

方明, 任天志, 赖欣, 等. 花生壳生物炭对潮土和红壤理化性质和温室气体排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(6): 1300–1310.

FANG Ming, REN Tian-zhi, LAI Xin, et al. Effects of peanut shell biochar on physico-chemical properties and greenhouse gas emission in fluvo-aquic soil and red soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(6): 1300–1310.

花生壳生物炭对潮土和红壤理化性质和温室气体排放的影响

方明¹, 任天志¹, 赖欣¹, 王知文^{1,2}, 宋婷婷^{1,3}, 李洁^{1*}, 张贵龙^{1*}

(1.农业部环境保护科研监测所, 天津 300191; 2.东北农业大学资源与环境学院, 哈尔滨 150030; 3.沈阳农业大学植物保护学院, 沈阳 110866)

摘要:为探讨花生壳生物炭用于农田土壤改良的效果, 采用盆栽试验, 结合静态箱-气相色谱法研究了施用不同剂量(0、0.5%、1%、2%、4%)花生壳生物炭对红壤和潮土的理化性质及温室气体排放变化特征的影响。结果表明, 施用生物炭对潮土温室气体排放的影响较大, 且两种土壤表现出不同的排放特征。总体上, 潮土 N_2O 累积排放量显著高于红壤, 与单施氮肥处理相比, 随生物炭添加量的增加, 潮土 N_2O 累积排放量显著降低, 降幅达 6.5%~26.6%; 红壤 N_2O 累积排放量则随生物炭添加量的增加呈上升趋势, 与单施氮肥处理相比, 红壤 N_2O 累积排放量增幅为 14.7%~54.3%。与对照相比, 施用生物炭显著增加潮土 CO_2 排放, 其累积排放量增幅最大为 25.9%; 而对红壤 CO_2 累积排放量则没有显著影响。此外, 在施用不同剂量生物炭处理下, 两种土壤 CH_4 排放无规律性变化, CH_4 排放累积量总体在 0 左右。与空白对照和单施氮肥处理相比, 随生物炭添加量的增加, 两种土壤的固碳量显著增加, 潮土增加了 57.1%~78.7%, 红壤增加了 11.2%~59.9%; 同时随生物炭的施用, 潮土温室气体排放强度显著提高 68.0%~76.8%, 而生物炭添加量对红壤的温室气体排放强度无显著影响。分析认为, 对潮土施用生物炭通过改变土壤容重、有机碳、无机氮等养分含量, 显著提高温室气体排放强度, 抑制供试作物生长, 增强其净综合温室效应; 而对红壤添加生物炭则可促进作物生长, 其温室气体排放强度无显著增加, 提升土壤固碳量, 具有较好的生态效应。

关键词:生物炭; 土壤类型; 温室气体排放; 净综合温室效应

中图分类号: X511 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2018)06-1300-11 doi:10.11654/jaes.2017-1700

Effects of peanut shell biochar on physico-chemical properties and greenhouse gas emission in fluvo-aquic soil and red soil

FANG Ming¹, REN Tian-zhi¹, LAI Xin¹, WANG Zhi-wen^{1,2}, SONG Ting-ting^{1,3}, LI Jie^{1*}, ZHANG Gui-long^{1*}

(1. Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture, Tianjin 300191, China; 2. College of Resources and Environment, Northeast Agricultural University, Harbin 150030, China; 3. College of Plant Protection, Shenyang Agricultural University, Shenyang 110866, China)

Abstract: The present study evaluated the effects of different concentrations of biochar (0%, 0.5%, 1%, 2%, and 4%) on the physico-chemical properties of red and fluvo-aquic soils, and the emission of greenhouse gases (GHGs). A pot experiment was set with different treatments, and the GHGs emitted were measured by static chamber-gas chromatographic techniques. The results showed that biochar application had significant effects on the greenhouse gas emission, and the two soils showed different gas emission characteristics. In general, the cumulative emission of N_2O from the fluvo-aquic soil was significantly higher than that in the red soil. Compared with the single application of nitrogen fertilizer treatment (MN), biochar application led to a 6.5%~26.6% decrease in cumulative emission of N_2O from the fluvo-

收稿日期: 2017-12-11 录用日期: 2018-02-08

作者简介: 方明(1992—), 男, 黑龙江佳木斯市人, 硕士研究生, 从事生物炭对土壤碳氮养分循环影响的研究。E-mail: fangmingzhxy@163.com

*通信作者: 张贵龙 E-mail: zgl-2008@126.com; 李洁 E-mail: lijie@caas.cn

基金项目: 国家自然科学基金项目(41571292); 国家重点研发计划课题(2017YFD0201702); 国家科技支撑计划课题(2014BAD14B05)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(41571292); The National Key Research and Development Plan(2017YFD0201702); The National Key Technology Research and Development Program of the Ministry of Science and Technology of China(2014BAD14B05)

aquic soil. In contrast, the cumulative emission of N_2O from the red soil increased with increase in the concentration of biochar. It increased from 14.7% to 54.3% when compared with the single application of nitrogen fertilizer treatment (RN). The 0.5% biochar treatment significantly increased CO_2 emission from the fluvo-aquic soil; it increased the cumulative emission by 25.9%. However, the 0.5% biochar treatment did not significantly affect the cumulative emission of CO_2 from the red soil. In addition, the CH_4 emission flux of the two soils changed irregularly under different treatments, and the cumulative emission of CH_4 was negligible. A comparison of treatments MCK (blank control for fluvo-aquic soil), RCK (blank control for red soil), MN, and RN (without biochar application) revealed that the carbon sequestration of both the soils increased significantly with increase in the concentration of biochar. In the fluvo-aquic soil, the increase was by 57.1%~78.7%, while in the red soil, it was 11.2%~59.9%. The biochar application enhanced greenhouse gas emission intensity (GHGI) of the fluvo-aquic soil by 68.0%~76.8%, while it had no significant effect on the GHGI of the red soil. The results suggested that biochar application could significantly increase the GHGI and inhibit the growth of crops in the fluvo-aquic soil. The increase in GHGI was owing to change in the soil bulk density and content of organic carbon, inorganic nitrogen, and other nutrients. Furthermore, biochar application to red soil had better ecological effects. It could promote the growth of crops (as evidenced by the fact that its GHGI did not increase significantly) and enhance soil carbon sequestration.

Keywords: biochar; soil type; greenhouse gas emission; net integrated greenhouse effect

生物炭是生物质材料在高温厌氧条件下热解制备的一类富碳物质,具有比表面积大、孔隙度高等性质,生物炭施入土壤中能够影响土壤碳库,扰动土壤微生物群落,改变通气透水条件等,进而影响土壤温室气体排放^[1]。虽然生物炭在固碳减排、改善土壤环境及提高作物产量等方面均具有重要的作用,但仍存在较大的不确定性^[2]。

虽然有报道显示生物炭在改善土壤环境及提高作物产量等方面均具有重要的作用,但其对不同类型土壤温室气体减排效应的影响仍存在争议。Smith 等^[3]研究显示,在砂壤土中施用生物炭能够促进土壤 CO_2 的排放,然而也有研究发现在水稻土中施用生物炭会抑制土壤呼吸^[4]。Karhu 等^[5]认为向旱地农田土壤施用生物炭对 CO_2 排放没有显著影响,但却增加了 CH_4 气体的排放;Hawthorne 等^[6]发现在未添加氮肥的情况下,低量(1%)和高量(10%)生物炭施用对铁质灰壤(Ferric podzol) CH_4 气体排放均具有抑制作用,且同时增加 CO_2 和 N_2O 的排放。Agegnehu 等^[6]试验表明在热带铁铝土中施用生物炭显著降低 N_2O 的排放,而 Lin 等^[7]研究则显示在红壤中施用小麦秸秆生物炭则刺激 N_2O 气体的排放。由此可见,不同类型的土壤在成土过程中经历不同的气候、生物和人为等因素影响,导致其容重、粘粒含量、盐基离子及酸碱度等存在差异,可能是生物炭在不同类型土壤中对温室气体排放影响效果不一致的重要原因。然而,目前生物炭虽然能改变土壤 pH 值、有机质含量、容重、通气状况等理化特性^[8],但这些性质的改变是否会进一步影响不同土壤主要温室气体(N_2O 、 CO_2 和 CH_4)的排放强度和综合温室效应,生物炭添加量是否对不同类型土壤理化性

