

生物质炭对茂兰喀斯特森林土壤呼吸与有机碳的影响^①

张明江¹, 龙 健^{1*}, 李 娟², 廖洪凯¹, 刘灵飞¹, 赵 畅¹, 华 健¹

(1 贵州师范大学贵州省山地环境重点实验室, 贵阳 550001; 2 贵州师范大学地理与环境科学学院, 贵阳 550001)

摘 要:以贵州茂兰喀斯特国家自然保护区原始森林中的优势种青冈(*Cyclobalanopsis glauca*)凋落物(L)和对应的森林土壤(S)为研究对象,在两种不同温度(400 °C、600 °C)下将凋落物制成生物质炭(BC400、BC600),设置土壤(S)、土壤+凋落物(S+L)、土壤+BC400(S+BC400)、土壤+BC600(S+BC600)4个处理进行室内培养(1 kg 土中加 12.5 g 生物质炭),在培养过程中动态监测土壤呼吸、土壤有机碳、碳氮比和 pH,分析青冈凋落物与其生物质炭对森林土壤呼吸和有机碳含量等变化的影响。结果表明:在添加量为 12.5 g/kg 的条件下,25 °C 培养 180 d 后,与对照组相比,3 组添加不同物质的处理 S+L、S+BC400、S+BC600 中碳的净释放量分别增加了 34.98%、42.45%、9.83%,青冈凋落物与其生物质炭的添加均对土壤呼吸起到了明显的促进作用($P<0.05$);对培养前后土壤有机碳含量对比发现,低温生物质炭(BC400)的添加促进了微生物对土壤有机碳的转化,而高温生物质炭(BC600)作用相反,从短期来看,具有一定的固碳作用,为生物质炭在喀斯特森林土壤碳固定应用方面提供了参考依据。

关键词: 生物质炭; 原始森林土壤; 土壤呼吸; 有机碳; 茂兰喀斯特地区

中图分类号: S153.6 **文献标识码:** A

生物质炭是生物质在低氧或缺氧($O_2<5\%$)条件下,经高温(300 ~ 700 °C)热解产生的一种性质稳定、含碳量极其丰富的固态物质^[1]。生物质炭孔隙结构发达、容重小、比表面积大、带负电荷多^[2],具有羧基、羟基、酚羟基等官能团^[3],会对微生物生长所需的土壤环境和养分产生影响^[4-5],是近年土壤学和环境科学领域的研究热点。土壤有机碳是微生物新陈代谢直接利用的主要组分^[6],有研究指出施加生物质炭可以增加土壤有机碳抵抗微生物降解的稳定性,降低其矿化速率,具有良好的固碳潜力^[7-8];而一些研究发现生物质炭的添加能够提高土壤中微生物群落活性或 pH,促进土壤呼吸^[6,9];雷海迪等^[10]将生物质炭施加到土壤中发现,生物质炭输入在培养前期促进了土壤呼吸作用,后期则产生了抑制作用,也有研究发现生物质炭对土壤 CO_2 的排放无显著影响^[11]。

随着全球变暖,大气温室气体浓度的增加,土壤碳库成为全球碳循环研究关注的重要热点。森林土壤有机碳库是陆生系统中最重要碳库之一,对温室气体浓度和全球气候变化具有显著的调控作用^[12]。土壤

呼吸作为森林生态系统中重要的碳循环过程,在全球碳平衡和调节气候变化中有着非常重要的作用^[13]。目前关于生物质炭在森林土壤方面的应用主要集中在受到砍伐或火灾等明显干扰后恢复的森林类型中^[14],而生物质炭在原生林土壤呼吸的研究也较为少见^[15-16],即使一些关于此方面的研究成果,也由于研究方法的差异性、空间异质性及潜在机制的复杂性还存在着争议,关于生物质炭在对陆地森林生态系统中土壤呼吸的影响机理也尚不清楚^[17]。这也阻碍了人们充分认识生物质炭在森林系统气候变化和碳循环中的作用。

茂兰喀斯特森林是世界上亚热带同纬度地区残存下来的一片相对集中、原生性强、相对稳定的喀斯特森林系统,也是岩溶区原生性森林分布面积最大的地区^[18]。区内岩石类型为纯质石灰岩及白云岩,土壤以黑色石灰土为主,有机质含量较高^[19],具有一定的代表性和典型性。生物质炭是否会对这种有机质较高的森林土壤产生影响,目前还未见到相关的研究报道,我们猜想生物质炭的施用可能会增加土壤呼吸强度,提高土壤有机碳含量。

①基金项目:国家自然科学基金项目(414601072, 41661045, 41601249, 31360121)资助。

* 通讯作者(longjian22@163.com)

