

DOI: 10.5846/stxb201711182057

唐光木, 徐万里, 顾美英, 姚红宇, 蒲胜海, 胡克林. 棉秆炭特性及其对灰漠土土壤有机碳矿化的效应. 生态学报, 2019, 39(5): - .
Tang G M, Xu W L, Gu M Y, Yao H Y, Pu S H, Hu K L. Characteristics of cotton stalk-char and its effect on organic carbon mineralization in grey desert soil. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(5): - .

棉秆炭特性及其对灰漠土土壤有机碳矿化的效应

唐光木^{1,2}, 徐万里², 顾美英³, 姚红宇², 蒲胜海^{1,2}, 胡克林^{1,*}

1. 中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193
2. 新疆农业科学院土壤肥料与农业节水研究所, 乌鲁木齐 830091
3. 新疆农业科学院微生物应用研究所, 乌鲁木齐 830091

摘要:生物炭具有提高土壤肥力和减缓温室气体排放的作用,但其对土壤有机碳矿化的作用效应存在争议。以新疆灰漠土为研究对象,采用 300℃ 和 600℃ 制备的棉花秸秆炭(棉秆炭)为试材,在 25℃、75% 的土壤饱和含水量条件下,通过 100 d 的室内培养,研究了不同比例的棉秆炭添加(0%、0.1%、0.5%、1.0%、2.0% 和 100%,以质量计)对土壤有机碳矿化的效应。结果表明:1) 高温制备的棉秆炭,孔隙结构排列整齐,表面光滑,孔隙度和比表面积大,芳香化程度增强;2) 棉秆炭的有机碳矿化速率与时间呈乘幂关系($P < 0.05$),300℃ 棉秆炭相比 600℃ 棉秆炭的累积矿化量和累积矿化率分别提高了 318% 和 87.06%;高温炭化抑制了有机碳矿化;与对照相比,添加 300℃ 棉秆炭增加了土壤有机碳累积矿化量(0.1% 处理除外,降低了 7.22%),并随棉秆炭添加量而增加,土壤有机碳累积矿化量提高幅度在 3.05%—35.28%,而添加 600℃ 棉秆炭降低了土壤有机碳累积矿化量,降低幅度为 6.11%—10.79%;3) 培养前期(0—20 d)300℃ 棉秆炭对灰漠土土壤原有有机碳矿化为正激发效应(0.1% 处理除外),后期为负激发效应,整个培养期内为负激发效应;600℃ 棉秆炭培养前期(0—5 d)对土壤原有有机碳激发效应微小,主要表现为负激发效应。由此可见,低温制备的棉秆炭能提高土壤有机碳矿化,而高温制备棉秆炭则抑制了土壤有机碳矿化,棉秆炭添加对土壤原有有机碳矿化具有负激发效应,能够促进土壤有机碳积累。

关键词:棉秆炭;灰漠土;有机碳矿化;激发效应

Characteristics of cotton stalk-char and its effect on organic carbon mineralization in grey desert soil

TANG Guangmu^{1,2}, XU Wanli², GU Meiyang³, YAO Hongyu², PU Shenghai^{1,2}, HU Kelin^{1,*}

- 1 College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193, China
- 2 Institute of Soil and Fertilizer and agricultural sparing water, Xinjiang Academy of Agricultural Science, Urumqi 830091, China
- 3 Institute of Microbiology, Xinjiang Academy of Agricultural Sciences, Urumqi 830091, China

Abstract: Biochar can improve soil fertility and reduce greenhouse gas emission, but its effect on soil organic carbon (SOC) mineralization is controversial. In this study, we used gray desert soil of Xinjiang as a case study and cotton stalk-char (BC) produced using cotton straw at 300℃ and 600℃ was used as a test material. Different proportions of BC were added to dry soil 0% (0%BC), 0.1% (0.1%BC), 0.5% (0.5%BC), 1.0% (1.0%BC), 2.0% (2.0%BC), 100.0% (100%BC) (w/w), and then incubated at 25℃ under 75% saturated soil moisture condition for 100 d. The effects of BC on the SOC mineralization were evaluated. The results showed the following. 1) The BC with high temperature carbonization had smoother surface with neatly-arranged porous structure, the porosity and specific surface area increased, and the aromatization degree was enhanced. 2) A significant power function correlation was observed between the SOC

基金项目:公益性行业(农业)科研专项经费专项(201503136),国家自然科学基金(41261059, 41161055)

收稿日期:2017-11-18; 网络出版日期:2018-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: hukel@cau.edu.cn

mineralization rates over time ($P < 0.05$). Compared with the biochar produced at 600°C, the accumulated amount of mineralization and cumulative mineralization rate of SOC with biochar produced at 300°C increased by 318% and 87.06% respectively. High temperature carbonization inhibits SOC mineralization. Except in the 0.1% BC treatment, the cumulative quantity of SOC mineralization with the addition of biochar produced at 300°C increased by 3.05%—35.28% compared with that of the control treatments, and it increased with the content of BC added. On the contrary, the amount of accumulative SOC mineralization decreased by 6.11%—10.79% with the biochar produced at 600°C. 3) The positive priming effect during the early stage of incubation (0—20 d) on the native organic carbon mineralization of gray desert soil (except the 0.1% BC treatment). Whereas, the biochar produced at 300°C showed negative priming effects during the late stage of incubation. However, it showed a negative priming effect throughout the incubation period. A similar trend was observed for the treatments with biochar produced at 600°C, and the positive priming effect was negligible during the early stage of incubation (0—5 d). Therefore, the biochar produced from cotton shell at low temperatures can enhance the SOC mineralization, whereas BC with high temperature carbonization inhibits SOC mineralization. The SOC accumulation can be increased with the addition of BC to soil due to negative priming effects.