和温室气体排放影响有所差别,均有待进一步研究。

潮土是黄淮海平原代表性土壤,占全国耕地面积的 60%^[9]。红壤是我国亚热带湿润地区分布的地带性红壤,占全国耕地面积的 30%。该两类土壤是中国大陆分布较为广泛的土壤,空间分布上存在南北差异,成土母质不同,黏、砂粒比例相反,一类偏碱性,一类偏酸性。因此,对比研究生物炭施用对两类土壤温室气体排放的影响,可较全面地揭示生物炭的碳汇调控功能。此外,我国是世界上花生产量最大的国家,将花生壳废弃物制成生物炭用于农田土壤改良,具有良好的生态意义^[10]。本研究以潮土和红壤为对象,利用 500 °C 厌氧热解制备花生壳生物炭,设置生物炭梯度培养体系,观测生物炭施用条件下土壤 N_2O 、 CO_2 及 CH_4 排放动态和土壤关键理化指标的变化,同时对研究生物炭对两类土壤温室气体排放的影响,并解析生物炭、土壤理化特性及温室气体排放之间的关系,以期丰富生物炭农田安全施用的理论基础。

1 材料与方 法

1.1 试验设计和样品采集

1.1.1 试验材料

供试花生壳生物炭由河南三利新能源公司提供,为 500 °C 厌氧热解制备,基本理化性质见表 1。供试氮肥为尿素。种植作物为小白菜(*Brassica rapa* L.chinensis),生长周期为 40 d 左右。供试土壤为潮土和红壤,潮土采集地点为天津市武清区梅厂镇周庄村(39°36'N, 117°13'E),红壤采集地点为湖南省长沙市长沙县金井镇脱甲村(28°25'N, 113°21'E),对 0~20 cm 和 20~40 cm 土壤分别采集,两处采集地点均长期种植

表 1 生物炭基本理化性质

Table 1 Basic physical and chemical properties of biochar

pH	比表面 积/ $\text{m}^2\cdot\text{g}^{-1}$	孔容/ $\text{cm}^3\cdot\text{g}^{-1}$	孔径/ mm	灰分/%	碳/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	氢/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	氮/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	氧/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$
9.71	5.38	0.01	5.81	3.33	719.26	20.51	17.63	90.22

露地蔬菜,主要种植小白菜、甘蓝等叶菜类蔬菜。将取回土样分层进行风干、混合过 5 mm 孔径筛,用以土柱填装。

1.1.2 试验设计与装置

试验采用土柱培养试验(图 1),每种土壤各设计 6 个处理,包括:空白对照处理 CK,单独添加氮肥处理 N,生物炭均匀掺混施入土壤,质量比为 B1(0.5%)、B2(1%)、B3(2%)、B4(4%),红壤(R)各处理表示为 RCK、RN、RB1N、RB2N、RB3N、RB4N;潮土(M)各处理表示为 MCK、MN、MB1N、MB2N、MB3N、MB4N,每个处理设 3 次重复。土柱装置为直径 21 cm,高度 45 cm 的不锈钢圆柱管。土柱垂直固定于稳定架上,上方边缘焊接 5.5 cm 宽、2 cm 高边槽,用于密封气体收集箱,边槽可放置暗箱进行温室气体采集(图 1)。土柱底部铺有 3 cm 厚、粒径为 1~2 mm、经 $2\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{H}_2\text{SO}_4$ 浸泡过夜并用蒸馏水洗净的干燥石英砂,砂粒与底盖接触面及与土壤接触面分别铺有一层稍大于底面积的 200 目尼龙网。

试验于 2017 年 3 月将生物炭均匀施入土壤,土柱分两层装入,先装 20~40 cm 土层,后装 0~20 cm 土层,其中仅 0~20 cm 土层为土壤与生物炭充分混匀后慢慢压实装入^[11]。每个土柱内装填的生物炭和土壤总质量均为 12 kg,不添加生物炭与添加 4%生物炭处理高度相差不超过 2 cm。将土柱置于温室大棚内加水静置培养,期间保持一定土壤含水量。将小白菜种子

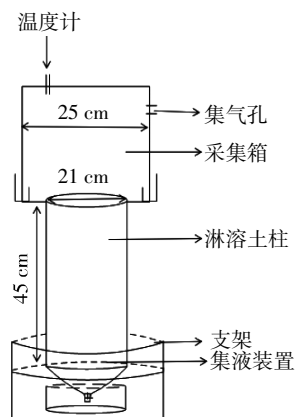


图 1 土柱装置示意图

Figure 1 The experimental setup of soil column device

用 10% H_2O_2 浸泡 10 min,用自来水和去离子水各冲洗 3 次,随后在育苗盘中进行培养。5 月初将育苗盘中长出的 2 片真叶小白菜进行移植,10 d 左右待植株生长稳定进行间苗,每个处理保留 3 株小白菜,同年 6 月底收获。尿素在植株移植后第 2 d 溶解后施入,其中施氮量与我国菜地平均施氮量一致,即每个土柱加 3.07 g 尿素(CK 除外),施氮量相当于 $450\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。参照 Hansena 等^[12]的方法,将磷钾等养分配制营养液在种植前加入。浇灌采用蒸馏水,试验期间通过土壤水分传感器(北京 Unism 公司)监测土壤含水量,及时补充水分,保持土壤体积含水量为 30%~40%。

1.1.3 土壤样品采集

试验结束后,采集 0~20 cm 耕层土壤,土样采集后,一部分保存于 $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ 冰箱,另一部分风干后研磨过筛。用于土壤有机碳、硝态氮和铵态氮等土壤基本理化性状的测定,测定结果见表 2。

表 2 红壤和潮土的基本理化性质

Table 2 Basic physical and chemical properties of red soil and fluvo-aquic soil

土壤类型	pH	有机碳/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	全氮/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	硝态氮/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	铵态氮/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	电导率/ $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$
潮土	7.99	7.22	1.80	27.90	5.21	366.50
红壤	4.82	10.26	1.92	6.90	1.72	321.00

1.1.4 气体样品采集

温室气体(CO_2 、 CH_4 、 N_2O)的采集利用静态箱法。箱体是由 PVC 材料制成的直径 25 cm、高 30 cm 的圆柱体。在施肥后第 1、3、5、8、11、16、21、29、35 d 进行气样采集。每次采样时间固定于上午 9:00—12:00 之间^[13],在收集气体前将底座凹槽加满水,用于阻断气箱内外气体交换,分别在第 0、10、20、30 min 用 100 mL 注射器每次采集 200 mL 到铝箔气体采样袋(250 mL)内,并记录采样时间和实时温度。

1.2 测定方法

温室气体排放量测定:利用气相色谱仪(Agilent 7890B)对 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 含量进行检测,氢火焰离子化检测器(FID)测定 CO_2 、 CH_4 含量,电子捕获检测器(ECD)测定 N_2O 含量。

土壤基本理化特征测定:土壤 pH 值用 MP511 型 pH 计进行测定;有机质的测定采用水合热重铬酸钾氧化-比色法;土壤全氮采用凯氏定氮法测定;土壤硝态氮和铵态氮采用流动分析仪(AA3, Bran+Luebbe Corp,德国)测定;土壤容重采用环刀法测定。生物炭的性质由元素分析仪(Vario Micro cube,Elementar Corp,

德国)进行测定。

1.3 分析及数据处理

1.3.1 温室气体排放通量和累积排放量

温室气体排放通量表示单位时间通过单位面积的气体质量,气体累积排放量表示作物生长季内单位面积的气体累积排放质量。

CO_2 、 CH_4 、 N_2O 排放通量计算公式^[14]如下:

$$F = \frac{273}{273+t} \times \frac{dC}{dt} \times \frac{P}{P_0} \times \rho \times H$$

