

李莹, 魏志超, 李惠通, 等. 生物炭对杉木人工林土壤碳氮矿化的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(2): 314–321.

LI Ying, WEI Zhi-chao, LI Hui-tong, et al. Effect of biochar on C and N mineralization in soil from Chinese fir plantation[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(2): 314–321.

生物炭对杉木人工林土壤碳氮矿化的影响

李莹^{1,2}, 魏志超^{1,2}, 李惠通^{1,2}, 邱云霄¹, 周垂帆^{1,2}, 马祥庆^{1,2*}

(1. 福建农林大学林学院, 福州 350002; 2. 海峡两岸红壤区水土保持协同创新中心, 福州 350002)

摘要: 为探讨杉木生物炭输入到土壤中对土壤碳、氮矿化的影响和机制, 通过室内培养实验, 研究了单独施用生物炭、凋落物及其配合施用下土壤碳、氮矿化的特征以及可溶性有机碳(DOC)和微生物生物量的变化。结果表明, 生物炭单独施用或与凋落物同时添加到土壤中, 均增加了土壤有机碳含量且抑制了土壤有机碳和/或凋落物的矿化。生物炭对DOC的吸附效应导致土壤可利用态碳显著降低, 且单独添加生物炭后, 土壤微生物生物量碳含量在培养初期显著降低, 故这种吸附效应可能是生物炭抑制土壤有机碳矿化的重要原因之一。生物炭单独添加到土壤在培养结束后(90 d)并未改变土壤氮的矿化量, 但在培养过程中, 却降低了土壤氮的矿化; 然而, 无论是否存在生物炭, 添加凋落物均显著降低了土壤氮的矿化并增加了微生物生物量氮。这说明, 无凋落物存在的情况下, 生物炭的固氮效应呈现出短期效应。

关键词: 杉木; 生物炭; 凋落物; 人工林土壤; 矿化; 碳氮

中图分类号: X511 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2017)02-0314-08 **doi:** 10.11654/jaes.2016-1086

Effect of biochar on C and N mineralization in soil from Chinese fir plantation

LI Ying^{1,2}, WEI Zhi-chao^{1,2}, LI Hui-tong^{1,2}, QIU Yun-xiao¹, ZHOU Chui-fan^{1,2}, MA Xiang-qing^{1,2*}

(1. College of Forestry, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China; 2. Co-innovation Center for Soil and Water Conservation in Red Soil Region of the Cross-straits, Fuzhou 350002, China)

Abstract: To explore the effects of biochar on mineralization of soil organic carbon and nitrogen, a laboratory incubation pot experiment was conducted. Overall four treatments *viz a viz* (a) soil, (b) soil + biochar, (c) soil + biochar + litter, (d) soil + litter were provided to study the characteristics of the release of carbon dioxide and soil mineral N; as well as the changes in microbial biomass and dissolve organic carbon. The results showed that compared with control soil, the addition of biochar to soil with or without litter suppressed the mineralization of native soil organic carbon and/or litter-C. The adsorption of DOC by biochar significantly reduced the available carbon for soil microbial biomass carbon. Biochar alone added to the soil at the end of the incubation did not change the soil N mineralization but reduced soil N mineralization in the process of incubation. However, addition of litter to soil with or without biochar significantly reduced soil N mineralization and increased the microbial biomass nitrogen. It was concluded that biochar has short term effect for nitrogen conservation of soil in the presence of litter.

Keywords: Chinese fir; biochar; litter; plantation soil; mineralization; carbon nitrogen

收稿日期: 2016-08-22

作者简介: 李莹(1986—), 女, 博士研究生, 主要从事生物炭对土壤碳循环方面的研究。E-mail: 407541808@qq.com

* 通信作者: 马祥庆 E-mail: lxymxq@126.com

基金项目: 国家科技支撑计划项目(2015BAD09B010102); 国家自然科学基金项目(31400465); 福建农林大学科技发展基金项目(KF2015036)

Project supported: The National Key Technology Research and Development Program of the Ministry of Science and Technology of China(2015BAD09B010102); The National Natural Science Foundation of China(31400465); Science and Technology Development Fund of Fujian Agriculture and Forestry University(KF2015036)

近年来,生物炭(Biochar)由于其自身高度的稳定性和高含碳量受到了多方的关注^[1-2]。生物炭应用于土壤中通过碳-负效应可以近乎永久性地将大气中的碳固定起来,被认为是一种对陆地生态系统中的CO₂起到长期碳汇作用的新方法^[3-5]。生物炭作为一种新型材料,在进入土壤后,能够改善土壤的物理性质^[6],增加土壤养分等效应^[7-9],将对林业生态系统进行固碳减排产生重要的影响。但是许多研究发现,生物炭的添加增加了累计矿化量^[10]或加速了本地土壤有机碳的矿化^[11-12],降低了生物炭的固碳潜力。如生物炭在进入土壤初期会在较短时间内出现表面性氧化,或生物炭的少量活性物质可以被微生物作为有效碳源所利用。同时,生物炭本身携带的养分和活性物质进入土壤后可能在短期内促进微生物的增长和代谢^[13-16],在某种程度上可能降低生物炭的稳定性。然而,Hilscher等^[11]发现,添加草类生物炭到瑞士壤土中加快了CO₂矿化,但添加松木生物炭到相同的土壤中并没有增加CO₂释放。同时,Spokas等^[17]通过室内培养实验发现,来自16种不同原料物质的生物炭分别添加到农业土壤中后,土壤有机碳矿化速率有提高也有降低,且有生物炭添加后并未对土壤有机碳矿化速率产生影响。

