditions were set at the same time. In addition, a control treatment with no added soil, as the blank treatment (CK), was set up. Each treatment was cultivated for 25 d under the conditions of 45% of the maximum soil water holding capacity W1 (simulated drought), 75% of the maximum soil water holding capacity W2 (moderate), and 100% of the maximum soil water holding capacity W3 (flooding). Results showed that the level of NH₄⁺-N content in soil under different water conditions was in this order: W1>W2>W3, and the level of NO₃⁻-N content was in this order: W3>W2>W1. Soil moisture significantly affected N₂O emissions. Compared with W1, the cumulative N₂O emissions of CK treatment under W2 and W3 moistures increased by 806.2% and 798.6%, respectively; S increased by 455.8% and 315.3%, respectively; and B1 treatments increased by 713.2% and 801.6%, B2 treatments increased by 311.3% and 661.7%.

收稿日期:2021-06-25 录用日期:2021-11-15

作者简介:朱启林(1991—),男,博士研究生,主要研究方向为土壤氮循环。E-mail:1017023948@qq.com

*通信作者:柯用春 E-mail:key1318119@163.com

基金项目:国家自然科学基金项目(42067008,41701267);海南省自然科学基金高层次人才项目(320RC493)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China (42067008, 41701267); High Level Talents Project of Hainan Natural Science Foundation(320RC493)

respectively. Under the water conditions of W1 and W2, the addition of straw (S) significantly increased the cumulative emission of soil N₂O compared with CK by 80.9% and 10.9%, respectively. The addition of biochar (B1, B2) reduced the cumulative emission of soil N₂O under all moisture conditions. The higher the moisture content, the greater the reduction in soil N₂O emission. The decrease in B1 and B2 was 25.7%~33.5% and 22.9%~65.0%, respectively. The results of this study show that the addition of biochar to Hainan red soil can reduce soil N₂O emissions; however, straw returning to the field can increase soil N₂O emissions when the water holding capacity is less than 75%, and can reduce soil N₂O emissions under flooding conditions.

Keywords: biochar; straw; soil N₂O emission; soil moisture; nitrification

近年来随着温室气体排放的增加,全球气候变暖已成为亟需解决的环境问题^[1]。N₂O作为主要的温室气体,对温室效应的贡献不容忽视^[2]。SMITH等^[3]认为,人类活动排放的N₂O有84%来自农业生产。因此,降低农田土壤N₂O排放,对减缓气候变暖具有重要意义^[4]。

微生物参与的硝化和反硝化过程是土壤N₂O排放的重要途径。生物炭可以提高土壤碳储量^[5],进而影响到微生物活性及其氮底物的获取,由此可能对N₂O排放产生影响。生物炭大多呈碱性,施入土壤后会引引起土壤pH升高^[6],导致氨氧化细菌和氨氧化古菌群落结构和丰度发生改变,从而影响土壤硝化和反硝化等N₂O的产生过程^[7],改变土壤N₂O排放。研究显示,土壤中添加生物炭会抑制N₂O排放^[8],N₂O减排效果与生物炭施用量呈正相关关系^[9]。但也有研究指出,添加生物炭不能降低土壤N₂O排放^[10-11]。秸秆还田作为重要的农田土壤健康管理措施,已被证实能提高土壤肥力、增加土壤碳储量^[12],此外,秸秆还田也会影响土壤N₂O排放^[13]。与生物炭还田对N₂O排放的影响相同,秸秆还田对N₂O排放的作用效果也有截然不同的报道。WANG等^[14]和CAO等^[15]发现,秸秆还田降低了农田土壤N₂O排放。而许多研究结果支持秸秆还田增加农田土壤N₂O排放的观点^[16-18]。由此可见,生物炭或秸秆还田对土壤N₂O排放的作用效果尚未取得共识,还需要综合土壤固碳能力和温室气体排放两方面进行评价^[19]。

土壤水分是影响土壤微生物过程的重要因素,对土壤微生物代谢活动、硝化和反硝化过程具有决定性作用^[20]。水分条件在30%~60%充水孔隙度(WFPS)时,硝化作用是产生N₂O的主要过程,而当WFPS>70%时,N₂O主要来源于反硝化过程^[21]。张世洁等^[22]研究发现,农田灌水后,土壤N₂O剧烈排放主要来源于反硝化作用过程。农业生产中,不同作物对水分条件要求不同,因此土壤水分含量变化幅度大,如旱地土壤水分条件很多时候只有田间持水量的45%或者更低,蔬菜地等灌溉条件好的土壤水分达到田间最大

持水量的75%,水稻种植的大部分时间土壤水分是饱和的并且田面要覆水。土壤水分调控土壤硝化和反硝化过程的发生,决定了硝化和反硝化的强度和优势。在好氧条件下,水分增加会促进土壤有机氮矿化^[23],同时会对无机氮转化过程中N₂O的产生造成影响^[24]。生物炭或秸秆的添加会改变土壤孔隙结构;生物炭本身大孔隙结构的特点,有利于氧气的储存,为好氧微生物提供了生存环境;而土壤中加入秸秆后,会导致微生物活性增强,造成土壤微区缺氧,进而使土壤形成厌氧环境。前期研究指出,60%WFPS是土壤硝化和反硝化转化的阈值^[25],土壤中施入生物炭或秸秆后,是否会导致这一阈值的改变,进而引起土壤N₂O排放的改变,仍需深入探究。

海南是我国唯一热带岛屿省份,其充沛的水热资源使该地区物质循环彻底,红壤为该地区典型的种植土壤,强烈的物质循环导致土壤养分贫瘠、保肥性能差。瓜菜-水稻轮作是海南典型的种植模式,为保证产量,通常需要大量的肥料投入,同时,在水稻种植过程中,水分长期处于饱和状态,而冬季瓜菜种植时,土壤水分基本保持在田间持水量的75%。瓜菜-水稻轮作过程中,水分的交替变换必然引起土壤N₂O排放的变化。通常情况下,土壤水分会对硝化和反硝化过程产生影响,施加生物炭或秸秆还田后,土壤孔隙增加,同时土壤pH提高,进而改变硝化反硝化进程。不同水分条件下,生物炭添加和秸秆还田对土壤N₂O排放的影响还需进一步验证。基于此,本文选取海南地区典型的红壤,通过室内培养试验探究不同水分条件下,生物炭和秸秆添加对土壤N₂O排放的影响,期为农田温室气体减排提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤采自海南省乐东万钟实验基地,该基地位于海南省乐东黎族自治县尖峰镇(18°39'N, 108°47'E),土壤为浅海沉积物发育的红壤,该地常年进

行瓜菜-水稻轮作。采集0~20 cm表层土壤,风干后去除土壤中植物根系和石砾等,过2 mm筛备用,另取部分土壤用于测定土壤理化指标。供试生物炭为水稻秸秆在400 ℃条件下厌氧热解制备而成。供试秸秆为水稻秸秆,生物炭和秸秆经烘干、粉碎后过2 mm筛备用。土壤基本理化性质见表1。生物炭和水稻秸秆基本理化性质见表2。