式中: F 为温室气体(CO_2 、 CH_4 、 N_2O)排放通量, $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; t 为气样采集过程中的平均温度, $^{\circ}\text{C}$; dC/dt 为单位时间内气样采集过程中采样箱内气体的浓度变化梯度, $\text{mL} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; P_0 为标准大气压, P 为箱内气压。 ρ 为三种温室气体在标准状态下的密度; H 为气体采集箱顶部与水面之间的高度, m ;

CO_2 、 CH_4 、 N_2O 的累积排放量^[14]为:

$$F' = \sum_{i=1}^n F_i D_n$$

其中, F' 为温室气体累积排放量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; F_i 为各采样期内 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 的平均排放通量; D_n 为采样期的天数。

土壤固碳量计算公式^[15]:

$$\text{SOCP} = (\text{SOC}_2 - \text{SOC}_1) \times \text{BD} \times A \times H$$

式中: SOCP 表示试验期内固定有机碳的量, $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$; SOC_1 表示生物炭施用前土壤有机碳含量, $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$; SOC_2 表示收获后各处理土壤有机碳含量, $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$; A 为小区面积, m^2 ; BD 为各处理土柱土壤容重, $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$; H 为土柱内土层厚度,取 40 cm 。

为计算土壤固碳对增温潜势的影响,本研究通过下列公式将稻田土壤固碳量折算为固持大气 CO_2 的量(ATCS , $\text{kg CO}_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$)^[16]:

$$\text{ATCS} = \text{SOCP} \times 44/12$$

1.3.2 温室气体综合效应和温室气体排放强度

三种温室气体引发的净温室气体综合效应 GWP (Global warming potential)和温室气体排放强度 GHGI (Greenhouse gas emission intensity)公式^[17]分别为:

$$\text{GWP} = \text{CO}_2 + \text{CH}_4 \times 25 + \text{N}_2\text{O} \times 298 - \text{ATCS}$$

式中系数表示单位质量 CH_4 和 N_2O 在百年时间尺度全球增温潜势分别是 CO_2 的 25 倍和 298 倍。 GWP ($\text{kg CO}_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$)以三种温室气体净交换量的 CO_2 当量的代数和来计算^[15]。

$$\text{GHGI} = \text{GWP}/Y$$

GHGI ($\text{kg CO}_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$)为温室气体排放强度,表示每

千克植物地上生物量所产生的 CO_2 排放量,其值的相对大小可以判断各处理的综合温室效应。 Y 为作物产量,单位为 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

冗余分析采用 Canoco for Windows 4.5 软件处理;利用 Microsoft Excel 2007 对数据进行处理以及图表的绘制,利用 SPSS 17.0 软件对试验数据进行单因子方差分析, Duncan 多重比较判断处理间的差异显著性 ($P < 0.05$)。

2 结果与分析

2.1 土壤理化性质

生物炭添加对土壤关键理化指标有显著影响(表 3)。较单施氮肥处理,施用生物炭显著增加潮土硝态氮 ($\text{NO}_3\text{-N}$) 含量,其中当生物炭添加量为 1%、2% (MB2N 、 MB3N) 时,土壤硝态氮含量较 MN 处理分别高 24.4% 和 28.6%,但生物炭添加量为 4% (MB4N) 时,潮土硝态氮与单施氮肥处理 (MN) 无显著差异。红壤硝态氮含量则随生物炭添加量的增加显著升高,其中添加 2% 和 4% 生物炭处理 (RB3N 、 RB4N) 分别较单施氮肥处理 (RN) 高 54.6%、39.2%;而添加 0.5% 和 1% 生物炭处理 (RB1N 、 RB2N) 则显著低于单施氮肥处理,与红壤空白对照无显著差异。

土壤有机碳含量随生物炭施用的增加而显著增加,其中较空白对照和单施氮肥处理,施用生物炭增加潮土有机碳含量 10.6%~62.1%,增加红壤有机碳含量 3.4%~43.9%。施用生物炭对潮土 pH 值未产生显著影响,但 2%、4% 生物炭施用引起红壤 pH 值显著升高,与红壤空白对照相比,施用 4% 生物炭处理 (RB4N) pH 值增加 1.16 个单位。潮土和红壤在 4% 生物炭施用量时,土壤容重较空白对照分别下降 14.9% 和 14.2%。此外,生物炭施用对土壤电导率、铵态氮、全氮及碳氮比无显著影响。

2.2 生物炭对温室气体排放的影响

2.2.1 生物炭对潮土和红壤 N_2O 排放的影响

总体上,各处理 N_2O 排放量呈先升后降的“单峰”型变化(图 2a、图 2b),均在培养的第 5 d 左右达到峰值,在培养 8 d 以后,各处理 N_2O 排放通量即维持在极低水平 ($0.5 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 左右)。与单施氮肥处理相比,潮土施用生物炭处理 N_2O 排放通量平均高 $0.78 \sim 2.49 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$,红壤平均高 $0.17 \sim 1.92 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 。相比而言,潮土 N_2O 排放量显著高于红壤,排放峰值相差约 $7.0 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 。

整个培养期内,红壤和潮土 N_2O 累积排放量对生

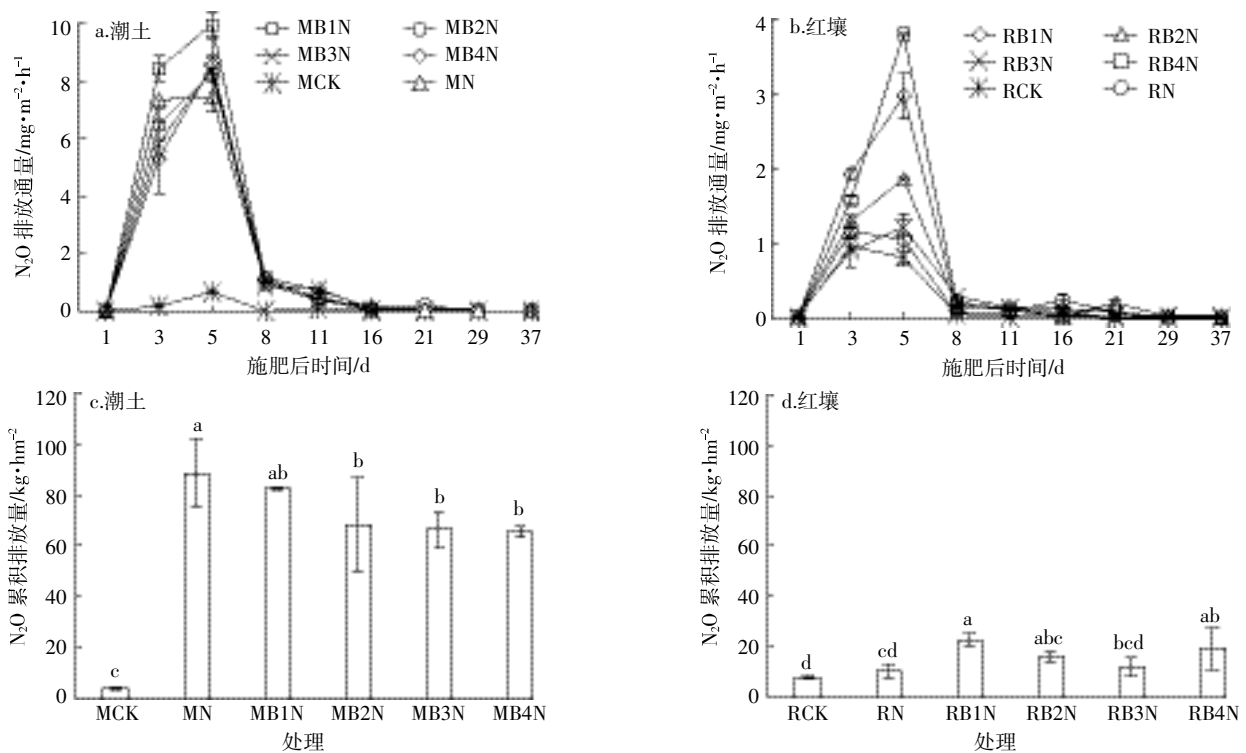
表3 不同处理土壤理化性质

Table 3 Physical and chemical properties of both soils under different treatments