土壤碳、氮含量作为土壤性状的重要指标,也是土壤质量评价和土地可持续利用管理必须考虑的重要指标。相对于生物炭对土壤碳循环方面的影响,生物炭对氮循环的影响研究较少,且同样未取得一致性的结果,如生物炭的添加降低^[10,18]或增加^[19-20]了土壤净氮矿化量。张阿凤^[21]认为农业土壤在添加生物炭后其氮氧化物的排放量显著降低,但也有研究发现,生物炭的添加会加快土壤中氮氧化物的释放^[22]。以上不一致的研究结果可能与生物炭和试验土壤的土壤特征有关,如土壤的碳、氮含量,生物炭的原料和制作方法等有关^[23-25]。

杉木(*Cunninghamia lanceolata*)是我国中亚热带地区重要的速生造林和用材林树种,以其良好的材质受到了广泛的青睐。然而多代连栽和森林采伐会导致土壤碳氮的损失,尤其在采伐后的几年里,有机物分解引起的碳输出超过输入,使得林地土壤成为净碳源^[26]。多年来,人工林经营和林木加工过程中产生了大量的采伐剩余物和林木加工废弃物(比如木屑),理论上,将这些剩余物和废弃物加工成生物炭后添加到土壤中,不但可以减少环境污染和资源浪费,更重要的是能够提高土壤的碳含量和固碳潜力。但是,鉴于生物炭性质以及试验土壤的多样性,在考虑大面积施

用生物炭到杉木林之前,必须对杉木生物炭在碳、氮循环影响以及其对微生物活动的影响方面进行深入研究。需要注意的是,杉木林中存在定期或不定期的凋落物进入到土壤中,故在研究生物炭对杉木人工林土壤影响的过程中,凋落物是必须考虑的一个因素^[27]。有研究表明,土壤中活性物质的存在(如秸秆、葡萄糖等)将会促进微生物的活动进而加快生物炭的降解,从而影响其稳定性和固碳潜力^[9,28]。

本文以杉木人工林土壤为研究对象,设置单独添加生物炭、添加生物炭和凋落物、单独添加凋落物的处理,进行为期90 d的室内模拟培养,实验目的是:(1)分析生物炭单独添加或与凋落物共同添加后对土壤碳、氮矿化的影响机制。(2)通过对土壤碳矿化速率、土壤氮矿化量、土壤微生物生物量和可溶性有机碳的研究来评估生物炭添加对土壤固碳和固氮的潜力。

1 材料与方法

1.1 试验土壤取样

土样于2015年10月采自福建南平莘口林场(117°27'~118°14'E,26°07'~27°13'N)的杉木中龄林0~20 cm表层土,土壤为粉砂岩发育的红壤土。采用蛇形布点法进行采样,土壤取回后剔除可见碎石、动植物残体等杂质,之后过2 mm筛,混匀后立即储存在4℃条件下待用。

1.2 生物炭的制备

选取来自同一片杉木人工林的杉木枝条为生物炭制备原料,枝条采回后先用去离子水洗净,在室温下风干后粉碎过1 mm筛。将过筛后的原料装填入50 mL的陶瓷坩埚中,装满压实后加盖,置于马弗炉中进行厌氧热解,热解温度设定为550℃,升温速率为20℃·min⁻¹,热解持续时间为4 h^[29]。热解结束待其自然冷却至室温后置于棕色广口瓶中待测。

1.3 凋落物的收集

同时收集杉木林地面的叶片凋落物,只有叶片完整、相对新鲜的杉木叶片凋落物才能用于此次实验。叶片取回后用去离子水洗净,在80℃条件下烘干后粉碎过1 mm筛,置于棕色瓶中待用。

1.4 培养实验

实验共设置了4个处理,分别为:土壤(Soil, CK)、土壤+1%生物炭(Soil+biochar, SB)、土壤+杉木叶片凋落物(Soil+ litter, SL)、土壤+1%生物炭+杉木叶片凋落物(Soil+biochar+litter, SBL)。

培养方法如下：称取相当于 50 g 干土重的鲜土（过 2 mm 筛），分别放置在 500 mL 的玻璃梅森瓶中（直径 8 cm、高 11.2 cm），密封后置于恒温培养箱（25 ℃）中进行 7 d 预培养，促使土壤微生物快速适应新环境，土壤湿度调整为田间持水量的 40%。预培养结束后，按照实验处理方式将生物炭和/或杉木凋落物与土壤均匀混合（生物炭和凋落物的添加量均为土壤干重的 1%）。不同土壤处理后被置于恒温培养箱中进行为期 90 d 的暗培养，每周按照田间持水量的 70%，定期添加去离子水。在培养的第 1、2、3、4、7、10、16、23、29、35、41、47、53、59、65、71、77、83、89、92 d 时取样测定土壤有机碳的矿化量，同时计算土壤有机碳矿化速率（CO₂ mg·kg⁻¹·d⁻¹）、有机碳累积矿化量（CO₂ mg·kg⁻¹）。分别在培养的第 0、30、60、90 d 进行破坏性取样，测定不同处理土壤的无机氮含量（NH₄⁺+NO₃⁻）、可溶性有机碳含量（DOC）、微生物生物量碳（SMBC）和微生物生物量氮（SMBN）含量。整个实验共 60 瓶土样，每个处理 14 个重复，其中 4 个重复用于跟踪测定 CO₂ 含量变化，其余重复用于进行后期的破坏性取样。