1.2 试验方法

1.2.1 试验设计

培养试验共设CK(空白),B1、B2两个生物炭处理(B1:生物炭添加量为土壤质量的1%,B2:生物炭添加量为土壤质量的2%)和秸秆处理S(水稻秸秆添加量为土壤质量的2.75%,秸秆用量与制备B1的秸秆用量相当)4种处理,每个处理设3个水分条件,分别为W1(45%土壤田间持水量)、W2(75%土壤田间持水量)和W3(100%土壤田间持水量,模拟淹水条件,淹水1 cm),共计12个处理,具体见表3。

1.2.2 培养试验

称取200.00 g供试土壤(以干土计),按上述要求分别添加相应质量的生物炭和秸秆,充分混合后装入250 mL锥形瓶中,向锥形瓶内均匀滴加相应质量的蒸馏水,使土壤含水量分别达到田间持水量的45%、75%和100%。土壤活化7 d后向锥形瓶中加入1 mL纯氮量为30 mg的尿素溶液,折合加入氮150 mg·kg⁻¹。用保鲜膜封住瓶口,并用针头在保鲜膜上扎3个小孔,用于空气流通,且能减少水分散发,扎口后将锥形瓶置于30 ℃的恒温培养箱中培养25 d,培养过程通过称取质量的方法每4 d补充一次水分以维持土壤水分恒定。每处理设6个重复,其中3个重复用于

测定N₂O和CO₂气体排放通量,其余的用于土壤矿质氮含量测定。

分别在添加氮素后第5、9、13、19 d和23 d进行土壤采集,用于测定土壤NH₄⁺-N和NO₃⁻-N含量,第1、2、4、6、7、10、14、20 d和24 d进行气体采集。采样前,去掉保鲜膜,向锥形瓶内吹入数分钟高纯空气以驱除瓶内气体,随后迅速用硅胶塞塞住瓶口,用704胶密封瓶口和瓶塞之间空隙。在密封锥形瓶后第0、40 min分别用25 mL注射器通过硅胶塞的中间取样口采集瓶中气体,采集气体时,反复推拉注射器多次,以混合锥形瓶内气体,然后立即抽气至预先准备好的集气瓶中^[26]。

1.3 指标测定

土壤NH₄⁺-N和NO₃⁻-N含量测定:先用2 mol·L⁻¹ KCl溶液浸提土壤(液土比5:1),于室温下200 r·min⁻¹振荡1 h,用定量滤纸过滤,滤液中的NH₄⁺-N含量采用靛酚蓝比色法(625 nm)测定,NO₃⁻-N含量采用紫外双波长(220 nm和275 nm)分光光度法测定。土壤pH采用电位法以土水比1:2.5进行测定;田间持水量用环刀法测定;有机碳采用重铬酸钾-硫酸消化法测定;全氮采用半微量凯氏定氮法测定;土壤有效磷用盐酸-氟化铵浸提,钼蓝比色法测定;速效钾用火焰

表3 试验设计方案
Table 3 Experimental design

水分条件 Water condition	CK	B1	B2	S
W1	CK-W1	B1-W1	B2-W1	S-W1
W2	CK-W1	B1-W2	B2-W2	S-W2
W3	CK-W1	B1-W3	B2-W3	S-W3

表1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Basic chemical and physical properties of tested soil

有机质 Organic matter/ (g·kg ⁻¹)	全氮 Total nitrogen/ (g·kg ⁻¹)	全磷 Total phosphorus/ (g·kg ⁻¹)	全钾 Total potassium/ (g·kg ⁻¹)	pH	碱解氮 Available nitrogen/ (mg·kg ⁻¹)	有效磷 Available phosphorus/ (mg·kg ⁻¹)	速效钾 Available potassium/(mg·kg ⁻¹)	阳离子交换 量CEC/ (cmol·kg ⁻¹)	容重 Bulk density/ (g·cm ⁻³)
3.19	0.41	0.24	0.78	6.57	53.47	71.90	127.78	3.62	1.59

表2 供试生物炭和秸秆理化性质

Table 2 Chemical and physical properties of biochar and straw

类型 Type	总碳 Total carbon/ (g·kg ⁻¹)	全氮 Total nitrogen/ (g·kg ⁻¹)	pH	全磷 Total phosphorus/ (mg·kg ⁻¹)	全钾 Total potassium/ (mg·kg ⁻¹)	阳离子交换量 CEC/ (cmol·kg ⁻¹)	C/N	比表面积 Specific surface area/(m ² ·g ⁻¹)
生物炭 Biochar	636.45	17.32	8.66	3.12	40.73	47.86	36.75	3.75
秸秆 Straw	459.09	6.32	6.52	1.64	21.14	—	72.64	—

光度法测定;阳离子交换量用乙酸铵交换-蒸馏法测定^[27]。气体样品中N₂O和CO₂浓度用气相色谱仪(岛津GC-2014)测定。

1.4 数据处理

N₂O排放通量和CO₂排放通量计算公式为:

$$F = \frac{\rho \times \Delta c \times V \times 273}{W \times \Delta t \times (273 + T)}$$

式中: F 为N₂O排放通量或CO₂排放通量, $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 或 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$; ρ 为标准状态下N₂O-N或CO₂-C的密度, $1.25 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ 或 $0.536 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$; $\Delta c/\Delta t$ 为单位时间内锥形瓶内气体浓度增加量; V 为锥形瓶内顶部空间体积, m^3 ; T 为培养温度, $^{\circ}\text{C}$; W 为培养烘干土质量, kg 。

N₂O累积排放量和CO₂累积排放量计算公式为:

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

式中: M 为N₂O累积排放量或CO₂累积排放量, $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 或 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; t 为采样时间, d ; i 为采样次数; n 为总测定次数; $t_{i+1}-t_i$ 为两次采样的间隔天数, d 。

试验数据采用SPSS 18.0软件进行方差分析(One-way ANOVA)和多因素方差分析,采用Duncan法检验不同处理下土壤理化性质和气体排放速率等指标的差异显著性。采用Excel 2016进行数据整理,

采用Origin Pro 8.5做图。

2 结果与分析

2.1 土壤N₂O排放通量和累积排放量

2.1.1 土壤N₂O排放通量对水分的响应

土壤水分显著影响N₂O排放(图1)。不同物料添加下,W2和W3的土壤N₂O排放通量高于W1。CK处理在W2和W3时,第3 d土壤N₂O排放通量开始增加,而S、B1和B2处理在W2和W3水分条件下,第6 d土壤N₂O排放通量开始增加,培养第10 d出现最高峰。S处理土壤中,W2和W3水分条件下,土壤N₂O排放通量高于其他处理。S处理在W1水分条件下,第6 d土壤N₂O排放通量开始增加,峰值出现在第15 d,而B1和B2处理土壤N₂O排放通量在第6 d开始增加,最高排放通量出现在第10 d。不同水分条件下,土壤N₂O排放通量表现为S>CK>B。W2和W3水分条件下,相比CK,生物炭添加后土壤N₂O排放通量降低。