处理	容重/ $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$	电导率/ $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$	硝态氮/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	铵态氮/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	pH	有机碳/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	全氮/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	碳氮比
MCK	1.61±0.09a	0.94±0.06def	30.01±3.08e	8.10±0.83b	8.30±0.12a	8.55±0.21de	1.47±0.30ab	5.99±1.38ab
MN	1.61±0.05a	1.83±0.24ab	105.23±3.86c	2.22±0.25e	8.06±0.31ab	8.11±0.09e	1.17±0.06b	6.97±0.38ab
MB1N	1.56±0.07a	1.91±0.57a	110.14±2.73c	4.51±0.20d	7.88±0.11b	8.97±0.63de	1.34±0.17ab	6.61±1.31ab
MB2N	1.52±0.08a	1.19±0.08cde	139.23±8.74a	3.46±0.57de	7.99±0.20ab	9.30±0.39de	1.47±0.28ab	6.46±0.96ab
MB3N	1.40±0.05b	1.36±0.14bcd	147.54±4.57a	2.46±0.37e	7.99±0.04ab	9.70±0.46cd	1.75±0.47ab	5.86±1.87ab
MB4N	1.37±0.03b	1.55±0.44abc	104.93±4.71c	2.34±0.08e	8.13±0.01ab	13.15±1.67a	1.90±0.44a	7.26±2.37ab
RCK	1.62±0.05a	0.36±0.05g	38.14±5.69e	0.78±0.10f	5.23±0.24de	9.86±0.77bcd	1.92±0.06a	5.29±0.60b
RN	1.61±0.03a	0.49±0.01fg	84.21±5.40d	4.22±0.75d	5.15±0.30de	9.35±0.14de	1.63±0.07ab	5.75±0.15ab
RB1N	1.58±0.03a	0.29±0.08g	35.72±2.39e	9.45±0.22a	4.90±0.14e	9.67±0.13cd	1.60±0.31ab	6.12±1.06ab
RB2N	1.56±0.07a	0.43±0.00fg	42.57±4.32e	6.46±1.27c	5.17±0.35de	10.86±1.10bc	1.43±0.62ab	6.56±1.48ab
RB3N	1.51±0.03a	0.67±0.04efg	130.15±3.55ab	6.07±0.79c	5.51±0.26d	11.08±0.91b	1.31±0.08ab	8.45±0.86a
RB4N	1.39±0.06b	0.35±0.01g	117.26±22.99bc	4.24±0.20d	6.39±0.06c	13.45±0.53a	1.78±0.17ab	7.75±0.88ab

注: 同列数据后不同字母表示处理间差异达到显著水平 ($P<0.05$, $n=3$)。下同。

Note: The different letters indicate the significant difference among the corresponding treatments ($P<0.05$, $n=3$). The same below.

图2 生物炭添加对潮土和红壤 N_2O 排放动态和累积排放量的影响Figure 2 Effect of biochar addition on N_2O emission flux and cumulative emission in fluvo-aquic and red soils

物炭的施用表现出不同的响应差异(图 2c、图 2d)。施用生物炭显著降低潮土 N_2O 累积排放量。与单施氮肥处理相比, 潮土施用生物炭 N_2O 累积排放量降低 6.5%~26.6%。而红壤 N_2O 累积排放量则随生物炭量增加呈增加趋势, 较红壤空白对照和单施氮肥处理, 施用生物炭处理 N_2O 累积排放量分别增加 24.2%~65.4%和 14.7%~54.3%。

2.2.2 生物炭对潮土和红壤 CO_2 排放的影响

培养期间, 两种土壤 CO_2 排放动态呈“先高后低”的趋势(图 3a, 图 3b), 均在培养开始后的第 3~5 d 达到高峰, 峰值均达 $1000\sim1200\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, 此后急剧下降, 并维持在较低水平($200\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 左右)。其中, 施用生物炭和氮肥增加两种土壤培养初期的 CO_2 排放通量, 较空白对照处理, 潮土前 5 d 平均排放通量

升高 3.6~4.6 倍,红壤前 3 d 的平均排放通量升高 1.5~2.5 倍。与单施氮肥处理相比,施用生物炭增加了潮土 CO_2 排放通量峰值,增幅达 45.0%,但对红壤 CO_2 排放通量峰值没有显著影响。相同处理下,红壤 CO_2 排放通量峰值高于潮土,平均高出 218.7~506.6 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 。此外,与空白对照相比,施用氮肥和生物炭均可增加两种土壤 CO_2 累积排放量的趋势,其中,潮土 CO_2 累积排放量增加显著,添加 0.5% 生物炭处理(MB1N) CO_2 累积排放量最高,相对于潮土空白和单施氮肥处理分别增加了 51.9% 和 25.9%;而在施用生物炭的红壤中,仅生物炭施用量为 0.5% 和 4% (RB1N、RB4N) 的处理, CO_2 的累积排放量增幅达到 33.2%、32.7%,显著高于红壤空白对照,但与红壤单施氮肥处理无显著差异(图 3c、图 3d)。

2.2.3 生物炭对潮土和红壤 CH_4 排放的影响

潮土和红壤 CH_4 排放动态随培养时间推进呈不规则变化(图 4a、图 4b),各处理潮土 CH_4 排放通量在 $-2.00\sim 2.00\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 之间,红壤 CH_4 排放通量变化幅度为 $-1.13\sim 3.83\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$,两种土壤培养期间添加生物炭处理 CH_4 排放通量均未呈现出明显的梯度变化。整个培养阶段,与空白对照相比,潮土施用氮肥和生物炭显著降低 CH_4 累积量,总体上累积量为负值,

呈吸收状态;而与单施氮肥处理相比,潮土 CH_4 累积量随生物炭施用量的增加显著增加,说明在潮土上添加生物炭可增加 CH_4 的累积。此外,与潮土不同,红壤空白对照处理 CH_4 排放累积量为 $-10.16\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$,呈 CH_4 弱汇,而施用生物炭显著增加红壤 CH_4 累积排放量,各处理 CH_4 累积排放量变化幅度为 3.13~17.07 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$,呈 CH_4 弱源,说明总体上添加生物炭后红壤 CH_4 排放由吸收状态变为释放状态。

2.3 温室气体强度及综合温室效应

随生物炭的施用,两种土壤固碳量均显著提高,与单施氮肥处理相比,潮土增加了 57.1%~78.7%,红壤增加了 11.2%~59.9%,但植株生物量、温室气体排放强度,净综合温室效应均呈不同变化规律(表 4)。与对照和单施氮肥处理相比,红壤添加生物炭显著增加小白菜生物量,增加了 1.4~2.9 倍,而潮土施用生物炭却显著抑制小白菜生长,其单株生物量显著下降,降幅达 64.7%~79.4%,说明生物炭对小白菜生长的影响与土壤类型和施用量有关。施用生物炭显著增加潮土温室气体排放强度(GHGI),且随生物炭添加量的增加,潮土 GHGI 呈显著升高趋势,与单独添加氮肥 MN 相比,增幅达 68.0%~76.8%,但生物炭施用对红壤 GHGI 则无显著影响。两种土壤净综合温室效应