1.5 样品测定

CO₂ 释放量测定采用碱性吸收法^[30]，土壤、生物炭和凋落物的全碳、全氮含量采用碳氮元素分析仪测定。pH 采用电位法测定，其中水与生物炭/凋落物比例为 10:1，水与土壤的比例为 2.5:1。生物炭碳酸盐含量采用气量法测定^[29]，全磷含量采用钼锑抗比色法测定。土壤铵态氮（NH₄⁺-N）和硝态氮（NO₃⁻-N）含量用 2 mol·L⁻¹ KCl 溶液按照 1:10 的土液比进行浸提，离心过滤后用连续流动分析仪（Skala San++，荷兰）测定。土壤、生物炭和凋落物的基本性质见表 1。

表 1 试验材料的基本物理化学性质

Table 1 Main physico-chemical properties of native soils, biochar, and litter used for incubation

项目	总碳/%	总氮/%	碳酸盐/%	pH	全磷/g·kg ⁻¹	全钾/g·kg ⁻¹
土壤	1.47	0.18	—	4.1	0.6	21.94
生物炭	74.92	0.88	0.72	8.72	0.28	2.9
凋落物	49.23	1.56	—	5.39	0.72	7.3

土壤微生物生物量碳（SMBC）和微生物生物量氮（SMBN）用氯仿熏蒸灭菌-K₂SO₄ 浸提法测定。浸提液中的有机碳和总氮浓度利用总有机碳分析仪加 TN 单元（SHIMADZU TOC-VCPH/CPN Analyzer 日本岛津）进行测定。不同处理未熏蒸土壤提取液有机碳含

量测定值为土壤可溶性有机碳含量。

SMBC 和 SMBN 分别由下式求得：

SMBC=EC/KEC

SMBN=EN/KEN

式中：EC、EN 分别为熏蒸与未熏蒸土样浸提液中有有机碳、氮的差值；KEC 和 KEN 为转换系数，其值分别为 0.45 和 0.54。

1.6 数据处理与分析

CO₂ 排放量（mg·g⁻¹）=1/2（V₂-V₁）×n×44/m

式中：V₁ 为不同处理下滴定所消耗的 HCl 溶液体积，mL；V₂ 为空白实验滴定所消耗的 HCl 溶液体积，mL；n 为 HCl 溶液的物质的量，mol·L⁻¹；44 为 CO₂ 摩尔质量，g·mol⁻¹；m 为土样质量，g。

CO₂ 释放速率（mg·kg⁻¹·d⁻¹）=有机碳矿化量/Δt

式中：Δt 为培养时间，d。

土壤 CO₂ 累计排放量为从培养第 1 d 起到测定当日的 CO₂ 排放总量。

土壤无机氮含量（mg·kg⁻¹）=土壤 NO₃⁻-N 含量（mg·kg⁻¹）+土壤 NH₄⁺-N 含量（mg·kg⁻¹）

土壤净氮矿化量（mg·kg⁻¹）=培养后土壤无机氮含量（mg·kg⁻¹）-培养前土壤无机氮含量（mg·kg⁻¹）

采用 Microsoft Excel 2003 进行数据处理，采用 SPSS 18.0 进行方差分析（ANOVA）和多重比较，用 LSD 法对处理间数据进行差异显著性分析。

2 结果与分析

2.1 不同添加物对土壤呼吸的影响

添加生物炭和/或杉木凋落物后土壤 CO₂ 释放速率随培养时间的动态变化如图 1 所示。培养期内，不同处理下土壤 CO₂ 释放速率均表现为先剧烈增加然后逐渐降低最后趋于稳定的趋势，且呈现出明显的阶

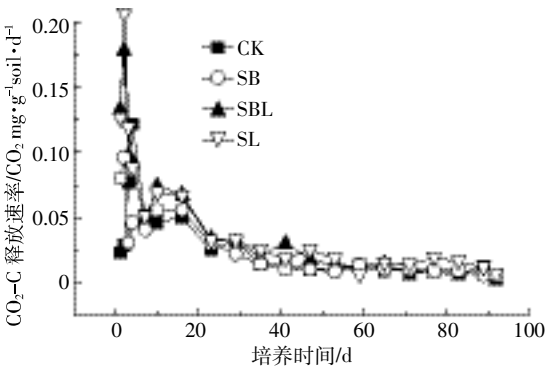
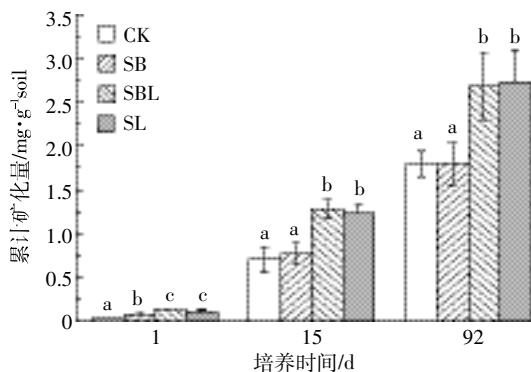