2.1.2 土壤N₂O累积排放量对水分的响应

水分显著影响土壤N₂O累积排放量(图2)。土壤含水量在W2和W3时的N₂O累积排放量显著高于W1($P<0.05$)。相比W1,W2和W3条件下CK处理的

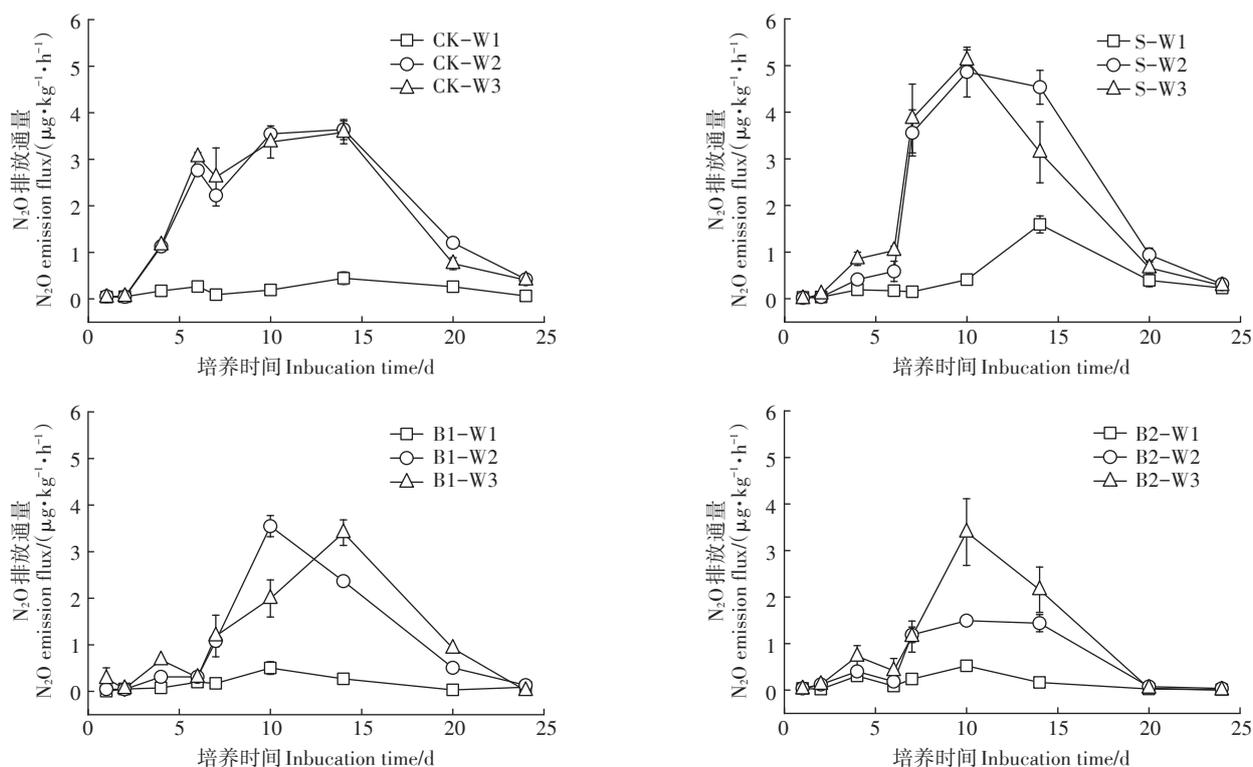
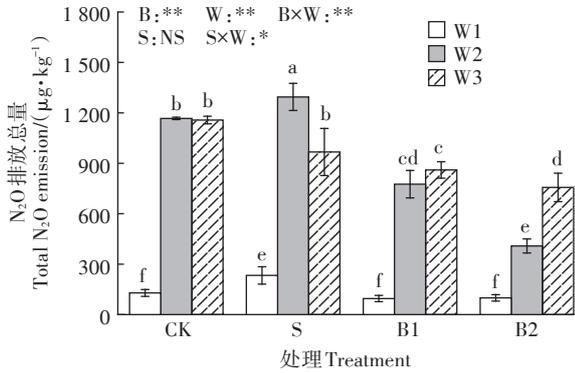


图1 不同水分条件对添加秸秆或生物炭的土壤N₂O排放通量的影响

Figure 1 Effects of different water conditions on the N₂O emission flux from soil with straw or biochar



图中不同小写字母代表处理间差异显著($P<0.05$)。双因素方差分析结果中,B代表生物炭处理,W代表水分处理,S代表秸秆处理;B×W代表水分和生物炭处理的交互效应,S×W代表水分和秸秆处理的交互效应;NS:差异不显著;*: $P<0.05$;**: $P<0.01$ 。下同

Different lowercase letters in the figure indicate significant differences between treatments ($P<0.05$); In the two-way ANOVAs, B represents biochar treatment; W represents water holding capacity treatment; S represents straw treatment; B×W represents the interactive effect of water holding capacity and biochar treatment, S×W represents the interactive effect of water holding capacity and straw treatment; NS: Not-significant; *, $P<0.05$; **, $P<0.01$. The same below

图2 不同水分条件对添加秸秆或生物炭的土壤N₂O累积排放的影响

Figure 2 Effects of different water conditions on the cumulative emission of N₂O from soil with straw or biochar

N₂O累积排放量分别增加806.2%和798.6%;S处理分别增加455.8%和315.3%,且W2显著高于W3($P<0.05$);B1处理分别增加713.2%和801.6%;B2处理分别增加311.3%和661.7%。相同水分条件不同处理土壤N₂O累积排放量相比,W1水分条件下,相比CK,S处理增加80.9%,B1和B2处理分别减少25.9%和22.9%;W2水分条件下,S处理增加10.9%,B1和B2处理分别减少33.5%和65.0%;W3水分条件下,相比CK,S、B1和B2处理分别减少16.4%、25.7%和34.6%。

土壤N₂O排放受土壤含水量及生物炭、秸秆添加的影响,对水分与生物炭和秸秆添加的交互作用分析表明,土壤水分和生物炭添加均极显著影响土壤N₂O排放($P<0.01$),二者交互作用的影响也达到极显著水平($P<0.01$)。秸秆添加对土壤N₂O排放影响不显著,而与水分的交互作用显著影响土壤N₂O排放($P<0.05$)。

2.2 土壤CO₂排放通量和累积排放量

2.2.1 不同水分条件下土壤CO₂排放通量

不同处理土壤CO₂排放通量主要集中在培养前7 d(图3),CK处理3个水分条件(W1、W2和W3)下CO₂的排放峰值分别达到了0.23、0.41、0.49 mg·kg⁻¹·h⁻¹(以CO₂-C计,下同),S处理分别达到0.25、0.45、0.48 mg·