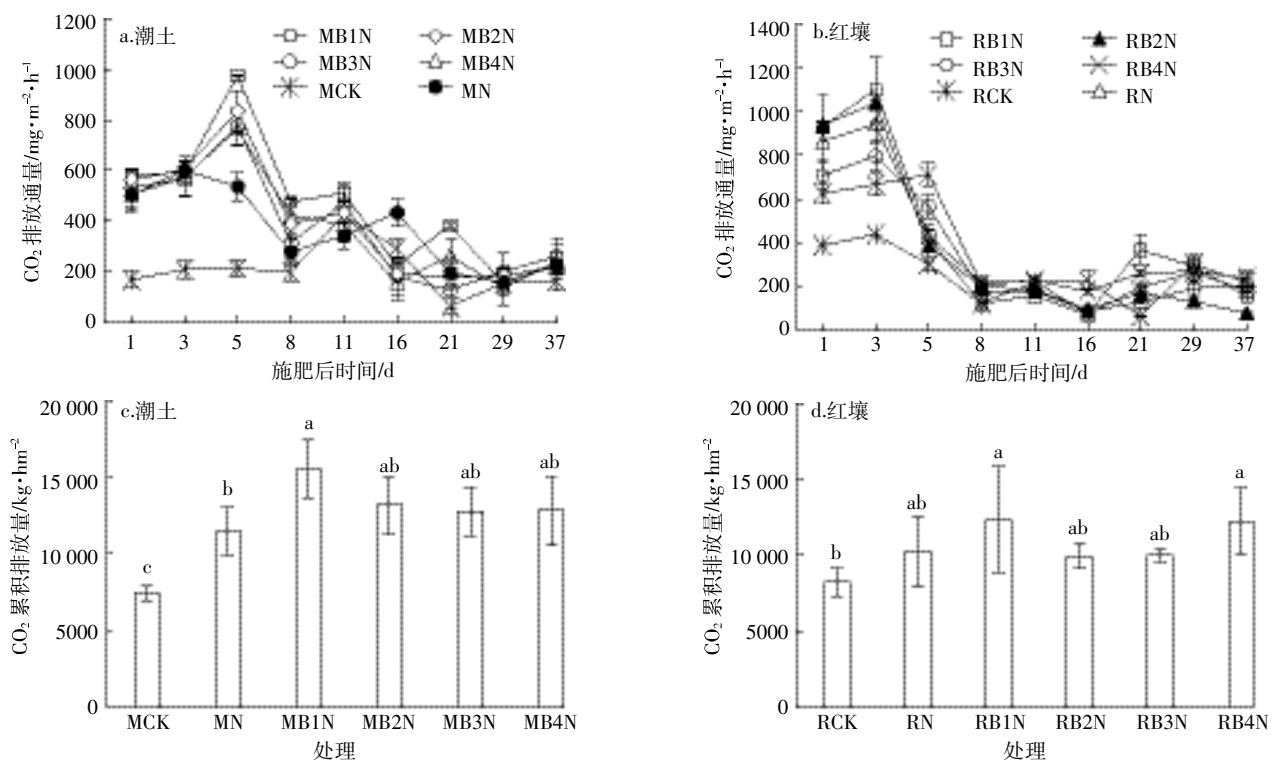


图 3 生物炭添加对潮土和红壤 CO_2 排放通量和累积排放量的影响

Figure 3 Effect of biochar addition on CO_2 emission flux and cumulative emission in fluvo-aquic and red soils

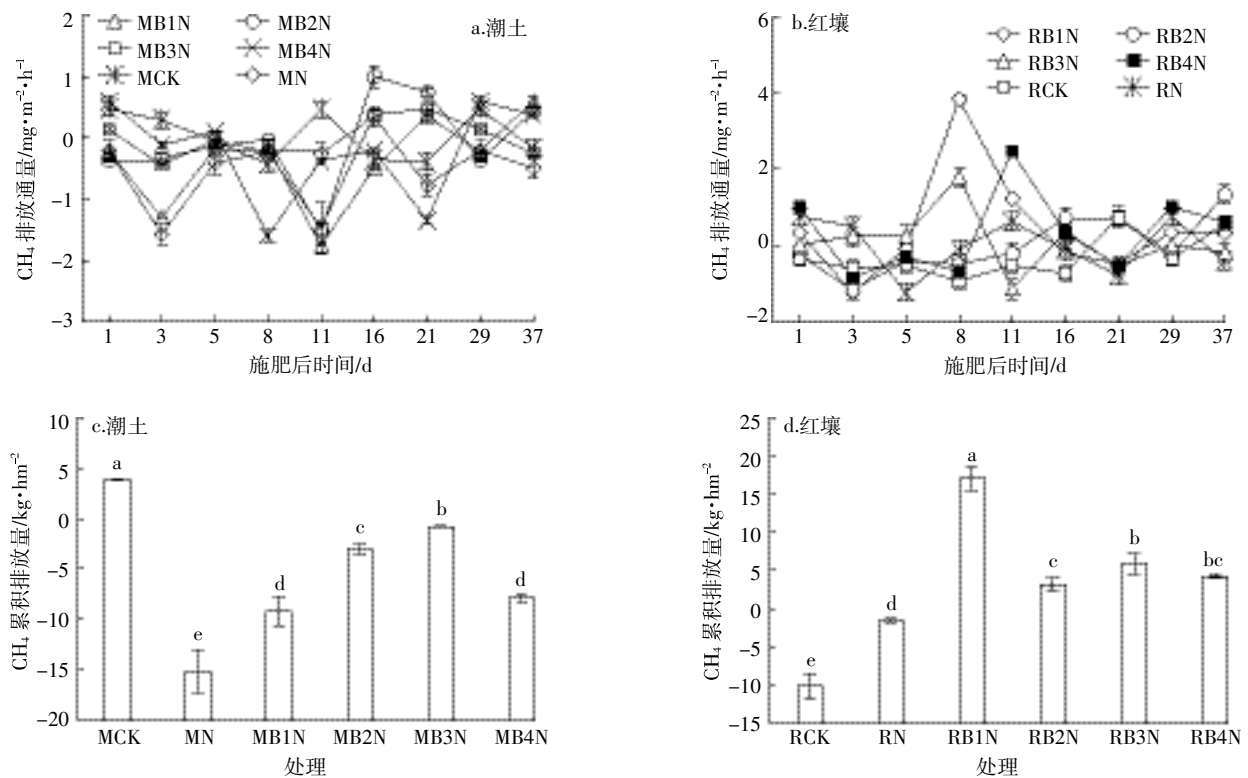


图 4 生物炭添加对潮土和红壤 CH_4 气体排放通量和累积排放量的影响

Figure 4 Effect of biochar addition on CH_4 emission flux and cumulative emission in fluvo-aquic and red soils

表 4 不同处理作物产量、净综合温室效应、土壤固碳量和温室气体强度

Table 4 Crop yields, global warming potential, soil carbon sequestration and green-house gas intensity of different treatments

处理	单株生物量/g	土壤固碳量/kg $\text{CO}_2\text{-eq}\cdot\text{hm}^{-2}$	净综合温室效应/kg $\text{CO}_2\text{-eq}\cdot\text{hm}^{-2}$	温室气体强度/kg $\text{CO}_2\text{-eq}\cdot\text{hm}^{-2}$
MCK	27.84±1.92f	42.87±5.50d	8 620.11±620.56f	0.10±0.01c
MN	71.49±2.63a	28.62±3.67d	37 339.63±2 840.31ab	0.16±0.01c
MB1N	24.99±0.93f	66.79±4.13c	39 795.01±2 031.81a	0.50±0.02b
MB2N	19.41±1.41f	69.76±0.18c	33 217.77±6 516.59b	0.48±0.10b
MB3N	16.94±4.24g	76.19±9.52c	32 301.71±2 094.63b	0.60±0.16ab
MB4N	14.75±1.70g	134.07±10.65b	31 838.44±2 776.01b	0.69±0.14a
RCK	18.62±2.21g	71.62±7.33c	10 171.08±624.92ef	0.19±0.02c
RN	22.15±2.25f	69.14±6.90c	13 095.48±1 523.21def	0.19±0.02c
RB1N	64.70±6.46b	77.88±5.27c	19 262.92±4 166.14c	0.10±0.02c
RB2N	49.94±2.88c	112.94±30.13b	14 434.78±625.18cde	0.09±0.00c
RB3N	45.81±0.39d	131.11±8.82b	13 425.09±688.69def	0.09±0.00c
RB4N	31.91±1.12e	172.50±13.28a	17 526.31±4 684.04cd	0.17±0.05c

(GWP)均空白对照最低,随氮肥和生物炭施用,GWP显著增加,总体上潮土综合温室效应显著高于红壤。

2.4 土壤理化性质与气体排放偏相关性分析

偏相关分析用来表明不同的土壤理化性质与气体排放是否具有线性相关关系。相关性分析表明,红壤中,固碳量与有机碳、pH、电导率和硝态氮呈显著正相关,与容重呈极显著负相关,而红壤 N_2O 、 CO_2 、