Key Words: cotton stalk-char; grey desert soil; organic carbon mineralization; priming effect

二氧化碳、氧化亚氮和甲烷作为重要的温室气体,其排放量不断增加是引起全球气候变暖的重要原因^[1],而农田生态系统是温室气体排放源之一,占全球温室气体总排放量的 10%—20%^[2],土壤碳库作为农田生态系统重要的碳库和碳源,碳储量高达 2700 亿 t^[3],土壤碳库的微小波动对全球气候变化的影响不容忽视。因此,如何有效降低土壤碳库的温室气体排放量已成为当今人类亟待解决的问题。生物炭是生物质裂解或气化过程中获得的富碳物质^[4],作为一种土壤改良剂,添加到土壤能够提高土壤质量^[5]和促进作物生长^[6]。同时,生物炭性质稳定,能够抵抗生物和非生物退化^[7-8],具有降低土壤有机质释放二氧化碳的潜力^[9-10],每年可减少 1.8—9.5 Pg (10¹⁵ g) 二氧化碳排放^[11]。因此,在固碳方面具有广泛的应用前景^[8,12]。

生物炭作为高度稳定的有机物质,能长期停留在土壤中高达几千年或更久^[13],对全球碳循环具有重要的影响。作为一种外源性有机物,生物炭添加到土壤,对土壤有机碳矿化速率有何影响,取决于自然条件、生物炭和土壤性质的不同^[14]以及它们之间复杂的相互作用^[15-16],这使得生物炭对土壤有机碳矿化作用具有不确定性。研究报道,生物炭施用可以激发或抑制原有土壤有机碳矿化,被称为正激发或负激发效应^[17-19]。Wardle 等人^[20]指出 450°C 炭化的木炭对森林土壤 10 年间腐殖质分解具有强烈激发效应,而对矿质土壤没有影响。添加生物炭对红壤有机碳的矿化速率随生物炭制备温度的升高而下降;在中等有机质的土壤中,添加生物炭可促进土壤有机碳的矿化;而对于低或较高有机质的土壤,则降低了其有机碳的矿化^[21]。对于不同质地土壤中,一些研究表明添加生物炭对壤砂土^[22]、粉砂壤土^[23]和壤土以及黄土^[24]土壤呼吸没有影响,而 Singh 等^[25]指出生物炭对未种植的粘土土壤能促进土壤有机碳矿化,并且 400°C 炭化的粪肥相比 550°C 炭化的作物秸秆激发效应更大。Spokas 和 Reicosky^[26]研究了 16 种生物炭和两种土壤类型对土壤有机碳呼吸的影响,发现增加、减少呼吸作用和没有影响的比例大约各占 1/3。

总体来看,生物炭对原有土壤有机碳矿化要么存在正激发、负激发或者无明显影响,其短期和长期影响存在很大不确定性,这可能与土壤条件、生物炭特性或者底物类型等材料的不同有关。因此,全面系统地了解和量化生物炭的激发效应,对于指导生物炭在农业生产上的应用具有重要意义。为此,本研究采用不同温度 (300°C 和 600°C) 炭化制备的棉秆炭添加到灰漠土中,采用室内培养法研究其对土壤有机碳矿化作用效应,以期更好地为生物炭在农业上的应用及其固碳减排提供理论依据和数据支撑。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤采自国家灰漠土肥力长期监测试验站 (43°95′26″N, 87°46′45″E), 试验站位于新疆乌鲁木齐市

新疆农业科学院综合实验场,采样区域属于温带大陆性气候,海拔高度 600 m,多年平均降雨 310 mm,年蒸发量 2570 mm,年均气温 7.7℃,年日照 2590 h,无霜期 160 d 左右。样品采集后,带回实验室,自然风干后剔除土壤中可见的植物残体,研磨过 2 mm 筛,混合均匀,按照网格法,取一份样品测定土壤基本化学性质(表 1),剩余土壤样品用于室内培养试验。

1.2 供试棉秆炭

将棉花秸秆剪成 1—2 cm 左右的枝条,装入特制带盖的铁制容器,以保证容器中等量含氧量及棉花秸秆,压实盖紧盖子,将盒子放入温度为 300℃ 和 600℃ 的马弗炉中,炭化 1 h,制备棉秆炭。将棉秆炭自然风干 24 h 后,在 105℃ 的烘箱中烘干 8 h,冷却。然后将棉秆炭进行研磨,充分混匀,按照网格法,取一份样品测定棉秆炭基本化学性质(表 1),其余棉秆炭用于室内培养试验。

表 1 样品基本理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of the samples

样品 Sample	pH	有机碳 Organic C/ (g/kg)	阳离子交换量			速效磷 Available P/ (mg/kg)	速效钾 Available K/ (mg/kg)	碱解氮 Available N/ (mg/kg)	黏粒含量 Clay content/%	活性有机碳 Labile organic carbon/ (mg/kg)
			Cation exchange capacity /(cmol/kg)	速效磷	速效钾					
灰漠土 Gray desert soil	7.95	8.80	16.2	21.95	602.30	84.00	28.30	478.44		
300℃ 棉秆炭 Cotton stalk-char	8.54	599.17	132.50	8.49	7.62	55.50	—	408.87		
600℃ 棉秆炭 Cotton stalk-char	10.48	278.47	59.00	56.49	16.22	4.67	—	376.43		