作者简介:张明江(1993—),男,甘肃古浪人,硕士研究生,主要从事土壤环境化学方面研究。E-mail: zhangmj0216@163.com

为此,本文以此森林土壤作为研究对象,选取典型优势种青冈(*Cyclobalanopsis glauca*)凋落物制成生物质炭后,分别添加到土壤中进行室内培养,从凋落物与其生物质炭的理化特性来对比分析其对森林土壤基础呼吸与碳、氮含量的影响,初步探讨生物质炭特性对亚热带喀斯特地区森林土壤呼吸的响应机理,为生物质炭在森林生态系统的可持续发展和碳固定应用方面提供理论参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验土壤采自贵州荔波茂兰喀斯特国家自然保护区(108°0'E, 25°12'N)内。该区年均温 18.3 °C, 全年降水量 1 320.5 mm, 集中分布于 4—10 月, 年均相对湿度 80%, 属中亚热带季风湿润气候。区内主要出露岩石为纯质石灰岩和白云岩, 属裸露型喀斯特地貌, 地表水缺乏, 土体持水量低, 土壤以黑色石灰土为主, 土层浅薄且不连续, 土壤富钙和富盐基化, pH 6.5~8.0, 有机质含量高^[18]。

表 1 供试材料基本性质

Table 1 Basic properties of soil, litters and biochars used in experiment

材料	SOC (g/kg)	TC (g/kg)	TN (g/kg)	C/N	pH	BD (g/cm ³)	转换率 (%)
供试土壤	73.0	76.5	7.4	10.4 ± 0.03	7.8 ± 0.12	0.88	—
凋落物	427.0	443.8	20.0	22.2 ± 0.10	6.0 ± 0.04	—	—
BC400	530.4	570.3	24.1	23.6 ± 0.16	9.2 ± 0.05	—	44.7 ± 2.9
BC600	340.7	631.8	21.6	29.3 ± 0.42	9.6 ± 0.01	—	33.5 ± 0.5

1.3 试验设计

试验共设置 4 个处理: 土壤(S)、土壤+凋落物(S+L)、土壤+BC400(S+BC400)、土壤+BC600(S+BC600)。分别在 30、60、90、120、150、180 d 测定相关指标, 另外设定 1 组相同处理用于土壤呼吸的测定, 每个处理设定 3 个平行。具体操作如下: 称取 200 g 干土于 500 ml 密封培养瓶中, 将粉碎后的凋落物与其生物质炭添加至土壤中混匀加去离子水调节含水量至土壤持水量的 60%, 记录每个样品重量后放入恒温培养箱, 设定培养温度 25 °C。在培养期内每隔 10 d 打开盖子添加去离子水至最初重量以保持含水量恒定, 维持打开盖子的时间至 30 min, 保证微生物活动所需氧气。

为了模拟样地凋落物的输入情况, 根据已测算出的土壤容重 BD (表 1) 和现有文献资料中研究区年凋落物量 l 取 3 844 kg/hm²^[22]、分解时间^[23-24](分解 80% 约 2 a)、采集土壤的深度 h (20 cm)、单位面积上落叶占凋落物的比例 a 取 0.7^[22] 及土壤占地表比例 b 取

1.2 试验材料

保护区内多数地段为中亚热带原生性喀斯特森林, 其顶级群落为常绿落叶混交林^[20], 根据已有的研究结果及对样地的实际考察情况, 于典型的混交林型下选取 4 个样地(间隔 50~100 m, 单个样地面积约 200 m²), 采取随机不定点方式在样地内采集 0~20 cm 表层土壤, 每个样地取 3~5 个点。样品带回实验室混合均匀, 风干后过 2 mm 筛。

添加的凋落物选自保护区内的典型常绿阔叶树种—青冈^[20](*Cyclobalanopsis glauca*), 于 2016 年 5 月常绿落叶树种凋谢高峰期采集当年凋落的完整叶片, 带回实验室后洗净, 干燥, 粉碎后过 1 mm 筛备用。采用限氧控温法制备生物质炭^[2], 将处理后的凋落物放入反应器中, 填压密实, 拧上盖子密封, 置于马弗炉内进行炭化, 选取两种较为常见的热解温度 400、600 °C^[21], 升温速率控制在 20 °C/min, 达到既定温度后炭化 2 h, 炭化完成后冷却至室温取出, 相应的生物质炭记为: BC400、BC600。样品混匀过 1 mm 筛备用。供试材料的基本性质详见表 1。

0.5(据样地实际情况估算)计算单位质量土壤中的年凋落物量, 即为凋落物的添加量, 得出凋落物的添加量为 12.5 g/kg(以干土计), 生物质炭的添加量与凋落物相等。

$$m=2 \cdot l / BD \times h \times a \times b \times 10^2 \quad (1)$$

1.4 分析方法

土壤呼吸的测定采用碱液吸收法^[25], 分别在培养期间第 1、4、11、20、30、40、60、80、100、120、150、180 天进行测定; 土壤有机碳(SOC)测定采用浓硫酸-重铬酸钾外加热法^[25]; 用半微量元素分析仪(Elementar, Vario micro cube)测定土壤总碳(TC)与全氮(TN); pH 测定采用电极电位法, 土壤固液比取 1:2.5, 凋落物与生物质炭固液比取 1:10; 采用 FT-IR 光谱仪(布鲁克 TENSOR 27)对凋落物与其生物质炭的表面官能团进行分析。