CH_4 排放量和综合温室效应与所测主要土壤理化因子无显著相关性(表 5)。潮土铵态氮和硝态氮含量与 N_2O 、 CO_2 累积排放量及GWP、GHGI 呈显著正相关,且潮土固碳量与土壤有机碳、全氮含量呈极显著正相关,与容重呈极显著负相关(表 6)。

图 5 为主要土壤理化性质和气体排放参数冗余分析,用以阐明各因子对温室气体排放参数的影响程

表 5 红壤理化性质与气体排放参数偏相关性分析

Table 5 The partial correlation analysis of red soil physical and chemical properties and gas emissions indicators

参数	铵态氮	硝态氮	有机碳	容重	pH	电导率	全氮	碳氮比
N ₂ O	0.029	-0.056	0.279	-0.198	0.129	0.144	0.001	0.054
CO ₂	-0.284	0.167	0.278	-0.297	0.151	0.179	0.077	-0.059
CH ₄	0.316	0.051	0.154	-0.228	-0.094	-0.086	0.272	0.294
固碳量	-0.239	0.633*	0.976**	-0.897**	0.844**	0.763**	0.069	0.555
GWP	-0.125	0.055	0.827	-0.245	0.114	0.141	0.033	-0.016
GHGI	-0.516*	0.205	-0.026	-0.044	0.259	0.133	0.512	-0.509
作物产量	0.455	-0.181	0.064	-0.099	-0.234	-0.151	-0.434	0.369

注: * 表示显著相关 $P<0.05$, ** 表示极显著相关 ($P<0.01$)。下同。

Note: * indicates the significant correlation at $P<0.05$ level, ** indicates the significant correlation at $P<0.01$ level. The same below.

表 6 潮土理化性质与气体排放参数偏相关性分析

Table 6 The partial correlation analysis of fluvo-aquic soil physical and chemical properties and gas emissions indicators

参数	铵态氮	硝态氮	有机碳	容重	pH	电导率	全氮	碳氮比
N ₂ O	0.734**	0.682*	0.161	-0.138	-0.615	0.094	-0.133	0.203
CO ₂	0.790**	0.633*	0.189	-0.393	-0.331	-0.003	0.139	-0.016
CH ₄	-0.328	-0.074	0.114	-0.364	0.267	0.052	0.399	-0.438
固碳量	0.349	0.281	0.964**	-0.756**	-0.080	0.619	0.701**	-0.182
GWP	0.733**	0.726**	0.174	-0.215	-0.583*	0.070	-0.072	0.156
GHGI	0.539*	0.638*	0.620**	-0.761**	-0.382	0.635*	0.425	0.116
作物产量	-0.123	-0.141	-0.421	0.546*	0.065	-0.464	-0.508*	-0.088

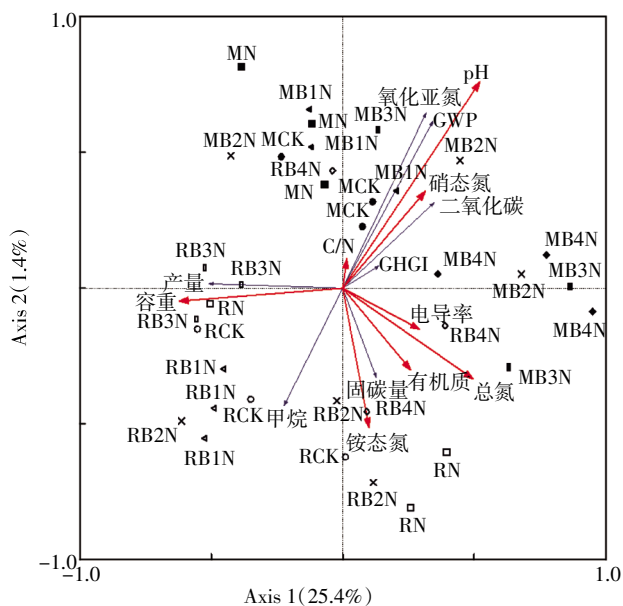


图 5 土壤理化性质和气体排放参数冗余分析

Figure 5 Redundancy analysis(RDA) of gas emission parameters with the soil properties

度。由此可以看出,土壤容重、pH 值和硝态氮是影响土壤温室气体排放的主要土壤环境因子,其中土壤容重和 CH₄ 分布在同一象限,表示容重对 CH₄ 气体的排放量影响较大。pH 值、土壤硝态氮含量和 N₂O、CO₂ 分

布在同一象限,说明 pH 值与硝态氮含量对 N₂O、CO₂ 具有主要贡献作用,相对而言 pH 值的贡献作用较大。综合分析认为,施用生物炭通过降低土壤容重、增加硝态氮含量影响土壤 CH₄、N₂O 和 CO₂ 排放。

3 讨论

3.1 生物炭对土壤理化性质的影响

生物炭具有轻质、多孔及堆密度小等特点,施入土壤能够疏松土层,降低土壤容重。Eastman 等^[18]研究发现,施用 25 g·kg⁻¹ 生物炭在粉砂壤中,土壤容重从 1.52 g·cm⁻³ 降低到 1.33 g·cm⁻³,这与本研究结果一致。本研究所用生物炭 pH 值为 9.71,生物炭呈碱性的原因可能是其灰分物质中含有 Na、Ca、Mg 等碱金属元素和表面负载有碱性官能团^[19],本研究中随着生物炭施用量的增加,红壤 pH 值显著提高,生物炭携带的碱性基团可中和酸性土壤中的质子,引起酸性土壤 pH 值升高^[20]。但也有研究指出在碱性温带农业土壤中施用生物炭,可能会出现引发土壤 pH 过高从而降低养分有效性的问题,影响土壤微生物群落组分。本研究中,添加生物炭对潮土 pH 值没有显著影响,这可能与石灰性潮土本身缓冲性能较强有关^[21],然而对潮土施用生物炭却抑制了供试小白菜的生长

(表4),可能与生物炭表面含氧官能团吸附 NH_4^+ 等阳离子,影响养分转化速率,及带入过多有机碳组分从而引起土壤微生物固氮等有关^[22]。此外,施用生物炭后两种土壤 NO_3^- -N 含量增加,Major 等^[23]研究也有类似的结果,这可能与生物炭添加促进了土壤中 NH_4^+ -N 向 NO_3^- -N 转化有关^[24]。生物炭本身碳含量较高,还田后能够增加土壤有机碳的含量^[25],本研究支持这一结论。

3.2 生物炭对温室气体排放的影响

土壤 N_2O 排放是硝化和反硝化作用的结果,多数研究认为施用生物炭能够抑制土壤 N_2O 排放^[26],其抑制效果可能与生物炭添加量有关:Spokas 等^[27]的研究表明,添加 20%~60%生物炭可减少淤泥壤土 74.0% 的 N_2O 排放,而添加 2%~10%生物炭则对 N_2O 排放量无显著降低;Clough 等^[28]也发现生物炭添加量在低于 4%或 10%时没有降低牧草土壤 N_2O 排放。这与本文的结果不尽一致,本研究 0.5%~4%的生物炭添加量显著降低潮土 N_2O 积累排放量,但却增加了红壤 N_2O 积累排放量(图2)。Zhang 等^[29]的研究表明,生物炭降低潮土 N_2O 排放可能是由于其疏松结构改善了土壤通透性,降低了潮土反硝化作用。Shen 等^[30]进一步指出,生物炭较大的比表面积和高孔隙度的特征,增加对无机氮的吸附,减少硝化反硝化作用产生 N_2O 的底物,是生物炭短期降低红壤 N_2O 排放的主要原因。此外,两种土壤 pH 值不同也可能是影响 N_2O 排放的原因^[31]。有研究表明,充足的碳源和碱性条件,是降低硝化反硝化过程中 N_2O 产量的关键因素。低 pH 值条件增加了 N_2O 的积累,pH 值在 6.0 时的 N_2O 积累量是 pH 在 7.0、8.0 时的 800 倍。高 pH 值下的 N_2O 产生速率最小,其原因是 N_2O 还原酶争夺电子的能力较弱,充足的电子供体有利于 N_2O 的还原,低 pH 值可影响微生物的代谢,且在 H^+ 存在时产生的游离亚硝酸(HNO_2)对 N_2O 还原酶具有抑制作用^[32]。