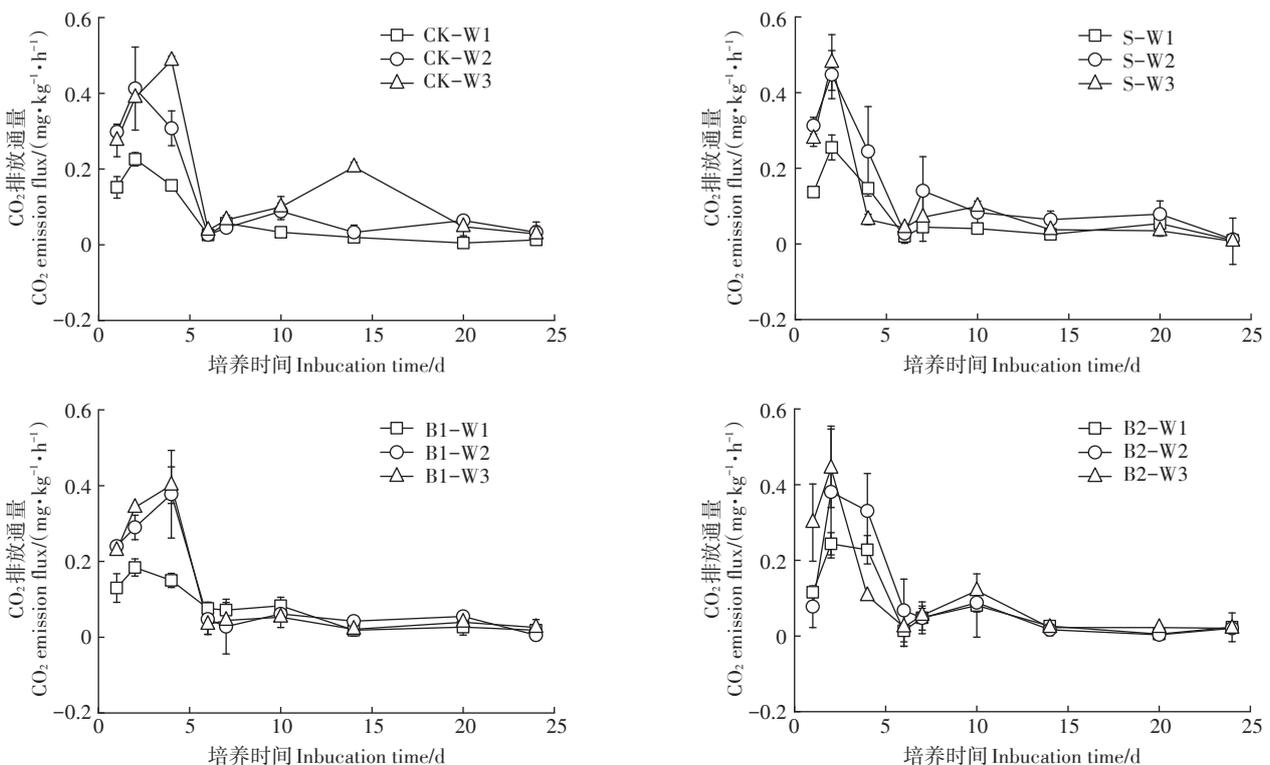


图3 不同水分条件对添加秸秆或生物炭的土壤CO₂排放通量的影响

Figure 3 Effects of different water conditions on the CO₂ emission flux from soil with straw or biochar

kg⁻¹·h⁻¹, B1处理分别达到0.18、0.38、0.40 mg·kg⁻¹·h⁻¹, B2处理分别达到0.24、0.38、0.44 mg·kg⁻¹·h⁻¹。相同水分不同处理之间, CO₂排放通量高峰含量无显著差异。

2.2.2 不同水分条件下土壤CO₂累积排放量

水分和有机物添加均会引起土壤CO₂累积排放量的变化(图4)。CK处理中, CO₂累积排放量为W3>W2>W1,且W1和W3差异达到显著水平($P<0.05$),相比W1, W2和W3土壤CO₂累积排放量分别提高177.9%和247.1%。S处理W2和W3条件下土壤CO₂累积排放量差异显著,且均显著高于W1($P<0.05$),分别提高116.6%和96.3%。B1处理土壤CO₂排放总量在各水分处理间无显著差异, ($P>0.05$),相比W1, W2和W3分别提高27.1%和15.4%。B2处理土壤CO₂累积排放量为W3>W2>W1, W1、W2、W3排放总量分别为29.26、41.92、55.64 mg·kg⁻¹。相同水分不同处理之间土壤CO₂累积排放相比, W1条件时为B1>B2>S>CK,其中, B2和CK、S无显著差异,但却显著低于B1处理;W2条件不同处理中,土壤CO₂累积排放量为S>CK>B1>B2,其中CK和S处理差异不显著,但显著高于B1和B2处理($P<0.05$),相比CK, S、B1和B2处理CO₂累积排放量分别降低8.1%、26.9%和34.4%。W3水分条件下,相比CK, S、B1和B2处理CO₂累积排放量均显著降低($P<0.05$),分别降低33.3%、46.8%和30.3%。

双因素分析显示,土壤水分和生物炭添加均极显著影响土壤CO₂排放($P<0.01$),秸秆添加显著影响土壤CO₂排放($P<0.05$),土壤水分和生物炭二者交互作用的影响也达到极显著水平($P<0.01$),秸秆添加和水分二者交互作用显著影响CO₂排放($P<0.05$)。

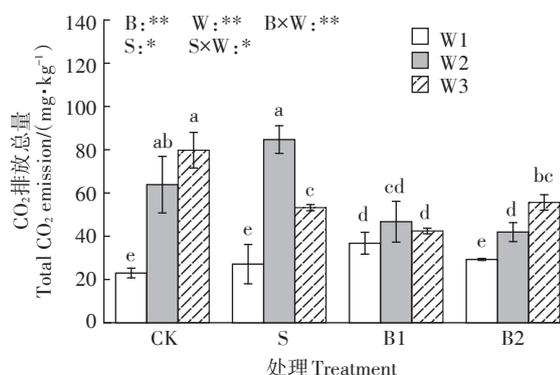


图4 不同水分条件对添加秸秆或生物炭的土壤CO₂累积排放的影响

Figure 4 Effects of different water conditions on the cumulative emission of CO₂ from soil with straw or biochar

2.3 土壤NH₄⁺-N和NO₃⁻-N含量变化

2.3.1 不同水分条件下生物炭或秸秆添加对土壤NH₄⁺-N的影响

各处理中NH₄⁺-N含量如图5所示,土壤中NH₄⁺-N含量随培养时间的延长均呈降低趋势。CK处理中, W2条件下NH₄⁺-N含量最高,其次为W1, W3最低;S处理NH₄⁺-N含量为W1>W2>W3;相比CK处理,土壤中添加生物炭后,土壤中NH₄⁺-N含量发生明显变化, B1和B2处理均表现为W1>W2>W3。双因素分析表明,生物炭添加显著影响土壤NH₄⁺-N含量($P<0.05$),水分极显著影响土壤NH₄⁺-N含量($P<0.01$),二者交互作用的影响也达到显著水平($P<0.05$)。秸秆添加显著影响土壤NH₄⁺-N含量($P<0.05$),秸秆添加和水分二者交互作用极显著影响土壤NH₄⁺-N含量($P<0.01$)。

2.3.2 不同水分条件下生物炭或秸秆添加对土壤NO₃⁻-N的影响

随培养时间延长,土壤NO₃⁻-N含量逐渐升高(图6),不同处理条件下均表现为W3>W2>W1。W3条件下,CK、S、B1和B2的NO₃⁻-N最高含量分别为100.87、102.48、122.91 mg·kg⁻¹和98.19 mg·kg⁻¹,生物炭添加量在B1水平, W3水分条件下土壤NO₃⁻-N含量最高。土壤水分为W1时,CK和S处理的土壤NO₃⁻-N含量均维持在较低水平。双因素分析表明,生物炭添加和水分均极显著影响土壤NO₃⁻-N含量($P<0.01$),二者交互作用的影响也达到显著水平($P<0.05$)。秸秆添加对土壤NO₃⁻-N含量无显著影响,秸秆添加和水分二者交互作用显著影响土壤NO₃⁻-N含量($P<0.05$)。

