

旱地土壤施用生物质炭的后效应 ——水分条件对土壤有机碳矿化的影响^①

康熙龙^{1,2}, 张旭辉^{1,2}, 张硕硕^{1,2}, 郑聚锋^{1,2*}, 李恋卿^{1,2}, 刘晓雨^{1,2}, 潘根兴^{1,2}

(1 南京农业大学农业资源与生态环境研究所, 南京 210095; 2 江苏省有机固体废弃物资源化协同创新中心, 南京 210095)

摘 要: 农田施用生物质炭作为农田土壤固碳减排技术的重要措施已受到广泛关注。本研究选择一次性大量施入生物质炭 3 年后且长期种植玉米的旱地土壤为研究对象, 通过室内培养试验, 研究了不同水分条件下的有机碳稳定性的变化, 结果表明: 一级动力学方程较好地描述了土壤有机碳的矿化动态, 总体看来旱地土壤有机碳的矿化强度随土壤含水量的增加而增大, 在 25%WHC(持水量, water holding capacity)、50%WHC 和 75%WHC 水分条件下, 与 C0 (无生物质炭) 相比, C20 (生物质炭 20 t/hm²)、C40 (生物质炭 40 t/hm²) 处理下, 有机碳的矿化强度分别降低了 28.57% ~ 42.86%(25%WHC)、22.22% ~ 33.33%(50%WHC)、15.00% ~ 30.00%(75%WHC), 不同处理下土壤的微生物商和微生物代谢熵对水分的响应存在明显差异, 与对照相比, 生物质炭施用下微生物量相对稳定, 且稳定程度与生物质炭用量有关。因此, 旱地土壤施用生物质炭具有保持微生物量稳定且降低土壤有机碳矿化与 CO₂ 释放的作用, 这对于农田土壤有机碳的固持增汇具有重要意义。

关键词: 生物质炭; 后效应; 水分条件; 土壤有机碳矿化

中图分类号: X511

土壤有机碳库是陆地生态系统中最大的碳库, 其稳定性对全球温室气体的排放有着重大影响^[1-3]。水分条件是影响土壤有机碳矿化的重要因素, 气候变暖背景下, 全球水分的分配格局可能发生变化^[4], 这将对旱地土壤有机碳的稳定性产生重大影响。研究表明, 生物质炭具有较大表面积和吸附性能, 且其本身具有良好保水性能, 土壤施用生物质炭可显著增加土壤持水能力^[5], 这可能进一步引起土壤微生物活性及土壤有机碳的分解, 因此, 研究生物质炭施用下旱地土壤有机碳矿化对土壤水分的响应对于理解农田土壤有机碳的稳定性有重要意义。

生物质炭是限氧条件下, 生物质热裂解的产物, 具有高度的稳定性, 施用生物质炭不仅可以改良土壤性质、提高土壤肥力, 还具有降低温室气体排放强度的作用, 因此国内外把在土壤中施用生物质炭视为有效的土壤改良及碳封存技术^[6-9]。近年来, 随着生物质炭研究的深入, 生物质炭对土壤有机碳积累及分解的影响日益受到关注^[1], 研究表明, 生物质炭种类、施用量、土壤质地类型^[9]均对土壤有机碳矿化产生不

同影响, 这些研究结果对精确估算土壤固碳潜力增加了不确定性, 目前有关土壤有机碳稳定性变化的研究主要集中于室内培养试验, 如土壤在添加生物质炭后的短期或长期效应, 且研究结果不尽相同^[10-11], 而有关田间一次性施用生物质炭后的长期效应, 尤其是生物质炭长期作用下的土壤有机碳矿化的报道并不多见, 因此, 为研究一次性大量施用生物质炭后对土壤有机碳的固持作用, 本研究选择了一次性施入生物质炭 3 年后的旱地土壤为对象, 通过研究不同水分条件下旱地土壤有机碳矿化的动态、微生物量的变化, 为认识和准确评估生物质炭施用下的旱地土壤有机碳的稳定性提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验地点概况及试验设计

试验地位于山东农业大学农场 (36°10'N, 117°09'E), 该地区属于暖温带半湿润季风气候区, 年平均气温 13℃, 年平均降水量 697 mm, 无霜期平均 195 天。试验地土壤为棕壤, 种植作物为玉米, 品种为郑单

958。各处理的化肥施用与当地农民相同,即纯氮 225 kg/hm², P₂O₅ 90 kg/hm², K₂O 180 kg/hm²。其中,磷肥和钾肥作为基肥一次性施入,氮肥为追肥,40%施用于拔节期,60%施用于大喇叭口期。小麦秸秆生物质炭购买于河南省三利新能源有限公司,用量