试验数据用 Excel 2016 和 SPSS 16.0 软件进行处理, 差异显著性检验用 Duncan 法分析, 运用 Origin 8.5 进行图表绘制。

2 结果与分析

2.1 凋落物与生物质炭 FT-IR 图谱特征分析

生物质炭的表面官能团会影响其化学吸附性能^[26]。由图1可知,凋落物和BC400的吸收特征峰相差不大,在 $3\,420\text{ cm}^{-1}$ 处的吸收峰主要由醇或酚的 $-\text{OH}$ 的伸缩振动产生, $2\,920\text{ cm}^{-1}$ 附近的吸收峰为脂肪烃或环烷烃 $-\text{CH}_3$ 和 $-\text{CH}_2$ 的对称与非对称伸缩引起^[1](BC400对应特征峰略有减弱),在 $1\,620\text{ cm}^{-1}$ 处出现芳香烃类物质中的 $\text{C}=\text{C}$ 双键振动吸收峰^[27],在 $1\,320\text{ cm}^{-1}$ 处是由酚类物质中 $\text{C}-\text{O}$ 官能团产生的吸收峰, $700\sim 900\text{ cm}^{-1}$ 之间的凸出峰出现在 782 cm^{-1} 处,这是由脂肪烃中的 $\text{C}-\text{H}$ 键变形振动产生。与BC400不同的是,凋落物在 $1\,060\text{ cm}^{-1}$ 处出现了纤维素和半纤维素的特征峰,这是因为碳化过程破坏了生物质中纤维素的微晶结构,出现了由糖单元中的 $\text{C}-\text{O}$ 伸缩振动和 $\text{O}-\text{H}$ 平面内弯曲振动产生的特征峰^[2]。而随着碳化温度的升高,生物质炭也会趋向无定型结构或者更为稳定的石墨化结构^[2],因此BC600仅在 $1\,434\text{ cm}^{-1}$ 和 874 cm^{-1} 处出现最强吸收峰,主要有芳香烃中的 $\text{C}=\text{C}$ 骨架振动和 $\text{C}-\text{H}$ 面外歪曲振动产生,在 $3\,420\text{ cm}^{-1}$ 处吸收峰几乎消失。

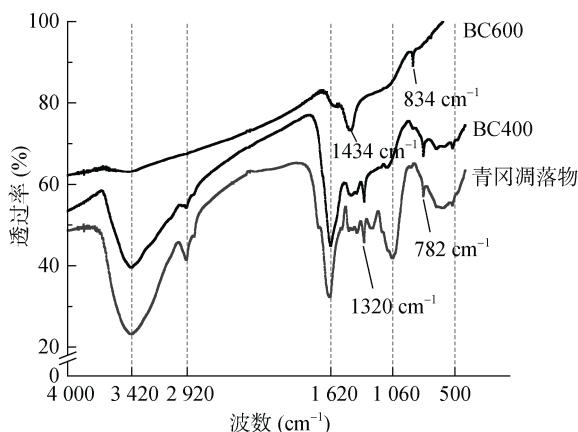


图1 青冈凋落物与其生物质炭 FTIR 图谱

Fig.1 FTIR of litters and biochars of *Cyclobalanopsis glauca*

2.2 不同处理中土壤呼吸与土壤有机碳的变化

图2表明了土壤呼吸累积排放的 CO_2 随时间的变化关系。从图2可知,添加了青冈与生物质炭后,不同处理组中的土壤呼吸作用在培养第1周内无明显差异,原因可能是选用的森林土壤有机碳含量背景值较高,在短期内可以满足微生物的生长代谢;1周后不同处理组中土壤呼吸累积量开始逐渐增强,表现为 $\text{S}+\text{BC400} > \text{S}+\text{L} > \text{S}+\text{BC600} > \text{S}$ 并一直持续到培养结束;在培养前40 d期间,不同处理中土壤呼

吸累积量增速较快,主要是土壤在风干过程释放了一定数量的氨基酸等,将其再加湿会引起呼吸作用突然增加^[13];在培养第40天后, CO_2 释放速率逐渐降低,并出现了明显的缓滞过程直到培养结束。