1.3 培养试验

于 2016 年 4 月取上述灰漠土和棉秆炭开展室内培养试验,共设置 6 个处理:对照:不添加生物炭,记为 0%;纯棉秆炭(100%)处理,记为 BC;其余 4 个处理的棉秆炭添加量分别为 0.1%、0.5%、1.0%、2.0% 质量分数(以干土计),依次记为 0.1%、0.5%、1.0%、2.0%。每个处理 3 次重复,于 25℃、75% 的田间饱和含水量条件下培养 100 d。

试验具体操作:称取混合均匀的土壤样品 40.00 g 与不同添加量的棉秆炭混匀(其中 BC 处理称取 15.00 g),倒入小烧杯中,加入水以使其达到田间饱和含水量的 75%,将其置于 1 L 的密闭大广口瓶中,瓶内同时放置一盛有 20 mL 1 mol/L NaOH 溶液的小广口瓶作为集气瓶,以吸收土壤呼吸释放的 CO₂,大广口瓶底部有 10 mL 去 CO₂ 水,以维持瓶内空气饱和湿度。在 25℃ 恒温培养室中培养 100 d。培养期间,每 5 d 换一次气。培养的第 2、5、10、20、40、60、80、100 d,取走培养试验中的集气瓶,并放入一个装有新配制 NaOH 溶液的集气瓶,用于分析土壤释放出的 CO₂-C。

1.4 样品测定及数据处理

棉秆炭的元素组成及其它特性见文献^[27],本文进行了扫描电子显微镜(Scanning Electron Microscope, SEM)和傅里叶红外光谱分析(Fourier Transform Infrared Spectroscopy, FTIR)。取适量棉花秸秆原状生物炭,对样品横截面进行喷金处理,用扫描电子显微镜(S-3500 N,日立公司,日本)进行表面形貌分析。

采用文献^[28]提供的处理方法进行样品处理,利用傅里叶红外光谱仪(FTS6000, Bio-rad 公司,美国)进行分析。扫描范围 400—4000 cm⁻¹,分辨率 8.0 cm⁻¹。

土壤矿化试验采用氢氧化钠吸收收集 CO₂,总碳分析仪(FUSION)测定。

棉秆炭和土壤总有机碳(Total Organic Carbon, TOC)的矿化量(mg/kg) = C_{CO₂}(mg/L) × 吸收液稀释倍数 × 吸收液体积(L) / 土壤(或生物质炭)干重(kg);

矿化速率(mg kg⁻¹ d⁻¹) = 培养时段内有机碳矿化量(mg/kg) / 培养时间(d);

累积矿化量(mg/kg) 为从培养开始到某个时间点释放的 CO₂之和;

累积矿化率为到某一时间点的累积矿化量占土壤总有机碳量的百分比。

激发效应产生的累积矿化量为土壤总有机碳矿化量减去土壤对照(0.0%)累积矿化量和棉秆炭累积矿化量,其中棉秆炭累积矿化量由纯棉秆炭(BC处理)矿化计算得出;土壤原有有机碳矿化量是由添加棉秆炭处理减去相应的棉秆炭累积矿化量得出。

数据采用 Excel 2007 和 SPSS 17.0 软件进行统计分析。时间上的变化采用单因素方差分析,处理间的比较用单因素和双因素两种方差分析方法,单因素多重比较用 Duncan 法($P < 0.05$)。

2 结果与分析

2.1 棉秆炭 SEM 特性

300℃和600℃制备的棉秆炭孔隙数量和大小均不相同,具有明显的多孔结构,且形状规则(图1)。300℃制备棉秆炭明显的管状结构,管壁表面欠光滑且比较粗糙,大部分通道被阻塞;600℃制备的棉秆炭,管状结构更加规则,数量明显增加,孔径逐步增大,管壁更加光滑,管道更加通畅。由此说明,高温制备的棉秆炭比低温制备的棉秆炭孔隙结构更加发达,管壁更加光滑,更加有利于棉秆炭孔隙结构和比表面积的形成。

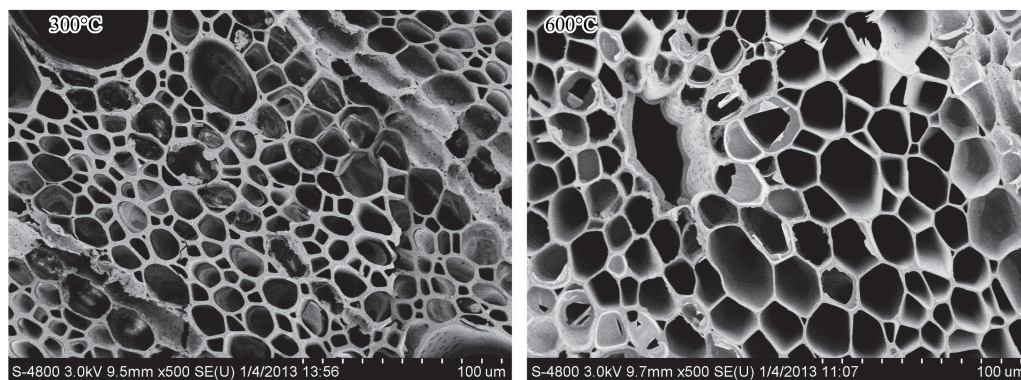


图1 300℃(左)和600℃(右)棉秆炭电镜扫描

Fig.1 SEM images of cotton stalk-char at 300℃(Left) and 600℃(Right)