图 1 不同处理土壤碳释放速率

Figure 1 Soil organic carbon mineralization rate under different treatment

段性。培养开始的第2 d或第3 d矿化速率急剧上升,达到了整个培养期 CO_2 释放速率的最高峰,之后迅速下降,第二次的矿化高峰均发生在培养的第16 d左右,之后直至培养结束 CO_2 的释放速率减少且相对平稳。CK处理的矿化速率最高峰出现在培养后的第3 d,为 $0.122 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,而SB、SBL和SL处理的矿化速率最高峰发生在培养后的第2 d,分别为 0.095 、 0.179 、 $0.206 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。

与对照相比,施用凋落物的处理 CO_2 释放速率显著增加,尤其在培养初期更为明显(图2)。培养第1 d, SBL和SL处理下土壤 CO_2 矿化速率分别为 0.134 、 $0.126 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,显著高于($P < 0.01$)无凋落物添加处理(SB和CK处理);其次为SB处理,其矿化速率为 $0.08 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,显著高于($P < 0.05$)CK处理($0.023 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)。培养第15 d后,凋落物处理的累计矿化量显著高于无凋落物处理的土壤累计矿化量,但CK与SB之间、SBL与SL之间无显著差异,并在之后的培养中仍保持该趋势。但培养第15 d时累计矿化量占到了90 d累计矿化量的39.4%~47.6%。



误差线为标准差;同一培养时间不同字母表示差异达到显著水平($P < 0.05$)。下同

Vertical bars represent standard deviation of the mean ($n=3$). Different letter(s) above the bars indicate significant difference between treatments at $P=0.05$

图2 不同处理下土壤累计 CO_2 释放量

Figure 2 Cumulative CO_2 -C emission from different treatments

2.2 生物炭添加对土壤总有机碳(SOC)和可溶性有机碳(DOC)的影响

整个培养过程中,各处理的SOC含量相对于培养初期均未产生显著性差异,且无论土壤中是否存在凋落物,添加生物炭均显著增加了SOC含量(图3)。然而,土壤在单独添加凋落物后,其随着培养的进行,SOC含量逐渐降低。这一结果说明,生物炭的添加显著提高SOC含量,即使在凋落物存在的情况下,生物

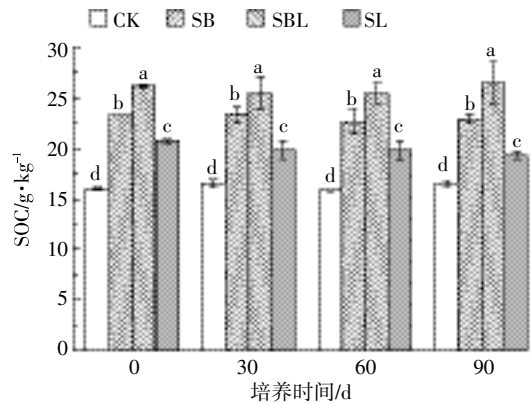


图3 不同处理土壤总有机碳(SOC)的变化

Figure 3 Soil total organic carbon(SOC) at different treatments during 90 day incubation period

炭的固碳效应也是明显的。

从图4可以看出,随着培养的进行,不同处理的土壤DOC含量均呈现先增加,后减少,之后又增加的趋势。但不同处理在不同时间之间存在着显著差异。对不同处理的DOC含量进行方差分析后发现(表2),生物炭和凋落物均对其产生极显著影响。在整个培养期内,SB处理中DOC含量都显著低于CK处理,尤其是第0 d;而SL处理的DOC含量显著高于CK处理,除了第90 d。但是,土壤在同时添加生物炭和凋落物的情况下,其土壤DOC含量相对CK处理在整个培养期中都没有显著差异。

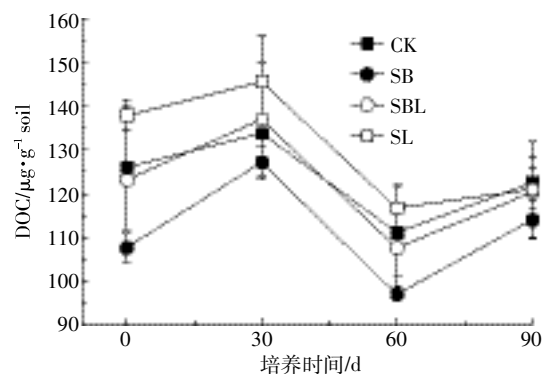


图4 不同处理土壤可溶性有机碳(DOC)的变化

Figure 4 Soil dissolve organic carbon(DOC) at different treatments during 90 day incubation period

2.3 生物炭的添加对土壤氮矿化的影响

整个培养过程中,各处理的总氮含量相对于培养初期均未产生显著性差异(图5)。对同时期不同处理的土壤总氮含量进行跟踪监测发现,在培养初期,生物炭和凋落物的添加均轻微增加了土壤总氮含量,随着培养的进行,90 d后,只有共同添加生物炭和凋

表 2 不同处理下土壤 N 矿化、DOC、SMBC 和 SMBN 方差分析

Table 2 Analysis of variance of N mineralization, DOC, SMBC and SMBN in different treatment