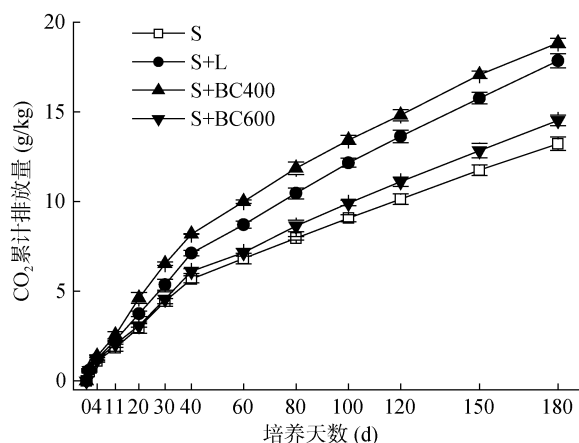


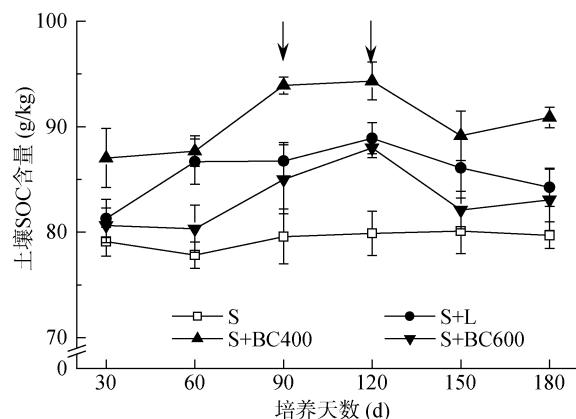
图2 土壤 CO_2 累积排放量随时间变化

Fig.2 Cumulative CO_2 emissions under different treatments during incubation

经过180 d的恒温培养,S、S+L、S+BC400、S+BC600的 CO_2 总累积量分别达到了13.2、17.9、18.8、14.5 g/kg,土壤基础呼吸平均速率分别为73.5、99.2、104.7、80.7 $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$;S+BC400中的 CO_2 释放累积量达到最高,S+BC400与S+BC600中 CO_2 累积排放量相对于S+L组分别增加了5.5%和减少了18.6%,这也说明,不同温度下的生物质炭对土壤呼吸的作用效果不同。

由图3可知,在整个培养过程中,不同处理中土壤有机碳(SOC)含量的关系表现为 $\text{S}+\text{BC400} > \text{S}+\text{L} > \text{S}+\text{BC600} > \text{S}$,平均含量分别为90.3、85.6、83.2、79.4 g/kg,这种大小关系与添加物中SOC相对含量的关系(表1)表现一致。对照组S中SOC含量在培养过程中波动范围较小,无明显变化,在S+L组中其变化趋势为先上升,后下降,且在培养60、90、120、150 d与对照组S达到显著性差异($P < 0.05$),在S+BC400中SOC含量在培养期间显著性高于对照组S($P < 0.05$,图中仅显示部分),而在S+BC600组中仅在第90、120天显著高于对照组S,3种不同处理都在培养第120天达到峰值。值得注意的是,添加两种不同温度生物质炭的处理组中SOC含量在培养过程中的变化趋势表现较为相似,对两组数据作相关性分析,相关系数 r 值达到0.952($P < 0.01$),说明不同温度下的青冈叶生物质炭对土壤有机碳变化的影响表现一致。

表2中列出了不同处理组中培养前后SOC添加量与土壤 CO_2 释放量之间的关系,在培养前,S、S+L、



(箭头表示不同处理与对照组中 SOC 含量达到显著性差异)

图 3 不同处理的 SOC 含量随时间变化

Fig. 3 SOC contents under different treatments during the incubation

表 2 不同处理 SOC 含量和 CO₂ 排放
Table 2 SOC contents and CO₂ emissions under different treatments

指标		S	S + L	S + BC400	S + BC600
SOC	平均含量 (g/kg)	79.4	85.6	90.3	83.2
	净添加量 (g/kg)	0	5.34	6.63	4.26
	培养前相对添加 (%)	0	7.32	9.08	5.84
	培养后相对增加 (%)	0	5.62	13.92	4.13
土壤 CO ₂	C 净释放量 (g/kg)	3.61	4.87	5.14	3.96
	C 净释放量相对增加 (%)	0	34.98	42.45	9.83

2.3 不同处理中土壤总碳、全氮及 C/N 的变化

由表 3 可知, 3 种不同的添加物均显著增加 ($P<0.05$)了土壤中的 TC 含量。在不同培养时间段下, 各处理组中 TC 含量的变化相对较小, S、S+L、S+BC400、S+BC600 组中 TC 含量分别为 79.8 ~ 86.1、84.6 ~ 94.3、88.4 ~ 101.0、90.2 ~ 102.1 g/kg, 与 SOC 含量的变化趋势一致。不同处理中 TC 含量

S+BC400、S+BC600 组中 SOC 的净添加量分别为 0、5.34、6.63、4.26 g/kg, 与对照组 S 中的最初含量相比, S+L、S+BC400、S+BC600 组中 SOC 相对添加量分别为 7.32%、9.08%、5.84% ;培养 180 d 后, SOC 含量分别相对增加 5.62%、13.92%、4.13%。对培养期间不同处理中 SOC 平均含量和土壤呼吸累积量进行回归分析发现, 回归系数 $R^2 = 0.89$, 说明土壤基础呼吸强度与土壤有机碳含量呈线性相关。最终 3 组不同处理中 CO₂ 释放量相对增加 34.98%、42.45%、9.83%, 与添加生物质原料相比, CO₂ 释放量的变化趋势相反, 这表明生物质炭的制备温度对土壤呼吸的影响差异显著。

均在培养 120 d 达到了最大值,而不同处理之间 TC 含量的关系为 S+BC600>S+BC400>S+L>S, 并达到显著性差异($P<0.05$)。在其他阶段, 不同处理中 TC 含量也均明显高于对照组 S($P<0.05$), 且 S+BC400、S+BC600 两组在培养 30、60、90 及 180 d 显著高于 S+L 组($P<0.05$), 但在培养第 150 天无明显差异。

表 3 不同处理土壤中全碳含量(g/kg)
Table 3 Soil total carbon contents under different treatments