2.2 棉秆炭表面官能团

300℃和600℃棉秆炭在 3434 cm^{-1} 左右具有明显O—H酚羟基和醇羟基伸缩振动区,600℃明显低于300℃,O—H羟基官能团数量逐渐降低(图2)。 2926 cm^{-1} 左右为C—H烷烃基官能团伸缩振动区以及 1614 cm^{-1} 左右芳环C=C基团的伸缩振动,300℃的C—H基官能团吸收峰较600℃明显,600℃棉秆炭的烷烃基基团和芳环基团可能出现断裂。600℃的棉秆炭具有明显的 2372 cm^{-1} 左右的脂肪类C—H和C=O伸缩振动以及 1393 cm^{-1} 左右的芳环C—C基团的伸缩振动,300℃棉秆炭C—H和C—C键丢失或者减弱。 1100 cm^{-1} 左右的木质素—C—O和O—CH₃伸缩振动区。 866 cm^{-1} 芳环C—H的弯曲振动,600℃明显,300℃丢失,说明炭化温度增高,棉秆炭的芳香化程度增强。

2.3 棉秆炭和土壤有机碳矿化动态

由图3可知,300℃纯棉秆炭的日均矿化速率在0—10 d内快速上升,10 d后急剧下降,60 d后趋于平稳,随时间的变化符合乘幂关系($R^2 = 0.8635, P < 0.05$)。在100 d培养期内棉秆炭的累积矿化量为 9.55 g/kg ,累积矿化率为1.59%,说明300℃棉秆炭易分解的有机碳成分占有机碳总量小于2.0%。试验初期(0—10 d)棉秆炭矿化速率最大,是因为300℃条件下棉秆炭化不完全,棉秆本身在培养过程中释放了部分有机碳,增加了棉秆炭的矿化速率。而在棉秆炭以及棉秆本身易分解有机碳矿化结束后,300℃棉秆炭的矿化速率开始降低,并趋于稳定。

600℃纯棉秆炭在培养条件下的日均矿化速率在0—10 d内快速降低,10 d后趋于平稳,随时间的变化符合乘幂关系($R^2 = 0.9677, P < 0.01$)。在100 d培养期内棉秆炭累积矿化量为 2.28 g/kg ,累积矿化率为0.85%,说明600℃棉秆炭易分解的有机碳成分占有机碳总量不足1.0%。试验初期棉秆炭矿化速率最大,是因为棉

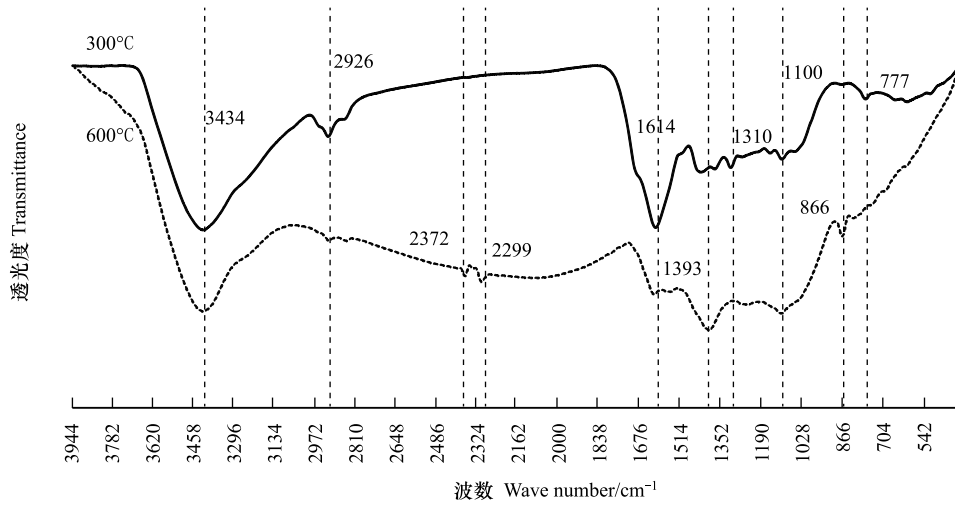


图 2 300°C和 600°C棉秆炭红外光谱图

Fig.2 FTIR spectrum of cotton stalk-char at 300°C and 600°C

秆炭自身拥有部分易分解成分,在棉秆炭易分解态有机碳矿化结束后,600°C棉秆炭的矿化速率迅速降低,并趋于稳定(图 3)。

从图 4 可知,灰漠土中添加不同量的棉秆炭后,土壤有机碳日均矿化速率随时间变化基本呈现一致的趋势。与培养初期(2 d)相比,培养至 40 d 时添加 300°C 棉秆炭的土壤各处理有机碳的矿化速率下降了 85.88%—89.47%;添加 600°C 棉秆炭的土壤下降了 85.27%—90.00%。40 d 后有机碳的矿化渐趋平稳,且各处理间的日均矿化速率差异逐渐减小。回归分析表明,土壤有机碳矿化速率随时间呈乘幂关系,拟合效果均达到显著水平($P < 0.05$)。添加 300°C 和 600°C 棉秆炭的土壤各处理中的 R^2 分别为 0.9753—0.9916 和 0.9376—0.9688。