项目	土壤矿化氮		DOC		SMBC		SMBN	
	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
生物炭	0.96	0.33	9.497	<0.001	2.057	0.16	0.468	0.498
凋落物	54.328	<0.001	6.873	0.012	135.858	<0.001	91.454	<0.001
生物炭 × 凋落物	2.352	0.133	0.055	0.817	0.16	0.902	4.829	0.034

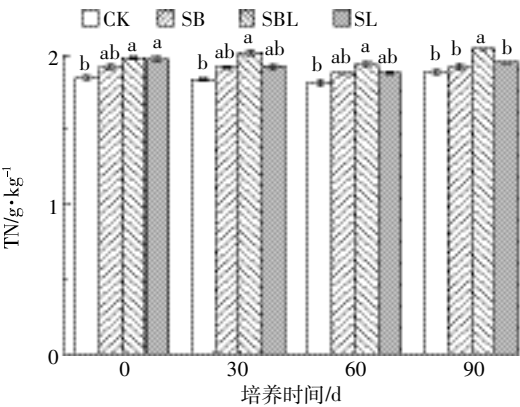


图 5 不同处理土壤总氮含量(TN)的变化

Figure 5 Soil total nitrogen(TN) at different treatments during 90 day incubation period

落物的处理其总氮含量显著高于 CK，土壤单独添加生物炭或凋落物，其总氮含量与 CK 处理相比均无显著差异。

随着培养的进行,土壤氮的矿化呈现出不同程度的增加,换言之,土壤的培养条件有利于土壤 N 的矿化(图 6)。相对于培养初期,培养结束后各处理土壤氮矿化量均产生显著差异($P<0.01$),且在培养的 30~60 d 期间氮矿化量显著提高($P<0.01$)。在培养开始(第 0 d),不同处理间的 N 矿化量并没有统计学差异,但在 90 d 后,CK 处理和 SB 处理的氮矿化量相较于第

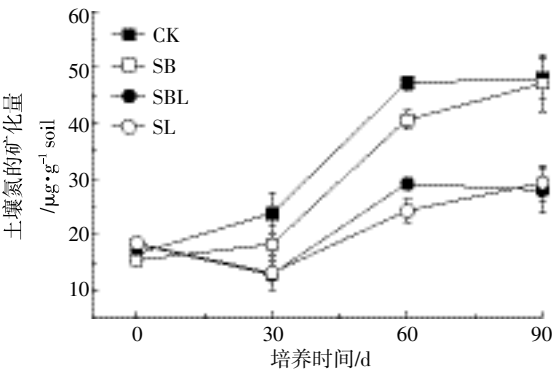


图 6 不同处理土壤氮矿化量的变化

Figure 6 Soil mineral N at different treatments during 90 day incubation period

0 d 分别增加了 191%和 207%,而 SBL 处理和 SL 处理分别增加了 52.66%和 59%,即凋落物处理的氮矿化量显著低于无凋落物的处理。另外,尽管在 90 d 后,SB 处理的氮矿化量($47.06 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)与 CK 处理($48.06 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)相比并无显著差异,但是 90 d 前,SB 处理的氮矿化量均低于 CK 处理。然而,在凋落物存在的情况下,是否添加生物炭对氮的矿化量在整个培养过程中并无显著影响。

2.4 生物炭的添加对土壤微生物生物量的影响

添加生物炭对 SMBC 和 SMBN 的影响如图 7 和图 8 所示。随着培养的进行,各处理 SMBC 在第 30 d

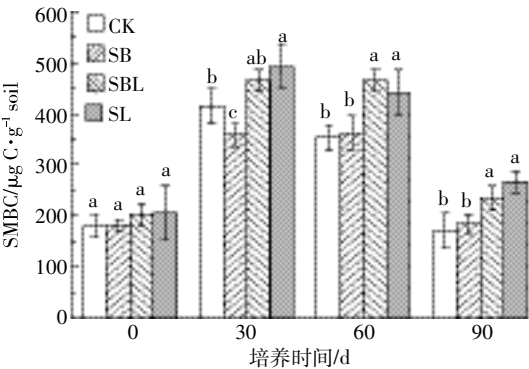


图 7 不同处理土壤微生物生物量碳(SMBC)的变化

Figure 7 Soil microbial biomass carbon(SMBC) at different treatments during 90 day incubation period

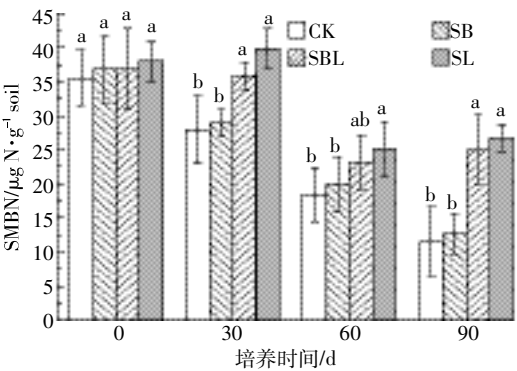


图 8 不同处理土壤微生物生物量氮(SMBN)的变化

Figure 8 Soil microbial biomass nitrogen(SMBN) at different treatments during 90 day incubation period

均出现快速增长($P<0.01$),随后在第 90 d 显著降低($P<0.01$)。第 30 d 时添加生物炭均降低了 SMBC,且 SB 处理与 CK 处理之间呈显著性差异。在整个培养周期中,除第 30 d 外,凋落物处理的 SMBC 含量均显著高于相应的无凋落物的处理,CK 与 SB 之间,SBL 与 SL 之间均无显著差异。