处理	30 d	60 d	90 d	120 d	150 d	180 d
S	81.6 ± 0.4 Bc	81.3 ± 1.0 Bc	82.5 ± 2.5 ABc	84.8 ± 1.1 Ac	82.6 ± 2.2 ABb	80.8 ± 0.9 Bc
S+L	86.2 ± 0.9 Cb	88.1 ± 2.2 BCb	87.4 ± 2.4 BCb	92.7 ± 1.5 Ab	90.6 ± 3.4 ABa	87.2 ± 0.4 BCb
S+BC400	91.9 ± 3.3 Ca	91.4 ± 1.7 Cab	97.6 ± 1.1 ABa	98.8 ± 2.5 Aa	92.2 ± 3.6 Ca	93.8 ± 1.4 BCa
S+BC600	91.1 ± 1.0 Ca	94.1 ± 2.5 BCa	97.1 ± 0.8 Ba	101.2 ± 1.2 Aa	94.6 ± 1.7 Ba	96.0 ± 2.4 Ba

注: 表中数据大写字母不同表示同一处理不同培养时间差异显著($n = 3, P<0.05$), 小写字母不同表示同一时间不同处理间差异显著($n = 3, P<0.05$), 下同。

表 4 表示的是不同处理组在培养过程中的 TN 含量, 在培养期间, S、S+L、S+BC400、S+BC600 处理中 TN 含量分别为 7.8 ~ 8.5、8.2 ~ 9.0、8.0 ~ 8.9、8.3 ~ 9.0 g/kg ;S+L、S+BC400 及 S+BC600 组中 TN 含量分别在培养 150、180、120 d 达到最大值, 其

他培养阶段无明显差异, 对照组 S 中无明显变化; 不同添加处理中, S+BC400 与 S+BC600 在培养期间与对照组 S 及 S+L 均产生显著性差异, S+L 组在培养 30、60、120、150 d 与对照组 S 产生显著性差异 ($P<0.05$)。

表 4 不同处理土壤中全氮含量(g/kg)
Table 4 Soil total nitrogen contents under different treatments

处理	30 d	60 d	90 d	120 d	150 d	180 d
S	8.0 ± 0.1 Ac	8.1 ± 0.2 Aa	8.1 ± 0.2 Ab	8.3 ± 0.2 Ab	8.3 ± 0.2 Aa	8.0 ± 0.2 Ab
S+L	8.2 ± 0.0 Cbc	8.4 ± 0.1 BCa	8.3 ± 0.2 Cab	8.7 ± 0.2 ABa	8.7 ± 0.2 Aa	8.5 ± 0.2 ABCa
S+BC400	8.5 ± 0.2 ABa	8.3 ± 0.3 Ba	8.6 ± 0.1 ABa	8.7 ± 0.1 ABa	8.6 ± 0.3 ABa	8.8 ± 0.2 Aa
S+BC600	8.4 ± 0.1 Bba	8.5 ± 0.2 ABa	8.5 ± 0.2 ABa	8.8 ± 0.2 Aa	8.6 ± 0.1 ABa	8.7 ± 0.3 ABa

如图 4 所示,不同处理组之间的 C/N 在不同培养时间表现为 S+BC600>S+BC400>S+L>S,其平均值分别为 11.02、10.98、10.46、10.10。其中 S+BC600 与 S+BC400 处理中的 C/N 相对于对照组 S 及 S+L 明显升高($P<0.05$),在添加量相同的情况下,土壤 C/N 随添加物中 C/N 而变化,虽然随着炭化温度的升高,生物质炭中 TC 含量升高,而 TN 含量下降(表 1),但是两种温度下产生的生物质炭在培养过程中对土壤中的 C/N 并未产生显著性差异,主要是由于森林土壤本身有机质含量较高,含碳量也相对较高,虽然两种不同的生物质炭中的碳氮比差异明显,但当生物质炭的添加量较少时(12.5 g/kg)不易对此土壤中的 C/N 的变化产生显著性影响。在不同培养阶段,S+BC400 与 S+BC600 中 C/N 在培养 90、120 d 明显高于培养 30 d($P<0.05$),其余阶段无显著性变化。

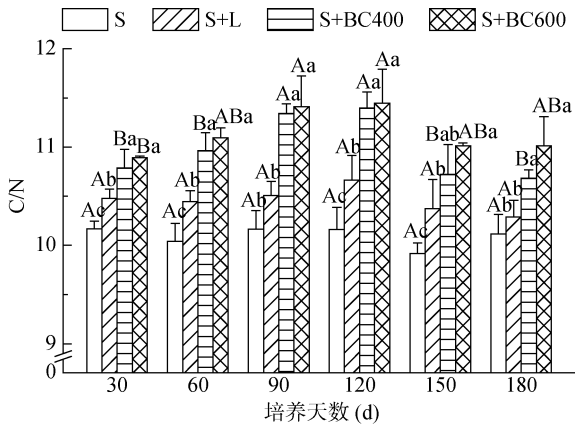


图 4 不同处理土壤 C/N 随时间变化

Fig. 4 Soil C/N ratios under different treatments during incubation

3 讨论

3.1 生物质炭对土壤呼吸和有机碳的影响

土壤的呼吸作用是一个生物化学过程,其控制因子包括底物供应、温度、湿度、氧气、氮(碳氮比)、土壤质地和土壤 pH。当土壤湿度保持在持水量的 60% 不变时,土壤呼吸主要受土壤有机质数量和 pH 的控制^[13]。在本试验中,温度、湿度及氧气相对保持不变,改变土壤有机碳含量(可能会对土壤 pH 产生