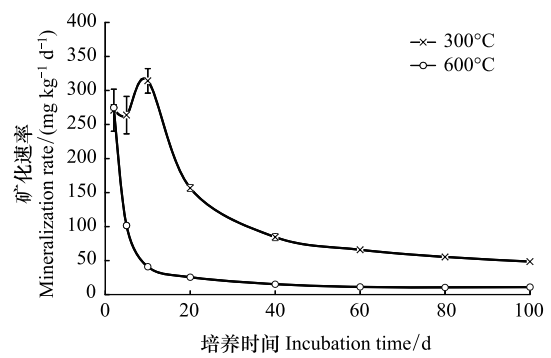


图 3 棉秆炭矿化速率

Fig.3 Mineralization rate of cotton stalk-char

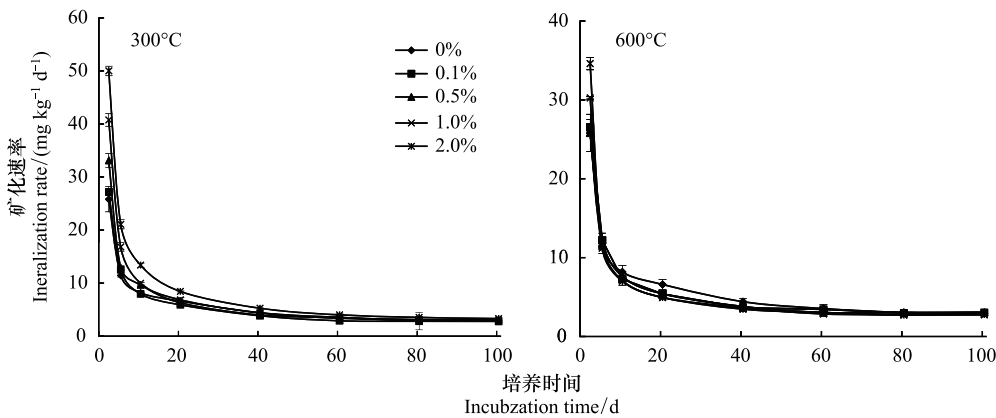


图 4 土壤总有机碳矿化速率

Fig.4 Mineralization rate of soil total organic carbon

2.4 土壤有机碳总矿化量及矿化速率

由图 5 可知,灰漠土中分别添加 300℃ 和 600℃ 棉秆炭 0% (CK)、0.1%、0.5%、1.0% 和 2.0%, 培养 100 d 后土壤总有机碳的累积矿化量分别为:470.99、437.01、485.37、528.72、637.16 mg/kg 和 470.99、441.65、442.23、420.15、427.64 mg/kg。方差分析表明,添加低量的 300℃ 棉秆炭(0.1%)处理的土壤总有机碳累积矿化量显著低于对照($P < 0.05$),其它处理土壤有机碳累积矿化量均显著高于对照($P < 0.05$),且随棉秆炭添加量增加而增大,各处理之间差异显著($P < 0.05$)。添加 600℃ 的棉秆炭降低了灰漠土土壤总有机碳累积矿化量,与对照相比,添加不同量棉秆炭各处理土壤总有机碳累积矿化量差异显著($P < 0.05$)。

从图 6 可以看出,灰漠土中分别添加 300℃ 和 600℃ 棉秆炭 0%、0.1%、0.5%、1.0% 和 2.0%, 培养 100 d 后其总有机碳累积矿化率分别为 5.21%、4.53%、4.04%、3.53%、3.06% 和 5.21%、4.74%、4.26%、3.59%、2.99%, 且各处理间差异显著($P < 0.05$); 添加 300℃ 和 600℃ 棉秆炭都降低了灰漠土总有机碳的累积矿化速率,且添加比例为 0.1%、0.5% 和 1.0% 时,600℃ 棉秆炭的累积矿化速率分别比 300℃ 的棉秆炭高 4.65%、5.56% 和 1.71%, 添加 2.0% 600℃ 棉秆炭的处理则比 300℃ 的棉秆炭低 2.45%。

2.5 棉秆炭对土壤原有有机碳激发效应

从图 7 可知,在培养 0—20 d 内,灰漠土各处理中

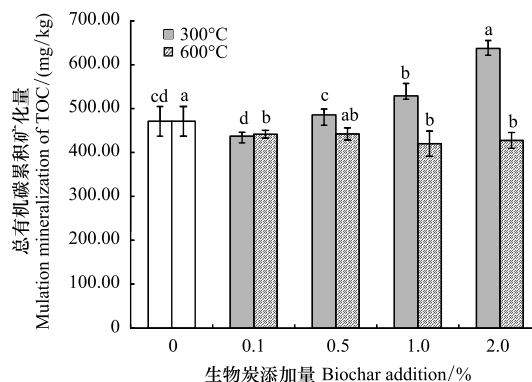


图 5 土壤总有机碳累积矿化量

Fig.5 Accumulative mineralization content of TOC

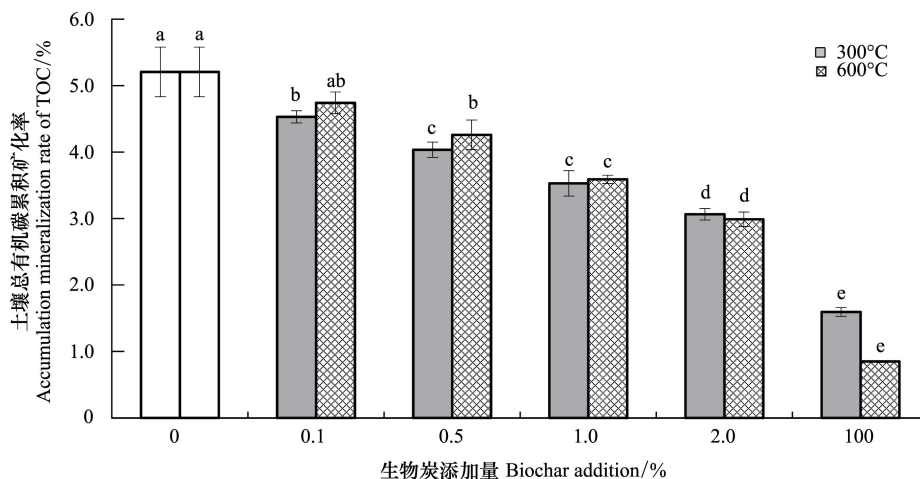


图 6 土壤总有机碳累积矿化率

Fig.6 Accumulative mineralization rate of TOC

添加 300℃ 棉秆炭对土壤原有有机碳激发效应随棉秆炭添加量的增加而增大,表现为正激发效应(0.1%处理除外);而 20—100 d 内均表现为负激发效应。在培养 0—5 d 内,土壤各处理中添加 600℃ 棉秆炭对灰漠土原有有机碳的激发效应随棉秆炭添加量的增加而降低,且低于 300℃ 棉秆炭的激发效应,但总体上表现为正激发效应;5—100 d 各处理表现为一致的负激发效应。总体来看,灰漠土添加棉秆炭在培养前期对土壤原有有机碳的激发效应表现为正激发,而后则表现为负激发,且棉花秸秆炭化温度越低,对灰漠土原有有机碳矿化正激发效应越明显,维持时间越长,而炭化温度越高对灰漠土土壤的负激发效应维持的时间更长也更稳定。