2.4 水分和物料添加对N₂O和CO₂排放的影响及其相互作用关系

土壤CO₂排放与土壤N₂O排放之间的关系如图7所示。回归分析显示,随土壤CO₂累积排放量的升高,土壤N₂O排放量升高,二者呈线性关系,且达到极显著相关水平($P<0.0001$)。不同水分条件下,土壤N₂O排放在不同物料添加后存在一定差异(图8),回归分析显示,随土壤水分的升高,土壤N₂O排放量升高,其中,CK、S和B1处理随水分升高,呈二次方程关系, B2处理呈线性关系,4个处理均达到极显著相关水平($P<0.001$)。

3 讨论

3.1 秸秆或生物炭添加对土壤N₂O排放的影响

土壤中添加生物炭或秸秆均会引起土壤N₂O排放量的改变^[28]。本研究中,在45%和75%田间持水量

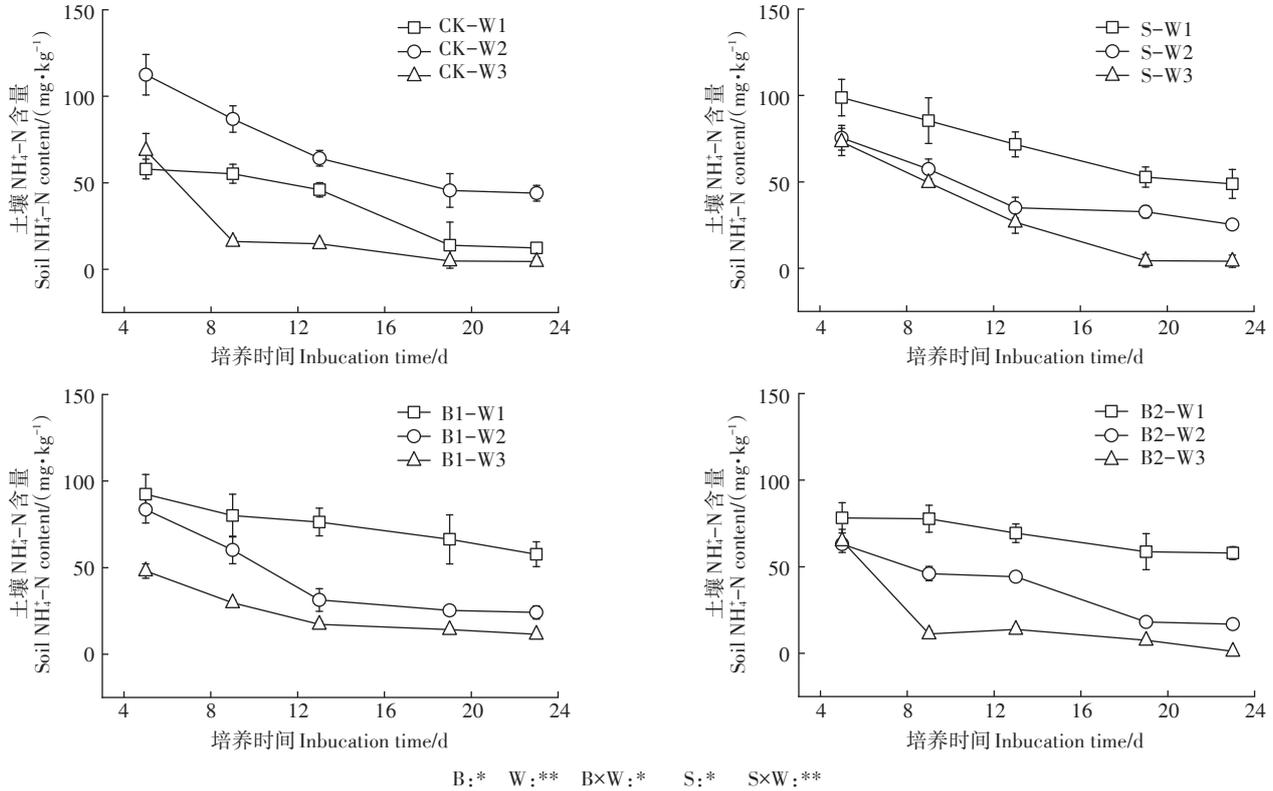


图5 不同水分条件对添加秸秆或生物炭的土壤NH₄⁺-N含量的影响

Figure 5 Effects of different water conditions on the change of NH₄⁺-N content in the soil with straw or biochar

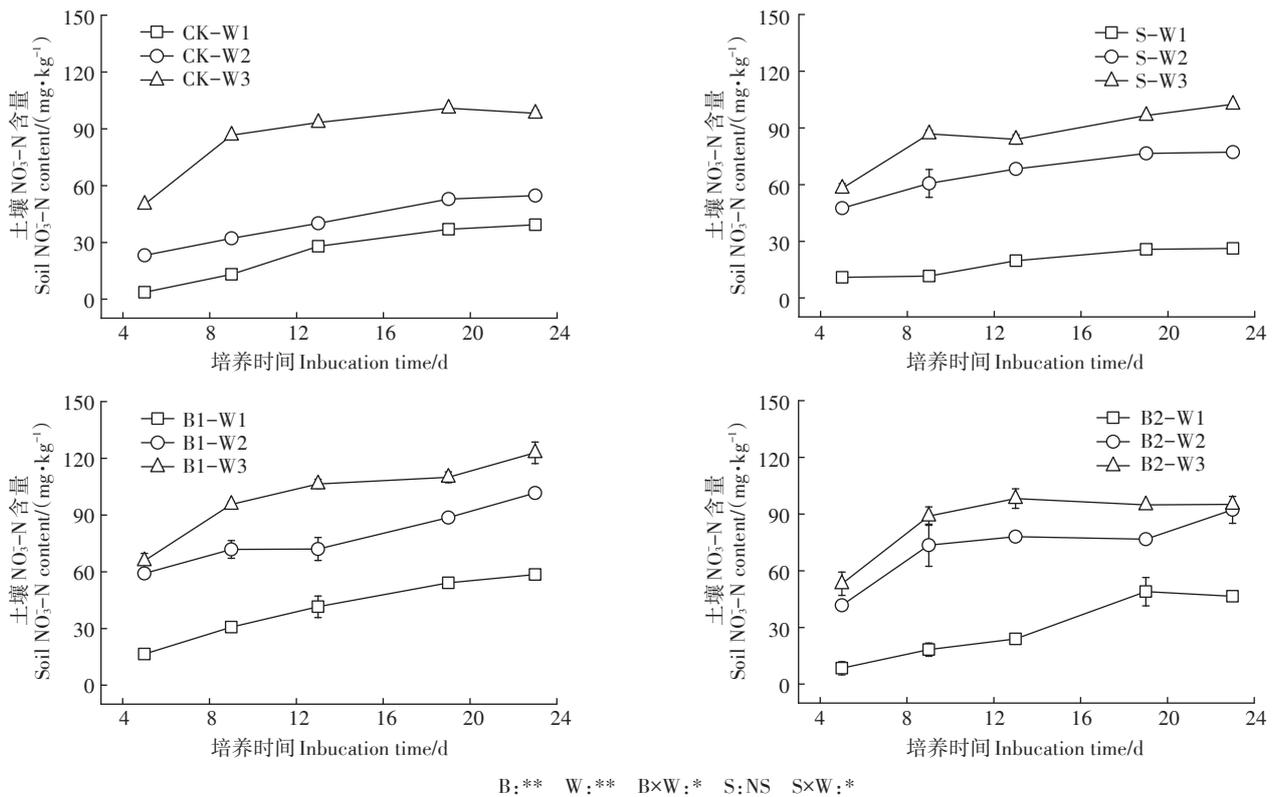
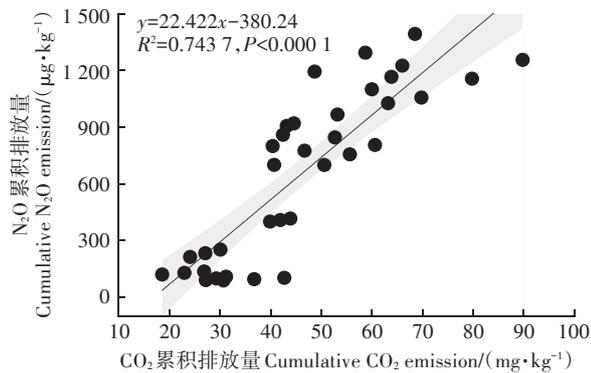
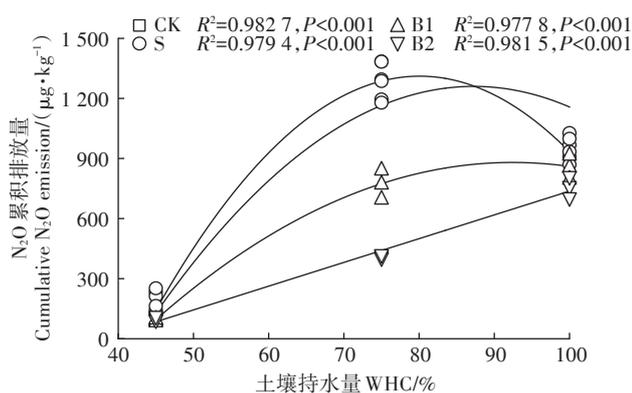