相比于 SMBC,不同处理之间 SMBN 含量的变化趋势并不一致。无凋落物处理其 SMBN 含量在整个培养过程中持续降低,且与培养初期相比,90 d 后无凋落物处理的 SMBN 含量呈现出显著差异($P<0.01$)。然而,凋落物处理下其 SMBN 含量在前 30 d 趋于稳定,随后下降($P<0.05$)。与 SMBC 相似,在整个培养过程中,添加凋落物处理其 SMBN 含量显著高于未添加凋落物的处理,无论是否添加凋落物,生物炭添加均未对 SMBN 产生显著影响,即 CK 和 SB 之间、SBL 与 SL 之间在整个培养过程中,SMBN 含量均无显著差异。

3 讨论

3.1 生物炭添加对土壤有机碳的影响

培养初期,土壤矿化速率的增加可能是由于培养条件有利于微生物的生长和活动,随着培养时间的延长,能为微生物提供的养分逐渐减少,也无外源养分离物质的加入,矿化速率逐渐降低并趋于平稳。结果显示,土壤单独添加生物炭后并没有显著影响土壤 CO_2 的累计释放量。但是,大量文献证明^[31-32],生物炭通常含有一定量的无机碳,主要以碳酸盐的形式存在,碳酸盐在进入酸性土壤后将被迅速转换为 CO_2 。本试验施用的生物炭其碳酸盐含量为 0.72%(W/W),由于培养结束后各处理土壤并未发现无机碳的存在,故可以认定,生物炭中的碳酸盐在培养期间已全部转换为 CO_2 ($0.072 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \text{ soil}$)。培养结束后,SB 处理的累计矿化量比 CK 处理多了 $0.00678 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \text{ soil}$,去除来自生物炭碳酸盐转化的 CO_2 总量,SB 处理中来自土壤有机碳的 CO_2 累积量低于 CK 处理。尽管我们无法确定 CO_2 来自于土壤和生物炭的精确比例,但可以推断,生物炭的添加减少了本地土壤有机碳的矿化。

土壤无论是单独添加凋落物,或生物炭和凋落物的共同添加,其土壤累计矿化量在 90 d 之后相比于 CK 处理都有显著提高。这可能是由于凋落物通常包含大量的易降解成分,在进入土壤之后,易降解的物质被土壤中的微生物利用,促进了微生物的活动,由此加快了矿化作用。然而生物炭和凋落物共同添加到土壤后,其累计矿化量略低于土壤单独添加凋落物处

理。基于生物炭中碳酸盐的存在,同样可以认定,生物炭的添加抑制了土壤有机碳和/或凋落物的矿化。事实上,生物炭添加对土壤矿化的影响受到了生物炭和土壤二者性质的共同影响。有研究发现,低温条件下制备产生的生物炭包含更多的活性物质,在进入土壤后更易促进土壤有机碳的矿化^[28,33-34]。无论土壤中是否存在凋落物,生物炭的添加均未导致土壤累计矿化量的增加,同时生物炭的添加显著提高 SOC 含量。这一结果说明,即使在凋落物存在的情况下,生物炭的稳定性和固碳效应也是明显的。

可溶性有机碳(DOC)是高活性物质,可以为土壤微生物提供能量和养分,是微生物最重要的能量来源。本研究中,在单独添加凋落物到土壤后 DOC 含量显著升高,这一结果与土壤累计矿化量结果一致。但是无论土壤中是否存在凋落物,相对于相应的 CK 处理,添加生物炭都显著降低了 DOC 含量。这要归因于生物炭表面对 DOC 的吸附或 DOC 进入到生物炭微孔结构使其避免被微生物所降解,与 Liang 等^[24]和 Lu 等^[35]的研究结果一致。在土壤添加生物炭后,生物炭的这一吸附效应使土壤中被吸附的 DOC 部分不能被微生物利用,增加了土壤有机质的稳定性。培养初期,由于生物炭对土壤吸附作用导致土壤中微生物的可利用态碳含量显著降低,抑制了微生物的生长和繁殖。微生物生物量碳的结果也验证了这一推测。

在土壤共同添加生物炭和凋落物的处理中,在整个培养期其 DOC 含量相较于 CK 处理均无显著差异,但其有机碳累计矿化量显著高于 CK 处理。在该处理中,尽管生物炭的吸附效应导致 DOC 含量降低,但凋落物中的易降解成分促进土壤微生物的生长和繁殖,微生物可能会通过调整微生物群落结构来优先降解土壤中添加的凋落物,在整个培养期中土壤共同添加生物炭和凋落物处理的 SMBC 含量相较于单独添加凋落物处理(图 6)的土壤均无显著差异。所以在短期内,生物炭对 DOC 的吸附效应并未显著影响土壤的矿化。培养第 30 d,土壤在添加生物炭后其微生物生物量碳相对于相应的 CK 处理显著降低。然而,在随后的培养中,SB 处理中的 SMBC 含量与 CK 处理并无显著差异,可能是 SB 处理中微生物逐渐通过改变自身群落结构来适应新的碳环境。这一结果说明,生物炭对 DOC 的吸附作用可能导致培养初期微生物的增长和繁殖受到一定的抑制,对 DOC 部分的吸附机制(尤其是在培养初期)可能是本实验出现生物炭抑制土壤有机碳矿化从而产生固碳效应的重要原因^[36-37]。