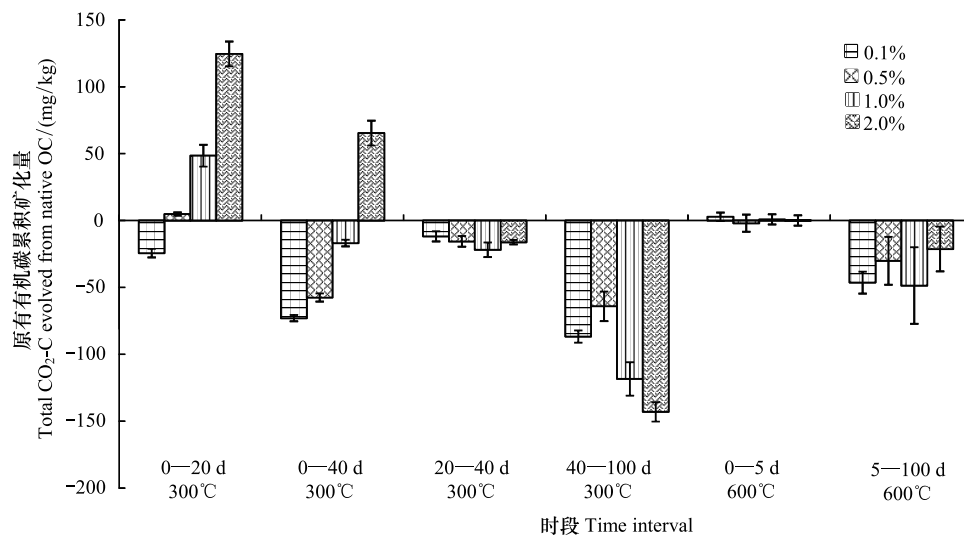


图7 原有土壤有机碳激发效应

Fig.7 Priming effects on native soil organic carbon in different time interval

3 讨论

由于自然条件、生物炭特性和土壤性质不同^[14]以及它们之间复杂的相互作用^[15-16],使得生物炭添加对土壤有机碳矿化作用存在正激发^[25]、负激发^[9-10]和无激发效应^[29],具有很大的不确定性。Wardle等^[20]指出450℃炭化的木炭对森林土壤腐殖质分解具有强烈激发作用,而对矿质土壤无激发作用。Luo等^[17]认为不同裂解温度制备的生物炭由于其所含活性有机质成分不同,低温(350℃)制备的生物炭具有较高的活性有机成分,对土壤有机碳表现出明显的正激发效应,高温(700℃)制备的生物炭正激发效应相对较小。Zimmerman等^[19]在低土壤有机碳含量的土壤也发现了类似的结果。谢祖彬等^[30]则认为由于生物炭巨大的比表面积和孔隙度,能够吸附养分,降低了微生物活动,从而抑制了土壤原有有机碳的矿化。而Spokas和Reicosky^[27]认为生物炭原料类型、裂解温度及其物理化学特性与土壤中二氧化碳排放没有明显的相关性。

本研究发现,棉秆炭添加对灰漠土土壤有机碳矿化前期表现为正激发效应,后期表现为负激发效应,高温(600℃)制备的棉秆炭相比低温(300℃)制备的棉秆炭正激发效应更短,但整个培养期内(100 d)总体为负激发效应。本研究表明,300℃炭化的棉秆炭其矿化速率和累积矿化量均高于600℃炭化的棉秆炭,激发了土壤有机碳矿化,增加了土壤累积矿化量,这可能是由于低温制备的棉秆炭具有更多的活性有机物质,其稳定性差^[31],为微生物提供了栖息地和碳源^[17,32],增加了微生物生物量和活性,加速了活性有机物质的分解^[33],并通过生物炭和土壤之间的相互作用,增加了胞外酶产生的直接作用^[34],提高了土壤革兰氏阳性/革兰氏阴性细菌的比例^[35],因此低温制备的棉秆炭更能促进土壤有机碳矿化和土壤累积矿化量^[8,21,36];培养10 d后,0.1%和0.5%棉秆炭添加量,其矿化速率开始低于空白对照处理,这是由于前期矿化速率较快,生物炭和土壤中的活性有机物质逐步消耗殆尽^[25],或者活性有机物质含量降低,不抵棉秆炭包封作用和吸附保护作用^[37]。而高温制备的棉秆炭,其活性成分较低,具有更大孔隙结构和比表面积^[30]以及复杂的芳香化结构,更多的活性有机物质成分吸附在棉秆炭表面或者孔隙内^[9,38-39],同时有可能释放更多的有毒物质,抑制了微生物生长和活性^[20,40],有机-无机矿物相互作用导致的土壤有机碳更加稳定^[25],从而抑制了土壤有机碳矿化,降低了土壤累积矿化量。因此,短期培养后(0-10 d),棉秆炭对土壤有机碳的激发效应逐渐消失,开始转变为负激发效应。