图6 不同水分条件对添加秸秆或生物炭土壤的NO₃⁻-N含量的影响

Figure 6 Effects of different water conditions on the change of NO₃⁻-N content in soil with straw or biochar

图7 土壤CO₂与土壤N₂O排放相关分析Figure 7 Correlation analysis of soil CO₂ and soil N₂O emission图8 土壤水分与土壤N₂O排放相关分析Figure 8 Correlation analysis of soil moisture and soil N₂O emission

时,添加秸秆增加土壤N₂O累积排放量,100%田间持水量时降低了土壤N₂O累积排放量,而添加生物炭在3个水分条件下均降低了土壤N₂O累积排放量,这与多数研究结果一致^[18,17]。LIN等^[29]研究发现,长期秸秆还田降低土壤N₂O排放,而LI等^[30]的研究指出,秸秆还田会导致N₂O排放增加。秸秆还田时间的长短是影响土壤N₂O排放的重要因素,一般认为短期秸秆还田通过增加土壤无机氮和土壤有机碳含量使土壤硝化和反硝化速率发生改变,而长期秸秆还田通过改变土壤C/N影响土壤微生物对氮素的吸收利用,进而影响土壤N₂O排放^[31]。在本研究培养时间段内,秸秆添加后土壤NH₄⁺-N含量降低速度加快,说明秸秆添加促进了土壤硝化过程,同时相比其他处理,NO₃⁻-N含量较低,说明反硝化速率提高,土壤无机氮的快速转化、硝化和反硝化过程速率加快是导致土壤N₂O排放量增加的主要原因。秸秆添加后,土壤pH和土壤透气性提高,土壤CO₂排放量增加(图4),说明土壤呼吸速率加强,参与硝化和反硝化等过程的微生物活性提

高,从而促进了土壤N₂O排放。土壤水分为100%时,秸秆添加降低了土壤N₂O排放量,土壤水分饱和时,土壤呼吸作用受阻,致使土壤微生物活性降低,这可能是淹水条件下秸秆添加降低土壤N₂O排放量的原因。

本试验中,添加生物炭降低土壤N₂O排放量,W2和W3水分条件下,土壤N₂O排放量随生物炭添加量增加而降低,B1和B2处理分别降低25.7%~33.5%和22.9%~65.0%,生物炭施入土壤降低N₂O排放量的主要原因为:(1)生物炭添加后引起土壤透气性提高,减少了土壤厌氧环境,导致反硝化过程中厌氧细菌活性降低,致使反硝化过程受阻,因而降低土壤N₂O排放量;(2)生物炭具有较高的C/N,可以增加土壤氮素的固持,导致土壤硝化反硝化作用底物含量降低,进而减少土壤N₂O排放量;(3)生物炭孔隙丰富,对土壤无机氮具有吸附作用,导致参与硝化反硝化底物的浓度降低,土壤N₂O排放量减少。本文数据显示,生物炭添加后,土壤NH₄⁺-N含量降低缓慢,但NO₃⁻-N含量最高(B1),这说明生物炭添加后,降低了硝化过程,同时生物炭添加可以使NO₃⁻-N在土壤中驻留时间更长,减缓了反硝化过程,有利于土壤N₂O减排。

3.2 不同水分条件下秸秆或生物炭添加对土壤N₂O排放的影响

土壤水分作为调控土壤各微生物过程的重要环境因子,可直接改变土壤硝化和反硝化速率^[32]。本试验结果显示,土壤水分越高,NH₄⁺-N含量越低,NO₃⁻-N含量越高,说明一定范围内水分可以加速硝化进程。45%土壤含水量时,土壤N₂O累积排放量显著低于其他水分,原因在于土壤相对干燥情况下,土壤中氧气充足,土壤N₂O的产生以硝化过程为主,土壤水分增加会导致气体扩散受阻,使土壤中形成嫌气环境,致使土壤硝化作用减缓,从而提高了土壤反硝化过程,而反硝化过程是土壤中重要的N₂O排放过程,因此土壤水分含量升高,会导致土壤N₂O累积排放量增加^[33]。ZHU等^[34]的研究指出,以硝化作用为主的土壤N₂O排放量远低于反硝化作用为主的土壤,这与本研究结果一致。本研究土壤在75%田间持水量时,生物炭添加降低了土壤N₂O累积排放量,生物炭添加后,达到厌氧环境时的水分含量会有所提高,生物炭本身的大孔隙结构有利于氧气的储存,即土壤在此时并未完全形成厌氧环境,这是生物炭降低土壤N₂O排放量的重要原因,而秸秆添加后,会增加土壤N₂O累积排放量,原因在于秸秆的分解需要消耗土壤孔隙中