影响),主要展开生物质炭特性在此条件下对土壤呼吸作用和有机碳含量的影响机理探讨。

图 2 表明,不同的添加物均对土壤呼吸产生了促进作用,且这种作用维持在培养始终,最终表现为: S+BC400 > S+L > S+BC600 > S(对照组),由 FTIR 分析结果已知。与凋落物相比,BC400 中纤维素及半纤维素的特征峰已基本消失,随着炭化温度的升高,纤维素等有机物被分解,其表面烷基基团逐渐缺失,生成气态烃如 CH₄、C₂H₄ 和 C₂H₆ 等^[2],其吸收峰均呈减弱或消失趋势,如 -OH、-CH₃ 与 -CH₂、C=O 及纤维素等,同时芳香族基团吸收峰逐渐增强,说明生物质炭的芳香化程度逐渐升高。根据辛善志等^[28]研究表明,300~460 °C 的炭化以脱氧反应为主,焦炭中脂肪烃的含量逐渐降低,而芳香环含量增加,最终导致 BC400 中 C/N 增加^[29],有机碳含量相对增加,为微生物提供了更为充足的碳源,但因其他有机物质变化并不显著,所以 S+BC400 中的土壤呼吸强度略高于 S+L。

在较高温度下(600 °C)制备的生物质炭,已达到高度芳香化,残留于其碳结构上的官能团属于一种更为稳定的结构形式^[2],降低了土壤微生物对其中含碳物质的可利用性,此外在热解过程中产生的多环芳烃等有机物以及残留的油类物质也可能对微生物产生毒害或掩蔽微生物的活性^[8,30],导致了土壤呼吸速率下降。在培养结束后,S、S+L、S+BC400、S+BC600 中 C 净释放量分为 3.61、4.87、5.14、3.96 g/kg,两种不同温度生物质炭的处理中土壤呼吸累计量(以 C 计)相差 1.18 g/kg,差异达到了 24.2%(相对于 S+L 组),这表明低温制备的生物质炭对土壤呼吸的促进作用更大,这也与 Ouyang 等^[31]、Luo 等^[27]的研究结果一致。

从表 2 可知,凋落物与其生物质炭的添加,有效地增加了土壤中有机碳组分的含量。Zimmerman 等^[7]研究发现,向土壤中施加低温热解制备的生物质炭易对土壤本身的 SOC 产生正激发效应,而对应的温度较高时则易产生负激发效应。可能的原因是不同温度下生物质炭孔隙大小、营养物质与可溶性碳组分的浓

度以及解吸溶解能力等的不同,导致了对微生物的生长环境产生差异,影响其对土壤中碳的转化利用^[32]。

本试验结果中,在培养前 S、S+L、S+BC400、S+BC600 中 SOC 的净添加量分别为 0(对照组)、5.34、6.63、4.26 g/kg,与对照组 S 相比,相对添加量分别为 7.32%、9.08%、5.84%;培养 180 d 后,相对于对照组 S, SOC 的平均含量分别增加 5.62%、13.92%、4.13%(表 2)。显然在培养过程中, S+BC400 处理组中的添加物促进了原土壤中有有机碳的转化和生成,即产生了正激发效应,为微生物的生长和新陈代谢提供有效碳源,加快了土壤中 C 的矿化速率^[33];而在 S+L 和 S+BC600 中却恰好相反,在 S+L 中,主要是由于青冈叶生物质中存在纤维素等大分子物质,在短时间内难以被微生物降解利用;在 S+BC600 中,由于在高温条件下,会挥发更多的水分和有机物质而产生较大的孔隙,会对水分和部分可溶性物质产生较强的吸附能力^[21],从而抑制了土壤中有有机碳的产生,降低 SOC 含量。Stewart 等^[34]的研究结果表明,生物质炭中的可挥发组分,由于其更低的分子量(相对于生物质炭中的可溶性碳组分),在微生物生长初期更容易被作为碳源,本试验中不同温度的生物质炭对土壤有机碳含量的影响作用也进一步说明了这一点。由此看来,青冈叶生物质炭(600 °C)可以显著降低土壤有机碳含量,可以作为生物质原料制备(高温)生物质炭并用于森林土壤碳固定。

3.2 生物质炭对土壤 C/N 和 pH 的影响

土壤中的总碳(TC)包括有机碳(SOC)和无机碳,土壤有机碳、氮也是土壤质量表征的核心,对土壤性质和驱动养分循环作用显著,土壤 C/N 也是 C、N 转移过程中的关键影响因子,本研究中两种不同温度的生物质炭显著提高了土壤中的 C/N,这也与 Sui 等^[33]、Song 等^[35]的研究结果相一致。生物质炭具有较高的 C/N(一般>25:1)也为其改善土壤碳氮结构提供了可能,一般来说,微生物需要有机质的 C/N 值为 25:1,如果 C/N 值小于 25:1,土壤有机质分解会加快,如果 C/N 值大于 25:1, C 多 N 少,微生物缺乏 N 素营养活动就会减弱,造成有机质分解降低^[16]。从图 2 和图 3 的结果对比来看,不同处理组中,土壤中 C/N 值均低于 25:1,土壤呼吸强度和 C/N 并未呈现出一定的相关性($R^2 = 0.44$),可能是因为生物质炭中含有的其他形式的碳难以被微生物降解,因此即使生物质炭 C/N 较高,而其中易氧化有机碳组分含量较低。