本研究中添加生物炭潮土的 CO_2 排放量增加,而红壤没有显著变化。有研究认为施用生物炭能促进土壤 CO_2 的排放^[3,33],可能是生物炭携带的碳被矿化以 CO_2 形式释放的结果^[3]。本研究中生物炭携带的有机碳和氮素的添加,丰富了微生物碳氮源,刺激“共代谢途径”^[34],促进土壤有机碳矿化,导致 CO_2 释放量增加,高德才等^[11]研究也有类似的结论。何飞飞等^[35]研究表明,施用生物炭能够提高红壤 pH 值,增强微生物呼吸,促进红壤 CO_2 排放。本研究中红壤 pH 值较低(4.8),添加生物炭后也多处于 6.0 以下,偏酸的环境

可能不利于微生物生存和活动^[36],微生物的呼吸代谢较弱,对 CO_2 的排放影响较小。一些研究也指出,生物炭输入可降低土壤呼吸温度敏感性 Q10 值^[37],进而影响 CO_2 的排放。此外,不同材料制备生物炭,制备条件、土壤含水量、生物炭添加量等都可影响土壤 CO_2 排放情况,具体机制还需要进一步研究。

土壤 CH_4 排放是产甲烷菌和甲烷氧化菌活动平衡的结果,产甲烷菌为厌氧菌,甲烷氧化菌为好氧菌,在土壤通气性较好的情况下,产甲烷菌活性被抑制,氧化甲烷菌活性被激发。本研究中添加生物炭到潮土中显著抑制了 CH_4 排放,这与前人研究结果^[38]较为一致。可能是生物炭添加降低土壤容重,增加土壤透气性,抑制产甲烷菌的活性,从而抑制了 CH_4 产生^[39]。Ali 等^[40]研究发现添加生物炭显著增加稻田土壤 CH_4 的排放,这与本研究在红壤中的结果类似,这可能与土壤 pH 值发生变化有关,产甲烷菌在中性或碱性环境中活性较强,而甲烷氧化菌适宜于偏酸的环境,生物炭的输入一定程度上缓解了土壤酸性条件,刺激了产甲烷菌或抑制氧化甲烷菌的活性,引起 CH_4 的累积。

施用生物炭能够增加两种土壤固碳量。但潮土蔬菜种植过程中净综合温室效应呈降低趋势(0.5%、1%、2%),而红壤蔬菜种植过程中施氮肥和生物炭处理净综合温室效应无显著变化,主要是生物炭施用能够减少潮土 N_2O 累积排放量,而红壤 N_2O 累积排放量则随生物炭量增加呈增加趋势。另外,由于生物炭施用后对两种土壤植株生物量影响不同,两种土壤种植系统温室气体排放强度也显著不同。红壤添加生物炭一定程度上促进了小白菜的生长,但在潮土中则表现为明显抑制作用。有研究认为生物炭可能通过对植株可溶性糖含量的影响^[41],及刺激生长素的合成^[42],影响植株生长发育。另一方面生物炭 pH 值高、含有大量可溶性盐离子,甚至某些有害成分,大量施用可能导致土壤养分供给等发生逆变,不利作物生长^[43]。

将秸秆、稻壳、花生壳、木屑等农业废弃物制备成生物炭材料,作为改良剂向农田施用,是近年来被广泛关注的固碳减排措施。本研究中将生物炭施入潮土和红壤,结果显示生物炭对不同土壤类型温室气体短期减排效果不一致,虽然一些研究认为,由于具有高含碳量和稳定性等特性,生物炭提升土壤碳库的作用毋庸置疑^[1],但关于生物炭对不同类型土壤温室气体排放的影响仍存在争议,特别是有研究指出生物炭可能存在短期激发 CO_2 排放的作用^[36],因此,在不同类型土壤施用生物炭的综合环境效益还需要深

入研究。

4 结论

(1)施用生物炭显著增加两种土壤有机碳含量,提高土壤固碳量,与单施氮肥处理相比,潮土增幅达57.1%~78.7%,红壤增幅达11.2%~59.9%。同时,施用生物炭显著降低土壤容重,不同程度影响土壤无机氮含量,提高红壤pH值。

(2)施用生物炭对两种土壤温室气体排放特征影响显著。其中,显著降低潮土 N_2O 累积排放量,但增加红壤的 N_2O 累积排放量。施用生物炭显著增加潮土 CO_2 累积排放量,而对红壤 CO_2 累积排放量无显著影响。此外,两种土壤 CH_4 排放无规律性变化,施用生物炭后,红壤和潮土累积排放变化范围分别为 $3.13\sim 17.07\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $-9.22\sim -0.82\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。

(3)由冗余分析可知,生物炭可通过改变土壤容重、有机碳、无机氮、pH等影响土壤温室气体排放强度。在对两种土壤综合温室效应评估上,对红壤施用生物炭可促进作物生长,净综合温室效应值较低,不显著影响温室气体排放强度,具较好生态效应;而生物炭施用抑制潮土供试作物生长,显著增加其净综合温室效应和温室气体排放强度,因此,生物炭施用不利于潮土固碳减排,其对偏碱性潮土的应用改良还需进一步研究。

参考文献:

- [1] Karhu K, Mattila T, Bergström I, et al. Biochar addition to agricultural soil increased CH_4 uptake and water holding capacity—results from a short-term pilot field study[J]. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2011, 140(1/2):309–313.
- [2] 赵建坤, 李江舟, 杜章留, 等. 施用生物炭对土壤物理性质影响的研究进展[J]. 气象与环境学报, 2016, 32(3):95–101.
ZHAO Jian-kun, LI Jiang-zhou, DU Zhang-liu, et al. Research progress on the effect of biochar on soil physical properties[J]. *Journal of Meteorology and Environment*, 2016, 32(3):95–101.
- [3] Smith J L, Collins H P, Bailey V L. The effect of young biochar on soil respiration[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, 42(12):2345–2347.
- [4] Iqbal J, Hu R, Lin S, et al. CO_2 emission in a subtropical red paddy soil (Ultisol) as affected by straw and N-fertilizer applications: A case study in Southern China[J]. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2009, 131:292–302.
- [5] 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, 192:203–214.
- [6] Agegnehu G, Bass A M, Nelson P N, et al. Benefits of biochar, compost and biochar-compost for soil quality, maize yield and greenhouse gas emissions in a tropical agricultural soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 543:295–306.
- [7] Lin Y X, Ding W X, Liu D Y, et al. Wheat straw-derived biochar amendment stimulated N_2O emissions from rice paddy soils by regulating the *amoA* genes of ammonia-oxidizing bacteria[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2017, 113:89–98.
- [8] 赵凤亮, 单颖, 刘玉学, 等. 不同生物炭类型及添加量对土壤碳氮转化的影响[J]. 热带作物学报, 2016, 37(12):2261–2267.
ZHAO Feng-liang, SHAN Ying, LIU Yu-xue, et al. Effects of different types and amounts of biochar on soil carbon and nitrogen transformation[J]. *Chinese Journal of Tropical Crops*, 2016, 37(12):2261–2267.
- [9] 朱安宁, 张佳宝, 杨劲松, 等. 集约化种植条件下典型潮土区土壤氮素的演变特征[J]. 土壤, 2009, 41(5):709–714.
ZHU An-ning, ZHANG Jia-bao, YANG Jin-song, et al. Evolution of soil nitrogen in typical fluvo-aquid soil under intensive cultivation[J]. *Soil*, 2009, 41(5):709–714.
- [10] 王震宇, 徐振华, 郑浩, 等. 花生壳生物炭对中国北方典型果园酸化土壤改性研究[J]. 中国海洋大学学报, 2013, 43(8):86–91.
WANG Zhen-yu, XU Zhen-hua, ZHENG Hao, et al. Study on biodegradation of acidified soil by peanut shell biochar in typical orchards of North China[J]. *Journal of Ocean University of China*, 2013, 43(8):86–91.
- [11] 高德才, 张蕾, 刘强, 等. 生物黑炭对旱地土壤 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 排放及其环境效益的影响[J]. 生态学报, 2015, 35(11):3615–3624.
GAO De-cai, ZHANG Lei, LIU Qiang, et al. Effects of biological black carbon on CO_2 , CH_4 and N_2O emissions and their environmental benefit in dry soil[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(11):3615–3624.
- [12] Hansena V, Hauggaard-Nielsen H, Petersena C T, et al. Effects of gasification biochar on plant-available water capacity and plant growth in two contrasting soil types[J]. *Soil and Tillage Research*, 2016, 161:1–9.
- [13] 王聪, 沈健林, 郑亮, 等. 猪粪化肥配施对双季稻田 CH_4 和 N_2O 排放及其全球增温潜力的影响[J]. 环境科学, 2014, 35(8):3120–3126.
WANG Cong, Shen Jian-lin, ZHENG Liang, et al. Effects of combined application of pig manure and chemical fertilizers on CH_4 and N_2O emissions from a double cropping paddy field and their global warming potentials[J]. *Environmental Science*, 2014, 35(8):3120–3126.
- [14] 谢义琴, 张建峰, 姜慧敏, 等. 不同施肥措施对稻田土壤温室气体排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(3):578–584.
XIE Yi-qin, ZHANG Jian-feng, JIANG Hui-min, et al. Effects of different fertilization measures on greenhouse gas emissions from paddy soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(3):578–584.
- [15] 李成芳, 寇志奎, 张枝盛, 等. 秸秆还田对免耕稻田温室气体排放及土壤有机碳固定的影响[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(11):2362–2367.
LI Cheng-fang, KOU Zhi-kui, ZHANG Zhi-sheng, et al. Effects of straw returning on greenhouse gases emissions and soil organic carbon fixation in no-tillage paddy fields[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(11):2362–2367.
- [16] 逯非, 王效科, 韩冰, 等. 稻田秸秆还田: 土壤固碳与甲烷增排[J]. 应用生态学报, 2010, 21(1):99–108.
LU Fei, WANG Xiao-ke, HAN Bing, et al. Paddy straw: Soil carbon se-