的氧气,使土壤形成了完全厌氧环境,促使了反硝化过程的进行。土壤硝化和反硝化是由微生物主导的氮素转化过程^[35],水分含量直接影响土壤微生物活性,提高土壤水分后,土壤透气性降低,反硝化过程中厌氧菌活性升高,导致土壤 N₂O 排放量升高^[36]。UCHIDA 等^[37]研究发现,淹水后土壤中反硝化基因(*nirK*、*nirS*、*nosZ*)增加,表明土壤含水量造成土壤透气性发生变化后,反硝化细菌会迅速反应,进而增加土壤 N₂O 排放。本研究结果显示,各水分条件下,添加生物炭土壤 N₂O 排放量均降低,说明生物炭具有很好的降低土壤 N₂O 排放量的作用。

土壤水分是影响土壤呼吸速率的主要因素,通过影响土壤生物与非生物进程影响土壤 CO₂ 的排放^[38]。土壤 CO₂ 排放通量在前 7 d 内反应剧烈,主要原因在于土壤水分状况的变化会引起“Birch 效应”(Birch effect),即土壤水分变化会迅速提高微生物活性,激发土壤呼吸,进而对土壤 N₂O 排放产生影响。本研究中,土壤水分为 45% 和 75% 时,秸秆添加使土壤 N₂O 排放量增加,此时土壤 CO₂ 累积排放量增加,通过回归分析发现,二者存在极显著的正相关关系(图 7),说明秸秆添加后,土壤微生物活性提高,加快了土壤呼吸作用,导致土壤 CO₂ 排放量增加^[39],进而导致土壤 N₂O 排放量增加。水分对土壤呼吸作用的影响一般会持续 2~6 d^[40],这与本试验结果一致。本研究中,培养 10 d 后,土壤 CO₂ 排放通量基本不再随水分变化发生剧烈变化,即土壤呼吸对土壤水分的响应不再敏感,WEI 等^[41]研究发现,土壤 CO₂ 排放在前 27 d 水分为主要影响因素,随培养时间延长,土壤 CO₂ 排放通量不再随水分变化而变化,本试验培养 10 d 后,土壤 CO₂ 排放通量基本稳定,这可能是由培养试验所用土壤不同使水分的响应敏感性不同导致的。土壤含水量过高或过低均会导致土壤呼吸受阻,而在土壤水分接近田间持水量时,土壤呼吸最强烈^[42]。45% 土壤含水量的土壤 CO₂ 累积排放量最低,随水分含量升高,土壤 CO₂ 累积排放量显著升高。DAVIDSON 等^[43]研究发现,在一定范围内,土壤水分含量与土壤呼吸量成显著正相关。本研究中,土壤呼吸与土壤 N₂O 排放存在极显著正相关关系(图 7),说明土壤呼吸作用增强时,土壤 N₂O 排放量也会提高。

4 结论

(1) 土壤水分影响土壤无机氮含量, S、B1 和 B2 处理土壤 NH₄⁺-N 含量为 W1>W2>W3, 4 个处理土壤

NO₃⁻-N 含量均为 W3>W2>W1。

(2) 相比 CK, 生物炭添加在各水分条件下均显著降低了土壤 N₂O 排放量; 秸秆添加在 W1 和 W2 水分条件下增加了土壤 N₂O 排放量, 在 W3 水分条件下降低了土壤 N₂O 排放量。

(3) 随水分含量升高, 秸秆添加后土壤 N₂O 排放量先升高后降低, 在 W2 水分条件时最高; B1 和 B2 处理随水分增加, 土壤 N₂O 排放量增加, 生物炭添加后, W2 水分条件降低了土壤反硝化过程产生的 N₂O。

参考文献:

- [1] CHAI L L, HERNANDEZ-RAMIREZ G, DYCK M, et al. Can fertigation reduce nitrous oxide emissions from wheat and canola fields? [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 745: 141014.
- [2] 胡玉麟, 汤水荣, 陶凯, 等. 优化施肥模式对我国热带地区水稻-豇豆轮作系统 N₂O 和 CH₄ 排放的影响 [J]. *环境科学*, 2019, 40(11): 443-451. HU Y L, TANG S R, TAO K, et al. Effects of optimizing fertilization on N₂O and CH₄ emissions in a paddy-cowpea rotation system in the tropical region of China [J]. *Environmental Science*, 2019, 40(11): 443-451.
- [3] SMITH P, MARTINO D, CAI Z C, et al. Greenhouse gas mitigation in agriculture [J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2008, 363(1492): 789-813.
- [4] AGLIARDI E, ALEXOPOULOS T, CECH C. On the relationship between GHGs and global temperature anomalies: Multi-level rolling analysis and copula calibration [J]. *Environmental and Resource Economics*, 2019, 72(1): 109-133.
- [5] BLANCO-CANQUI H, LAIRD D A, HEATON E A, et al. Soil carbon increased by twice the amount of biochar carbon applied after 6 years: Field evidence of negative priming [J]. *GCB Bioenergy*, 2020, 12(4): 240-251.
- [6] CHEN X J, LEWIS S, HEAL K V, et al. Biochar engineering and ageing influence the spatiotemporal dynamics of soil pH in the rhizosphere [J]. *Geoderma*, 2021, 386: 114919.
- [7] TROY S M, LAWLOR P G, O'FLYNN C J, et al. Impact of biochar addition to soil on greenhouse gas emissions following pig manure application [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 60: 173-181.
- [8] LIU H Y, LI H B, ZHANG A P, et al. Inhibited effect of biochar application on N₂O emissions is amount and time-dependent by regulating denitrification in a wheat-maize rotation system in north China [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 721: 137636.
- [9] FUNGO B, LEHMANN J, KALBITZ K, et al. Ammonia and nitrous oxide emissions from a field Ultisol amended with tithonia green manure, urea, and biochar [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2019, 55(2): 135-148.
- [10] 王启, 兰婷, 赖晶晶, 等. 生物炭添加对不同 pH 紫色土硝化作用及 N₂O 排放的影响 [J]. *土壤*, 2020, 52(6): 1170-1178. WANG Q, LAN T, LAI J J, et al. Effects of biochar application on nitrification and N₂O emission in purple soils with different pH [J]. *Soils*, 2020, 52