已知相同生物质原料制备生物质炭的 pH 随炭化温度的升高而增大,这是因为热解过程中,生物

质炭中酸性挥发物的含量随温度的升高而逐渐减小所致^[16,36]。本研究结果也验证了上述结论,与前文中 SOC 含量变化趋势相似,不同处理土壤的 pH 也是随着添加物中 pH 的高低而变化,在培养过程中,不同处理中的平均 pH 的关系表现为 S+BC600 > S+BC400>S+L > S,均值分别为 7.61、7.82、7.86、8.04。在添加量为 12.5 g/kg(以干土计)的情况下, S+L、S+BC400、S+BC600 中 pH 相比对照组 S 分别平均增加了 2.68%、3.26%、4.67%,与不同处理中的 C/N 相同,各组中 pH 与土壤呼吸及 SOC 含量并没有产生一定的相关性,可能是在添加物对土壤 pH 的影响水平较低,并未达到对微生物活动产生显著影响的阈值,或是土壤 pH 与 SOC 变量对土壤呼吸产生耦合作用时, SOC 变化对土壤呼吸的影响占主导作用。对 4 组不同处理在培养期间的 pH 和 C/N 进行 Pearson 相关性分析,其相关性系数为 0.901,两者之间有一定的相关性。值得注意的是青冈凋落物的 pH 显著低于供试土壤(表 2),但是添加至土壤中培养的过程中,其 pH 并未下降,可能是由于生物质为微生物的生长提供了营养物质,而其产生代谢物有效地提高了土壤的 pH^[36]。

4 结论

在生物质炭添加量与研究区森林凋落物输入量相当的情况下,青冈(*Cyclobalanopsis glauca*)凋落物与其生物质炭可以明显提高喀斯特森林土壤呼吸强度、SOC 和 C/N,且 SOC 平均含量和土壤呼吸碳累积释放量呈显著正相关($r = 0.943$),虽然各添加物对土壤 pH 的增加作用不显著,但土壤 C/N 和 pH 之间存在良好的相关性($r = 0.901$)。与土壤 pH 相比, SOC 变化对土壤呼吸的影响更大。

培养结束后,相对于对照组 S, 3 组不同处理 S+L、S+BC400、S+BC600 中 C 的净释放量分别增加 34.98%、42.45%、9.83%, SOC 的含量分别增加 5.62%、13.92%、4.13%。其中,以 BC400 的作用最为显著, BC600 的施用虽然也促进了土壤的呼吸强度,但由于其具有更为稳定的结构形式和较强的吸附能力等特性,降低了微生物对 SOC 的转换能力,并能有效地补偿正激发效应带来的 C 损失量,从短期来看,实现了碳固定功能,可以为喀斯特森林土壤碳固定提供一定的理论依据和参考意义。在今后的研究中,可考虑其他种类的生物质原料和更长时间的野外模拟试验等,完善生物质炭在森林碳汇中的应用研究。