3.2 生物炭对土壤氮矿化和固氮的影响

培养结束后,单独添加生物炭的处理其土壤氮的矿化量与CK处理几乎相等。但是,在第30d和第60d时,氮矿化量均低于CK处理。一方面可能是由于本实验所使用的生物炭包含少量的活性物质,生物炭在进入土壤后,这些活性物质在被微生物利用的过程中可以导致土壤中有效氮被固定。然而,随着生物炭中活性物质被逐渐耗尽且无外源物质的加入,使得生物炭进入土壤对土壤氮的固定呈现出短期效应。另一方面,有研究发现,低于600℃热解温度产生的生物炭对 NH_4^+ 有一定的吸附力,也是造成氮矿化微弱降低的另一原因^[38],无论是否存在生物炭,土壤添加凋落物都显著降低了土壤氮的矿化量。凋落物含有大量的易降解物质供微生物分解利用,凋落物能否被有效地分解并为生物群落提供能源和养分物质,氮是最重要的制约因素之一。在凋落物分解初期,微生物在利用凋落物有机质的过程中通过固定土壤有效氮来促进自身的繁殖,将土壤中的有效氮通过微生物本身利用形成了固氮模式从而避免氮被矿化。在培养过程中,凋落物处理中SMBN含量显著高于无凋落物处理的含量,在凋落物存在的情况下,生物炭的添加并没有显著影响土壤氮的矿化。这是由于在凋落物和生物炭同时存在时,微生物会优先利用凋落物作为碳源,短期内添加生物炭并未显著影响土壤氮的矿化。但是在对不同处理下的土壤进行总氮含量的跟踪监测时发现,在培养结束后,只有同时添加生物炭和凋落物的处理其总氮含量显著高于CK处理,其余处理总氮含量并无显著变化。这说明在凋落物的存在下,添加生物炭可产生显著的固氮效应,而土壤在单独添加凋落物后可能促进了土壤中的氮通过其他形式的释放,如 N_2O ,这需要进一步进行研究验证。

4 结论

(1)生物炭单独添加或与杉木凋落物共同施用到土壤中并未显著改变培养期有机碳累计矿化量。但因生物炭中存在的一定量碳酸盐和活性物质进入土壤后将转化为 CO_2 ,所以生物炭无论是单独施用或与凋落物共同被添加到土壤中,均抑制了土壤有机碳和/或凋落物的降解。

(2)单独添加凋落物显著提高了土壤可溶性有机碳,但添加生物炭均显著降低了土壤可溶性有机碳含量。这主要源于生物炭对土壤可溶性有机碳的吸附效应,这种效应或许是生物炭抑制土壤有机碳和/

或凋落物降解的重要原因之一。

(3)在培养过程中,单独添加生物炭降低了土壤氮的矿化;无论是否存在生物炭,添加凋落物均显著降低了土壤氮的矿化。

致谢:福建农林大学林学院2013级水保专业本科生邓明明、童凯、施家意参与了野外取样和室内分析,福建农林大学莘口教学林场提供外业支持,特此感谢!

参考文献:

- [1] Sohi S P, Krull E, Lopez-Capel E, et al. A review of biochar and its use and function in soil[J]. *Advances in Agronomy*, 2010, 105(1):47–82.
- [2] Zhang L, Xu C, Champagne P. Overview of recent advances in thermo-chemical conversion of biomass[J]. *Energy Conversion & Management*, 2010, 51(5):969–982.
- [3] 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 & Biochemistry*, 2009, 41(2):210–219.
- [4] Lehmann J. A handful of carbon[J]. *Nature*, 2007, 447(7141):143–144.
- [5] 潘根兴, 张阿凤, 邹建文, 等. 农业废弃物生物炭转化还田作为低碳农业途径的探讨[J]. *生态与农村环境学报*, 2010, 26(4):394–400. PAN Gen-xing, ZHANG A-feng, ZOU Jian-wen, et al. Biochar from agro-byproducts used as amendment to croplands: An Option for Low Carbon Agriculture[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2010, 26(4):394–400.
- [6] Lackner K S. A Guide to CO_2 Sequestration[J]. *Science*, 2003, 300(5626):1677–1678.
- [7] Ameloot N, Sleutel S, Das K C, et al. Biochar amendment to soils with contrasting organic matter level: Effects on N mineralization and biological soil properties[J]. *Global Change Biology Bioenergy*, 2015, 7(1):135–144.
- [8] Harder B. Smoldered-Earth policy: Created by ancient amazonian natives, fertile, dark soils retain abundant carbon[J]. *Science News*, 2006, 169(9):133.
- [9] Maestrini B, Herrmann A M, Nannipieri P, et al. Ryegrass-derived pyrogenic organic matter changes organic carbon and nitrogen mineralization in a temperate forest soil[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2014, 69(69):291–301.
- [10] Bruun E W, Ambus P, Egsgaard H, et al. Effects of slow and fast pyrolysis biochar on soil C and N turnover dynamics[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2012, 46(1):73–79.
- [11] Hilscher A, Heister K, Siewert C, et al. Mineralisation and structural changes during the initial phase of microbial degradation of pyrogenic plant residues in soil[J]. *Organic Geochemistry*, 2009, 40(3):332–342.
- [12] 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 & Environment*, 2011, 140(1):309–313.
- [13] Atkinson C J, Fitzgerald J D, Hipps N A. Potential mechanisms for

- achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: A review[J]. *Plant & Soil*, 2010, 337(1/2): 1–18.
- [14] Spokas K A, Cantrell K B, Novak J M, et al. Biochar: A synthesis of its agronomic impact beyond carbon sequestration[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2012, 41(4): 973–989.
- [15] Glaser B, Lehmann J, Zech W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal: A review[J]. *Biology & Fertility of Soils*, 2002, 35(4): 219–230.
- [16] Wardle D A, Zackrisson O, Nilsson M C. The charcoal effect in Boreal forests: Mechanisms and ecological consequences[J]. *Oecologia*, 1998, 115(3): 419–426.
- [17] 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(4): 574–581.
- [18] Dempster D N, Gleeson D B, Solaiman Z M, et al. Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralisation with Eucalyptus biochar addition to a coarse textured soil[J]. *Plant & Soil*, 2012, 354(1/2): 311–324.
- [19] Castaldi S, Riondino M, Baronti S, et al. Impact of biochar application to a Mediterranean wheat crop on soil microbial activity and greenhouse gas fluxes[J]. *Chemosphere*, 2011, 85(9): 1464–1471.
- [20] Nelissen V, Rütting T, Huygens D, et al. Maize biochars accelerate short-term soil nitrogen dynamics in a loamy sand soil[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2012, 55: 20–27.
- [21] 张阿凤. 秸秆生物质炭对农田温室气体排放及作物生产力的效应研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2012.
- ZHANG A-feng. A study on effect of biochar amendment on greenhouse gases emissions and crop productivity in agriculture[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2012.
- [22] 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.
- [23] Lehmann J, Gaunt J, Rondon M. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems: A review[J]. *Mitigation & Adaptation Strategies for Global Change*, 2006, 11(2): 395–419.
- [24] Liang B, Lehmann J, Sohi S P, et al. Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil[J]. *Organic Geochemistry*, 2010, 41(2): 206–213.
- [25] Dempster D N, Jones D L, Murphy D V. Clay and biochar amendments decreased inorganic but not dissolved organic nitrogen leaching in soil[J]. *Soil Research*, 2012, 50(3): 216–221.
- [26] 胡振宏. 采伐剩余物管理措施对杉木人工林土壤碳氮库的影响[D]. 福州: 福建师范大学, 2013.
- HU Zhen-hong. Harvest residue management effects of soil carbon and nitrogen pools in a replanted Chinese fir plantation[D]. Fuzhou: Fujian Normal University, 2013.
- [27] 周丽丽. 不同发育阶段杉木人工林养分内循环与周转利用效率的研究[D]. 福州: 福建农林大学, 2014.
- ZHOU Li-li. Study on nutrient retranslocation and nutrient use efficiency in different developmental-staged Chinese fir plantations[D]. Fuzhou: Fujian Agriculture and Forestry University, 2014.
- [28] Keith A, Singh B, Singh B P. Interactive priming of biochar and labile organic matter mineralization in a smectite-rich soil[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(22): 9611–9618.
- [29] Yuan J H, Xu R K, Zhang H. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(3): 3488–3497.
- [30] 万菁娟, 郭剑芬, 刘小飞, 等. 杉木和米槠凋落叶 DOM 对土壤碳矿化的影响[J]. 生态学报, 2015, 35(24): 8148–8154.
- WAN Jing-juan, GUO Jian-fen, LIU Xiao-fei, et al. Effects of dissolved organic matter from *Cunninghamia lanceolata* and *Castanopsis carlesii* leaf litter on soil C mineralization[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(24): 8148–8154.
- [31] Mitchell P J, Simpson A J, Soong R, et al. Shifts in microbial community and water-extractable organic matter composition with biochar amendment in a temperate forest soil[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2015, 81: 244–254.
- [32] Jones D L, Murphy D V, Ahmad W, et al. Short-term biochar-induced increase in soil CO₂ release is both biotically and abiotically mediated[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2011, 43(8): 1723–1731.
- [33] Zimmerman A R. Abiotic and microbial oxidation of laboratory-produced black carbon(biochar)[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(4): 1295–1301.
- [34] Singh B P, Cowie A L, Smernik R J. Biochar carbon stability in a clayey soil as a function of feedstock and pyrolysis temperature [J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(21): 11770–11778.
- [35] Lu W, Ding W, Zhang J, et al. Biochar suppressed the decomposition of organic carbon in a cultivated sandy loam soil: A negative priming effect[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2014, 76(1): 12–21.
- [36] Smebye A, Alling V, Vogt R D, et al. Biochar amendment to soil changes dissolved organic matter content and composition[J]. *Chemosphere*, 2015, 142: 100–105.
- [37] Kasozi G N, Zimmerman A R, Nkedi-Kizza P, et al. Catechol and humic acid sorption onto a range of laboratory-produced black carbons (biochars)[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(16): 6189–6195.
- [38] Yang F, Cao X, Gao B, et al. Short-term effects of rice straw biochar on sorption, emission, and transformation of soil NH₄⁺-N[J]. *Environmental Science & Pollution Research International*, 2015, 22(12): 9184–9192.