生物炭原材料、裂解温度以及制备方法不同,致使生物炭特性差异,同时土壤、环境条件都会影响生物炭在土壤的反应,导致土壤原有有机碳矿化激发效应的差异^[4]。刘艳萍等^[41]发现不同裂解温度(300℃、600℃

和 850℃) 制备的水稻秸秆生物炭对土壤原有有机碳激发效应表现为培养后期抑制现象。赵次娴等^[37] 利用蔗渣 770℃ 裂解制备的生物炭也呈现类似的趋势, 本研究结论与此相似。裂解温度越高, 生物炭颗粒物理化学以及微生物稳定性越强^[42], 不利于其在土壤中的化学和微生物降解, 与土壤矿物颗粒形成有机-无机复合体, 进而形成更加稳定的微团聚体^[43], 具有更强抗分解能力, 因此, 对土壤原有有机碳的抑制作用更加明显。

4 结论

(1) 炭化温度影响棉秆炭孔隙结构和官能团, 高温(600℃) 制备的棉秆炭相比低温(300℃) 裂解制备的棉秆炭具有更加复杂的孔隙网络结构, 芳香化程度更高, 稳定性更强。

(2) 棉秆炭和土壤有机碳矿化速率随时间变化呈乘幂关系, 炭化温度越高, 棉秆炭累积矿化量和累积矿化率越低, 添加 600℃ 棉秆炭相比 300℃ 棉秆炭分别降低了 83.35% 和 62.72%。相比对照处理, 添加 300℃ 棉秆炭增加了土壤有机碳累积矿化量, 并随棉秆炭添加量增加而增加, 土壤有机碳累积矿化量提高幅度在 3.05%—35.28%; 而添加 600℃ 棉秆炭降低了土壤有机碳累积矿化量, 降低比例为 6.11%—10.79%。

(3) 前期添加 300℃ 棉秆炭对土壤原有有机碳矿化为正激发效应, 而 600℃ 棉秆炭正激发效应微弱, 而后期均为负激发效应。添加棉秆炭能提高土壤有机碳含量, 促进土壤有机碳累积。

参考文献 (References):

- [1] IPCC. Climate Change 2013: the Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.
- [2] 李露, 周自强, 潘晓健, 熊正琴. 不同时期施用生物炭对稻田 N₂O 和 CH₄ 排放的影响. 土壤学报, 2015, 52(4): 839-848.
- [3] 徐敏, 伍钧, 张小洪, 杨刚. 生物炭施用的固碳减排潜力及农田效应. 生态学报, 2018, 38(2): 393-404.
- [4] Cely P, Tarquis A M, Paz-Ferreiro J, Méndez A, Gascó G. Factors driving the carbon mineralization priming effect in a sandy loam soil amended with different types of biochar. Solid Earth, 2014, 5: 585-594.
- [5] Jones D L, Rousk J, Edwards-Jones G, DeLuca T H, Murphy D V. Biochar-mediated changes in soil quality and plant growth in a three year field trial. Soil Biology and Biochemistry, 2012, 45: 113-124.
- [6] Zheng H, Wang Z Y, Deng X, Herbert S, Xing B S. Impacts of adding biochar on nitrogen retention and bioavailability in agricultural soil. Geoderma, 2013, 206: 32-39.
- [7] Fang Y, Singh B, Singh B P, Krull E. Biochar carbon stability in four contrasting soils. European Journal of Soil Science, 2014, 65(1): 60-71.
- [8] Singh B P, Cowie A L, Smernik R J. Biochar carbon stability in a clayey soil as a function of feedstock and pyrolysis temperature. Environment Science & Technology, 2012, 46(21): 11770-11778.
- [9] Lu W W, Ding W X, Zhang J H, Li Y, Luo J F, Bolan N, Xie Z B. Biochar suppressed the decomposition of organic carbon in a cultivated sandy loam soil: a negative priming effect. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 76: 12-21.
- [10] Rittl T F, Novotny E H, Balieiro F C, Hoffland E, Alves B J R, Kuyper T W. Negative priming of native soil organic carbon mineralization by oilseed biochars of contrasting quality. European Journal of Soil Science, 2015, 66(4): 714-721.
- [11] Woolf D, Amonette J E, Street-Perrott F A, Lehmann J, Joseph S. Sustainable biochar to mitigate global climate change. Nature Communications, 2010, 1: 1.
- [12] Pereira R C, Kaal J, Arbestain M C, Lorenzo R P, Aitkenhead W, Hedley M, Macías F, Hindmarsh J, Maciá-Agulló J A. Contribution to characterisation of biochar to estimate the labile fraction of carbon. Organic Geochemistry, 2011, 42(11): 1331-1342.
- [13] Kuzyakov Y, Bogomolova I, Glaser B. Biochar stability in soil: decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific ¹⁴C analysis. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 70: 229-236.
- [14] Whitman T, Zhu Z H, Lehmann J. Carbon mineralizability determines interactive effects on mineralization of pyrogenic organic matter and soil organic carbon. Environmental Science & Technology, 2014, 48(23): 13727-13734.
- [15] Joseph S D, Camps-Arbestain M, Lin Y, Munroe P, Chia C H, Hook J, van Zwieten L, Kimber S, Cowie A, Singh B P, Lehmann J, Foidl N, Smernik R J, Amonette J E. An investigation into the reactions of biochar in soil. Australian Journal of Soil Research, 2010, 48(7): 501-515.
- [16] Luo X X, Wang L Y, Liu G C, Wang X, Wang Z Y, Zheng H. Effects of biochar on carbon mineralization of coastal wetland soils in the Yellow River Delta, China. Ecological Engineering, 2016, 94: 329-336.
- [17] Luo Y, Durenkamp M, De Nobili M, Lin Q, Brookes P C. Short term soil priming effects and the mineralisation of biochar following its