参考文献：

- [1] Lehmann J D, Joseph S. Biochar for environmental management: Science and technology[J]. Science and Technology; Earthscan, 2009, 25(1): 15801–15811
- [2] 林珈羽, 童仕唐. 生物炭的制备及其性能研究[J]. 环境科学与技术, 2015(12): 54–58
- [3] Balwant S, Bhupinderpal S, Annettel C. Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment[J]. Australian Journal of Soil Research, 2010, 48(7): 516–525
- [4] El-Naggar A H, Usman A R, Al-Omran A, et al. Carbon mineralization and nutrient availability in calcareous sandy soils amended with woody waste biochar[J]. Chemosphere, 2015, 138: 67–73
- [5] Biederman L A, Harpole W S. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: A meta-analysis[J]. Global Change Biology Bioenergy, 2013, 6(3): 172–175
- [6] Cross A, Sohi S P. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2011, 43: 2127–2134
- [7] Zimmerman A R, Gao B, Ahn M Y. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2011, 43(6): 1169–1179
- [8] 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
- [9] Jones D L, Murphy D V, Khalid M, 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
- [10] 雷海迪, 尹云峰, 刘岩, 等. 杉木凋落物及其生物炭对土壤微生物群落结构的影响[J]. 土壤学报, 2016, 53(3): 790–799
- [11] Kuzyakov Y, Subbotina I, Chen H, et al. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2009, 41(2): 210–219
- [12] 陈光水, 杨玉盛, 吕萍萍, 等. 中国森林土壤呼吸模式[J]. 生态学报, 2008, 28(4): 1748–1761
- [13] 骆亦其. 土壤呼吸与环境[M]. 北京: 高等教育出版社, 2007: 67–71
- [14] Drake J A, Carrucan A, Jackson W R, et al. Biochar application during reforestation alters species present and soil chemistry[J]. Science of the Total Environment, 2015, 514: 359–365
- [15] 周之栋, 卜晓莉, 吴永波, 等. 生物炭对土壤微生物特性影响的研究进展[J]. 南京林业大学学报(自然科学版), 2016, 40(6): 1–8
- [16] 武玉, 徐刚, 吕迎春, 等. 生物炭对土壤理化性质影响的研究进展[J]. 地球科学进展, 2014, 29(1): 68–79
- [17] 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: 291–301
- [18] 周政贤. 茂兰喀斯特森林科学考察集[M]. 贵阳: 贵州人民出版社, 1987: 1–23
- [19] 龙健, 李娟, 江新荣, 等. 贵州茂兰喀斯特森林土壤微生物活性的研究[J]. 土壤学报, 2004, 41(4): 597–602
- [20] 吴鹏, 陈骏, 崔迎春, 等. 茂兰喀斯特植被主要演替群落土壤有机碳研究[J]. 中南林业科技大学学报, 2012, 32(12): 181–186
- [21] Gul S, Whalen J K, Thomas B W, et al. Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: Mechanisms and future directions[J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2015, 206: 46–59
- [22] 钱正敏. 茂兰喀斯特森林凋落物动态研究[D]. 贵阳: 贵州师范大学, 2009
- [23] 曾昭霞, 王克林, 曾馥平, 等. 桂西北喀斯特区原生林与次生林凋落叶降解和养分释放[J]. 生态学报, 2012, 32(9): 2720–2728
- [24] 赵谷风, 蔡延, 罗媛媛, 等. 青冈常绿阔叶林凋落物分解过程中营养元素动态[J]. 生态学报, 2006, 26(10): 3286–3295
- [25] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2013
- [26] Brewer C E, Schmidt R, Rohr K, Satrio J A, et al. Characterization of biochar from fast pyrolysis and gasification systems[J]. Environmental Progress & Sustainable Energy, 2009, 28(3): 386–396
- [27] Luo Y, Durenkamp M, Nobili M D, et al. Short term soil priming effects and the mineralisation of biochar following its incorporation to soils of different pH[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2011, 43(11): 2304–2314
- [28] 辛善志, 米铁, 杨海平, 等. 纤维素低温炭化特性[J]. 化工学报, 2015, 66(11): 4603–4610
- [29] 朱琼琼, 周花蕾, 李文军, 等. 纤维素在炭化和活化过程中的结构变化[J]. 工程科学学报, 2014(11): 1545–1551
- [30] Hale S E, Lehmann J, Rutherford D, et al. Quantifying the total and bioavailable polycyclic aromatic hydrocarbons and dioxins in biochars[J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46(5): 2830–2838
- [31] Ouyang L, Tang Q, Yu L, et al. Effects of amendment of different biochars on soil enzyme activities related to carbon mineralisation[J]. Soil Research, 2014, 52(1): 46
- [32] Bergeron S P, Bradley R L, Munson A, et al. Physico-chemical and functional characteristics of soil charcoal produced at five different temperatures[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2013, 58: 140–146

- [33] Sui Y, Gao J, Liu C, et al. Interactive effects of straw-derived biochar and N fertilization on soil C storage and rice productivity in rice paddies of Northeast China[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 544: 203–210
- [34] Stewart C E, Zheng J Y, Botte J, et al. Co-generated fast pyrolysis biochar mitigates green-house gas emissions and increases carbon sequestration in temperate soils[J]. *Global Change Biology Bioenergy*, 2013, 5(2): 153–164
- [35] Song D, Xi X, Huang S, et al. Short-term responses of soil respiration and C-cycle enzyme activities to additions of biochar and urea in a Calcareous soil[J]. *Plos ONE*, 2016, 11(9): e0161694
- [36] Lehmann J, Rillig M C, Thies J, et al. Biochar effects on soil biota A review[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2011, 43(9): 1812–1836

Effects of Biochars on Soil Respiration and SOC Content of Origin Forest Soil in Maolan Karst Area of Guizhou, China

ZHANG Mingjiang¹, LONG Jian^{1*}, LI Juan², LIAO Hongkai¹, LIU Lingfei¹, ZHAO Chang¹, HUA Jian¹

(1 *Guizhou Key Laboratory of Mountain Environment, Guizhou Normal University, Guiyang 550001, China;*

2 *Department of Geography and Environmental Science, Guizhou Normal University, Guiyang 550001, China*)

Abstract: The litters (L) of the dominant species *Cyclobalanopsis glauca* and soil (S) under the virgin forest in the National Nature Reserve of Maolan karst area of Guizhou were used as the study materials. Biochars (BC400 and BC600) were made from L under 400 °C and 600 °C, respectively. Four kinds of treatments were designed including S, S+L, S+BC400 and S+BC600 for a lab incubation (biochar 12.5 g/kg soil). Soil respiration, organic carbon (SOC), C/N ratio and pH were monitored dynamically during the incubation. The results showed that carbon net release rates of S+L, S+BC400 and S+BC600 increased by 34.98%, 42.45% and 9.83% compared with S in 180 d under 25 °C, respectively, indicating the litters and biochars both significantly accelerated soil respiration ($P<0.05$). SOC content changes before and after incubation proved that BC400 promoted microbe transformation in SOC, but BC600 showed an inversive trend which can provide a reference for biochar applying for carbon sequestration in karst forest soil.

Key words: Biochar; Original forest soil; Soil respiration; Organic carbon; Maolan karst area