- questration and methane by row[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2010, 21(1):99-108.
- [17] Li B, Fan C H, Zhang H, et al. Combined effects of nitrogen fertilization and biochar on the net global warming potential, greenhouse gas intensity and net ecosystem economic budget in intensive vegetable agriculture in southeastern China[J]. *Atmospheric Environment*, 2015, 100: 10-19.
- [18] Eastman C M. Soil physical characteristics of an Aeris Ochraqualf amended with biochar[D]. Columbus: Ohio State University, 2011.
- [19] Van Zwieten L, Kimber S, Morris S, et al. Influence of biochars on flux of N_2O and CO_2 from ferrosol[J]. *Soil Research*, 2010, 48:555-568.
- [20] Wang X B, Song D L, Liang G Q, et al. Maize biochar addition rate influences soil enzyme activity and microbial community composition in a fluvo-aquic soil[J]. *Applied Soil Ecology*, 2015, 96:265-272.
- [21] 刘园, Jamal Khan M, 靳海洋, 等. 秸秆生物炭对潮土作物产量和土壤性状的影响[J]. *土壤学报*, 2015, 52(4):849-858.
- LIU Yuan, Jamal Khan M, JIN Hai-yang, et al. Effect of straw biochar on crop yield and soil properties in fluvo-aquid soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2015, 52(4):849-858.
- [22] Liang F, Li G T, Lin Q M, et al. Crop yield and soil properties in the first 3 years after biochar application to a calcareous soil[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2014, 13(3):525-532.
- [23] Major J, Rondon M, Molin D, et al. Nutrient leaching in a Colombian savanna oxisol amended with biochar[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2012, 41(4):1076-1086.
- [24] Nelissen V, Rütting T, Huygens D, et al. Maize biochars accelerate short-term soil nitrogen dynamics in a loamy sand soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 55:20-27.
- [25] Gaskin J W, Steine C, Harris K, et al. Effect of low-temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use[J]. *Transactions of the ASABE*, 2008, 51(6):2061-2069.
- [26] Renner R. Rethinking biochar[J]. *Environmental Science and Technology*, 2007, 41(17):5932-5933.
- [27] Spokas K A, Koskinen W C, Baker J M, et al. Impacts of woodchip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a Minnesota soil[J]. *Chemosphere*, 2009, 77: 574-581.
- [28] Clough T J, Bertram J E, Ray J L, et al. Unweathered wood biochar impact on nitrous oxide emissions from a bovine-urine-amended pasture soil[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2010, 74(3):852-860.
- [29] Zhang A F, Cui L Q, Pan G X, 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 Ecosystem Environment*, 2010, 139:469-475.
- [30] Shen J L, Tang H, Liu J Y, et al. Contrasting effects of straw and straw-derived biochar amendments on greenhouse gas emissions within double rice cropping systems[J]. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2014, 188:264-274.
- [31] 张玉铭, 胡春胜, 董文旭, 等. 农田土壤 N_2O 生成与排放影响因素及 N_2O 总量估算的研究[J]. *中国生态农业学报*, 2004, 12(3):119-123.
- ZHANG Yu-ming, HU Chun-sheng, DONG Wen-xu, et al. Study on the influencing factors of N_2O production and emission in farmland soil and estimation of total N_2O [J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2004, 12(3):119-123.
- [32] 李鹏章, 王淑莹, 彭永臻, 等. COD/N 与 pH 值对短程硝化反硝化过程中 N_2O 产生的影响[J]. *中国环境科学*, 2014, 34(8):2003-2009.
- LI Peng-zhang, WANG Shu-ying, PENG Yong-zhen, et al. Effect of COD/N and pH on N_2O production in shortcut nitrification and denitrification process[J]. *Chinese Environment Science*, 2014, 34(8):2003-2009.
- [33] Kuzyakov Y, Subbotina I, Chen H, et al. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ^{14}C labeling[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41:210-219.
- [34] 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 and Biochemistry*, 2011, 43(11):2304-2314.
- [35] 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 Fei-fei, RONG Xiang-min, LIANG Yun-shan, et al. Effects of biochar on physico-chemical properties and N_2O and CO_2 emissions of vegetable soil in red soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(9):1893-1900.
- [36] 谢军飞, 李玉娥. 农田土壤温室气体排放机理与影响因素研究进展[J]. *中国农业气象*, 2002, 23(4):47-52.
- XIE Jun-fei, LI Yu-e. Research progress on mechanism and influencing factors of greenhouse gas emission in farmland soil[J]. *China Agricultural Meteorology*, 2002, 23(4):47-52.
- [37] 张阳阳, 胡学玉, 邹娟, 等. 生物炭输入对城郊农业区农田地表反照率及土壤呼吸的影响[J]. *环境科学*, 2017, 38(4):1622-1632.
- ZHANG Yang-yang, HU Xue-yu, ZOU Juan, et al. Effect of biochar input on farmland albedo and soil respiration in suburb agricultural region[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(4):1622-1632.
- [38] Feng Y, Xu Y, Yu Y, et al. Mechanisms of biochar decreasing methane emission from Chinese paddy soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 46(1):80-88.
- [39] Lukas V, Neudert L, Kren J. Use of aerial imaging and electrical conductivity for spatial variability mapping of soil condition[C]. The Joint International Agricultural Conference, 2009.
- [40] Ali M A, Hoque M A, Kim P J. Mitigating global warming potentials of methane and nitrous oxide gases from rice paddies under different irrigation regimes[J]. *Ambio*, 2013, 42(3):357-368.
- [41] Lager I, Andréasson O, Dunbar T L, et al. Changes in external pH rapidly alter plant gene expression and modulate auxin and elicitor responses[J]. *Plant Cell Environment*, 2010, 33(9):1513-1528.
- [42] Viger M, Hancock R D, Miglietta F, et al. More plant growth but less plant defence? First global gene expression data for plants grown in soil amended with biochar[J]. *Global Change Biology Bioenergy*, 2015, 7(4):658-672.
- [43] Kammann C I, Linsel S, Göbbling J W, et al. Influence of biochar on drought tolerance of chenopodium quinoa wild and on soil-plant relations[J]. *Plant and Soil*, 2011, 345(1/2):195-210.