- incorporation to soils of different pH. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(11): 2304-2314.
- [18] Keith A, Singh B, Singh B P. Interactive priming of biochar and labile organic matter mineralization in a smectite-rich soil. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(22): 9611-9618.
- [19] Zimmerman A R, Gao B, Ahn M Y. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(6): 1169-1179.
- [20] Wardle D A, Nilsson M C, Zackrisson O. Fire-derived charcoal causes loss of forest humus. *Science*, 2008, 320(5876): 629-629.
- [21] 谢国雄, 章明奎. 施用生物质炭对红壤有机碳矿化及其组分的影响. *土壤通报*, 2014, 45(2): 413-419.
- [22] Novak J M, Busscher W J, Watts D W, Laird D A, Ahmedna M A, Niandou M A S. Short-term CO₂ mineralization after additions of biochar and switchgrass to a Typic Kandudult. *Geoderma*, 2010, 154(3/4): 281-288.
- [23] Spokas K A, Koskinen W C, Baker J M, Reicosky D C. Impacts of woodchip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a Minnesota soil. *Chemosphere*, 2009, 77(4): 574-581.
- [24] Kuzyakov Y, Subbotina I, Chen H Q, Bogomolova I, Xu X L. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41(2): 210-219.
- [25] Singh B P, Cowie A L. Long-term influence of biochar on native organic carbon mineralisation in a low-carbon clayey soil. *Scientific Reports*, 2014, 4: 3687-3687.
- [26] Spokas K A, Reicosky D C. Impacts of sixteen different biochars on soil greenhouse gas production. *Annals of Environmental Science*, 2009, 3(612): 179-193.
- [27] 姚红宇, 唐光木, 葛春辉, 贾红涛, 徐万里. 炭化温度和时间与棉秆炭特性及元素组成的相关关系. *农业工程学报*, 2013, 29(7): 199-206.
- [28] 孙克静, 张海荣, 唐景春. 不同生物质原料水热生物炭特性的研究. *农业环境科学学报*, 2014, 33(11): 2260-2265.
- [29] Liu X Y, Zheng J F, Zhang D X, Cheng K, Zhou H M, Zhang A F, Li L Q, Joseph S, Smith P, Crowley D, Kuzyakov Y, Pan G X. Biochar has no effect on soil respiration across Chinese agricultural soils. *Science of the Total Environment*, 2016, 554-555: 259-265.
- [30] 谢祖彬, 刘琦, 许燕萍, 朱春悟. 生物炭研究进展及其研究方向. *土壤*, 2011, 43(6): 857-861.
- [31] Sigua G C, Novak J M, Watts D W, Szögi A A, Shumaker P D. Impact of switchgrass biochars with supplemental nitrogen on carbon-nitrogen mineralization in highly weathered Coastal Plain Ultisols. *Chemosphere*, 2016, 145: 135-141.
- [32] Farrell M, Kuhn T K, Macdonald L M, Maddern T M, Murphy D V, Hall P A, Singh B P, Baumann K, Krull E S, Baldock J A. Microbial utilisation of biochar-derived carbon. *Science of the Total Environment*, 2013, 465: 288-297.
- [33] Fang Y Y, Singh B, Singh B P. Effect of temperature on biochar priming effects and its stability in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, 80: 136-145.
- [34] Kuzyakov Y, Friedel J K, Stahr K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32(11/12): 1485-1498.
- [35] Mitchell P J, Simpson A J, Soong R, Simpson M J. Shifts in microbial community and water-extractable organic matter composition with biochar amendment in a temperate forest soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, 81: 244-254.
- [36] 刘岩, 尹云锋, 陈智伟, 尹艳, 马红亮, 高人. 不同生物质炭对土壤有机碳矿化及其活性碳的影响. *亚热带资源与环境学报*, 2016, 11(4): 9-14, 36-36.
- [37] 赵次娴, 陈香碧, 黎蕾, 肖和友, 刘坤平, 何寻阳, 苏以荣. 添加蔗渣生物质炭对农田土壤有机碳矿化的影响. *中国农业科学*, 2013, 46(5): 987-994.
- [38] Dempster D N, Gleeson D B, Solaiman Z M, Jones D L, Murphy D V. Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralisation with Eucalyptus biochar addition to a coarse textured soil. *Plant and Soil*, 2012, 354(1/2): 311-324.
- [39] Lehmann J, Rillig M C, Thies J, Masiello C A, Hockaday W C, Crowley D. Biochar effects on soil biota-A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(9): 1812-1836.
- [40] Deenik J L, McClellan T, Uehara G, Antal M J, Campbell S. Charcoal volatile matter content influences plant growth and soil nitrogen transformations. *Soil Science Society of America Journal*, 2010, 74(4): 1259-1270.
- [41] 刘燕萍, 高人, 杨玉盛, 尹云锋, 马红亮, 薛丽佳. 黑碳添加对土壤有机碳矿化的影响. *土壤*, 2011, 43(5): 763-768.
- [42] Liu Y X, Yang M, Wu Y M, Wang H L, Chen Y X, Wu W X. Reducing CH₄ and CO₂ emissions from waterlogged paddy soil with biochar. *Journal of Soils and Sediments*, 2011, 11(6): 930-939.
- [43] Hua L, Lu Z Q, Ma H R, Jin S S. Effect of biochar on carbon dioxide release, organic carbon accumulation, and aggregation of soil. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 2014, 33(3): 941-946.