- (6):1170-1178.
- [11] 向伟,王雷,刘天奇,等.生物炭与无机氮配施对稻田温室气体排放及氮肥利用率的影响[J].中国农业科学,2020,53(22):114-125. XIANG W, WANG L, LIU T Q, et al. Effects of biochar plus inorganic nitrogen on the greenhouse gas and nitrogen use efficiency from rice fields[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2020, 53(22):114-123.
- [12] WANG L, YUAN X L, LIU C, et al. Soil C and N dynamics and hydrological processes in a maize-wheat rotation field subjected to different tillage and straw management practices[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2019, 285:106616.
- [13] MANEPITAK S, ULLAH H, DATTA A, et al. Effects of water and rice straw management practices on water savings and greenhouse gas emissions from a double-rice paddy field in the Central Plain of Thailand[J]. *European Journal of Agronomy*, 2019, 107:18-29.
- [14] WANG N, LUO J L, JUHASZ A L, et al. Straw decreased N₂O emissions from flooded paddy soils via altering denitrifying bacterial community compositions and soil organic carbon fractions[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2020, 96(5):f1aa046.
- [15] CAO Y, SHAN Y, WU P, et al. Mitigating the global warming potential of rice paddy fields by straw and straw-derived biochar amendments[J]. *Geoderma*, 2021, 396:115081.
- [16] 许宏伟,李娜,冯永忠,等.氮肥和秸秆还田方式对麦玉米轮作土壤N₂O排放的影响[J].环境科学,2020,41(12):5668-5676. XU H W, LI N, FENG Y Z, et al. Effects of nitrogen fertilizer and straw returning methods on N₂O emission in wheat-maize rotation soil[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(12):5668-5676.
- [17] MACHADO P, FARRELL R E, DEEN W, et al. Contribution of crop residue, soil, and fertilizer nitrogen to nitrous oxide emissions varies with long-term crop rotation and tillage[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 767:145107.
- [18] LIU X R, REN J Q, ZHANG Q W, et al. Long-term effects of biochar addition and straw return on N₂O fluxes and the related functional gene abundances under wheat-maize rotation system in the North China Plain[J]. *Applied Soil Ecology*, 2019, 135:44-55.
- [19] LI S, HARRIS S, ANANDHI A, et al. Predicting biochar properties and functions based on feedstock and pyrolysis temperature: A review and data syntheses[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 215(1):890-902.
- [20] LIN S, HERNANDEZ-RAMIREZ G. Nitrous oxide emissions from manured soils as a function of various nitrification inhibitor rates and soil moisture contents[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 738:139669.
- [21] 曹文超,宋贺,王娅静,等.农田土壤N₂O排放的关键过程及影响因素[J].植物营养与肥料学报,2019,25(10):1781-1798. CAO W C, SONG H, WANG Y J, et al. Key production processes and influencing factors of nitrous oxide emissions from agricultural soils[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2019, 25(10):1781-1798.
- [22] 张世洁,张刚,王德建,等.秸秆还田配施氮肥对稻田增产及田面水氮动态变化的影响[J].土壤学报,2020,57(2):435-445. ZHANG S J, ZHANG G, WANG D J, et al. Effects of straw returning coupled with application of nitrogen fertilizer on rice yield and dynamics of nitrogen in surface water of paddy field[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2020, 57(2):435-445.
- [23] 王芳芳,徐欢,李婷,等.放牧对草地土壤氮素循环关键过程的影响与机制研究进展[J].应用生态学报,2019,30(10):3277-3284. WANG F F, XU H, LI T, et al. Effects and mechanisms of grazing on key processes of soil nitrogen cycling in grassland: A review[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2019, 30(10):3277-3284.
- [24] LIN S, HERNANDEZ-RAMIREZ G. Nitrous oxide emissions from manured soils as a function of various nitrification inhibitor rates and soil moisture contents[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 738:139669.
- [25] THILAKARATHNA S K, HERNANDEZ-RAMIREZ G. Primings of soil organic matter and denitrification mediate the effects of moisture on nitrous oxide production[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2021, 155:108166.
- [26] 赵颖,张金波,蔡祖聪.添加硝化抑制剂、秸秆及生物炭对亚热带农田土壤N₂O排放的影响[J].农业环境科学学报,2018,37(5):1023-1034. ZHAO Y, ZHANG J B, CAI Z C. Effects of nitrification inhibitor, crop residues, and biochar applications on N₂O emissions by subtropical agricultural soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(5):1023-1034.
- [27] 鲁如坤.土壤农业化学分析方法[M].北京:中国农业科技出版社,2000. LU R K. Methods for soil agrochemical analysis[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [28] 陈静,张建国,赵英,等.秸秆和生物炭添加对关中地区玉米-小麦轮作农田温室气体排放的影响[J].水土保持研究,2018,130(5):170-178. CHEN J, ZHANG J G, ZHAO Y, et al. Effect of straw and biochar amendment on greenhouse gas emission in wheat-maize rotation cropland in Guanzhong area[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2018, 130(5):170-178.
- [29] LIN Y X, DING W X, LIU D Y, et al. Wheat straw-derived biochar amendment stimulated N₂O emissions from rice paddy soils by regulating the *amoA* genes of ammonia-oxidizing bacteria[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2017, 113:89-98.
- [30] LI M Y, XUE L H, ZHOU B B, et al. Effects of domestic sewage from different sources on greenhouse gas emission and related microorganisms in straw-returning paddy fields[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 718:137407.
- [31] CHANG N J, ZHAI Z, LI H, et al. Impacts of nitrogen management and organic matter application on nitrous oxide emissions and soil organic carbon from spring maize fields in the North China Plain[J]. *Soil and Tillage Research*, 2020, 196:104441.
- [32] CONGREVES K A, PHAN T, FARRELL R E. A new look at an old concept: Using ¹⁵N₂O isotopomers to understand the relationship between soil moisture and N₂O production pathways[J]. *Soils*, 2019, 5:265-274.
- [33] SÄURICH A, TIEMEYER B, DETTMANN U, et al. How do sand addition, soil moisture and nutrient status influence greenhouse gas fluxes from drained organic soils? [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2019, 135:71-84.

- [34] ZHU X, BURGER M, DOANE T A, et al. Ammonia oxidation pathways and nitrifier denitrification are significant sources of N_2O and NO under low oxygen availability[J]. *PNAS*, 2013, 110(16): 6328–6333.
- [35] YANG Y J, ZHANG H P, SHAN Y H, et al. Response of denitrification in paddy soils with different nitrification rates to soil moisture and glucose addition[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 651(2): 2097–2104.
- [36] CAMERON C, HUTLEY L B, FRIESS D A, et al. Hydroperiod, soil moisture and bioturbation are critical drivers of greenhouse gas fluxes and vary as a function of landuse change in mangroves of Sulawesi, Indonesia[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 654: 365–377.
- [37] UCHIDA Y, WANG Y, 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.
- [38] YANG X D, ALI A, XU Y L, et al. Soil moisture and salinity as main drivers of soil respiration across natural xeromorphic vegetation and agricultural lands in an arid desert region[J]. *Catena*, 2019, 177: 126–133.
- [39] YMAB C, DLLD E, GS F, et al. The global warming potential of straw–return can be reduced by application of straw–decomposing microbial inoculants and biochar in rice–wheat production systems[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 252: 835–845.
- [40] 张延, 梁爱珍, 张晓平, 等. 不同耕作方式下土壤水分状况对土壤呼吸的初期影响[J]. *环境科学*, 2016, 37(3): 1106–1113. ZHANG Y, LIANG A Z, ZHANG X P, et al. Priming effects of soil moisture on soil respiration under different tillage practices[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(3): 1106–1113.
- [41] WEI S C, ZHANG X P, MCLAUGHLIN N B, et al. Effect of soil temperature and soil moisture on CO_2 flux from eroded landscape positions on black soil in northeast China[J]. *Soil and Tillage Research*, 2014, 144: 119–125.
- [42] ZHANG Q, PHILLIPS R P, MANZONI S, et al. Changes in photosynthesis and soil moisture drive the seasonal soil respiration–temperature hysteresis relationship[J]. *Agricultural & Forest Meteorology*, 2018, 259: 184–195.
- [43] DAVIDSON E A, VERCHOT L V, CATTANIO J H, et al. Effects of soil water content on soil respiration in forests and cattle pastures of eastern Amazonia[J]. *Biochemistry*, 2000, 48(1): 53–69.

(责任编辑:宋潇)