分别为 0, 20, 40 t/hm²(C0, C20, C40), 2011 年播种前将生物质炭施入到表层土壤中,并翻耕使之与土壤混匀。小区面积 24 m²,随机区组设计,每个处理 3 个重复,试验地土壤性质及小麦秸秆炭性质见表 1。

表 1 供试土壤及生物质炭的基本性质
Table 1 Basic properties of topsoil (0-20 cm) and biochar tested

	有机质 (g/kg)	全氮 (g/kg)	速效磷 (mg/kg)	体积质量 (g/cm ³)	表面积 (m ² /g)	阳离子交换量 (cmol/kg)
土壤	16.47	0.69	89.21	1.56	-	-
生物质炭	467.0	5.9	55.18	0.65	8.92	20.8

注:“-”表示项目未测定。

1.2 土壤样品采集与测定

土壤样品采自玉米收获后的耕层土壤(0~20 cm),使用荷兰 Eijkelkamp 公司生产的不锈钢采样器采集原状土样,带回实验室剔除可见的植物残体和石块,风干、过筛处理后进行基本性质的测定。土壤 pH 采用电位法测定, v(水): m(土)= 5:1; 土壤体积质量采用环刀法测定; 土壤有机碳采用浓硫酸-重铬酸钾外加热法测定; 全氮采用半微量凯氏定氮-硫酸滴定法测定; 速效磷采用碳酸氢钠-钼锑抗比色法测定^[12]。

1.3 土壤有机碳矿化培养试验

将不同施炭量处理的土壤样品风干过 2 mm 筛,称重 20.10 g(相当于烘干干土重 20.00 g)于广口培养瓶中,向瓶中准确加入一定量去离子水调节土壤含水量分别为田间土壤饱和和持水量的 25%、50%、75%, 25℃条件下进行密闭培养,培养瓶用硅胶塞密封,硅胶塞内插入两根直径 5 mm 的 TurfIon 小管,管上方再套一根带塞的小管作气样采集口。把密封好的培养瓶放入恒温箱中,于黑暗条件下培养 28 天,每个土壤样品设置 3 个重复,同时以不加土壤的培养瓶作为对照。土壤有机碳矿化产生的气体样品采集按事前预定的时间表进行,分别在培养的第 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20, 22, 25 和 28 天采集气体样品,采用 Agilent 公司 GC.4890D 气相色谱仪测定,抽取气体样品时,用针孔注射器通过硅胶塞上的采集口采气,每次抽完气样后,拔下硅胶塞,充入高纯空气(300 mL/min) 10 min 以排除瓶内气体,接着通过称重法补充土壤水分,盖上硅胶塞,而后再放入培养箱中。

1.4 土壤微生物生物量碳的测定

称取不同施炭量处理的土样 100 g,准确加入定量蒸馏水使土壤含水量分别达到其田间饱和持水量(WHC)的 25%、50%、75%,于 25℃下恒温培养,

每个处理设置 3 个重复。培养过程中保持一定的通气性,定期称重补水,在培养的第 7 天取出土壤,测定土壤中的微生物生物量碳。

微生物生物量碳测定采用氯仿熏蒸-K₂SO₄提取方法^[13]。简要过程如下:称取过 1 mm 筛的新鲜土样(相当于干土 25.0 g)3 份分别放入 3 个 100 ml 烧杯中,用无醇氯仿熏蒸 24 h。熏蒸结束后,将土壤全部转移到 250 ml 三角瓶中,加入 100 ml 0.5 mol/L K₂SO₄溶液,在振荡机上振荡 30 min(25℃),过滤。浸提液立即用 TOC 仪测定,同时做不加土壤的空白对照。微生物生物量碳的换算系数为 0.45。

1.5 土壤有机碳矿化动力学

应用一级动力学方程对不同培养条件下旱地土壤有机碳的矿化量进行拟合^[14]:

$$C_t = C_0(1 - e^{-kt})$$

式中, C_t 为培养时间 t (d)时的累积矿化量(C, mg/g); C_0 为土壤有机碳的潜在矿化量(C mg/g); k 为土壤有机碳的矿化速率常数(d⁻¹); t 为培养时间(d)。

1.6 数据处理

试验所得数据采用 Microsoft Excel 2013 处理,采用 SPSS 16.0 软件对处理间的差异进行方差分析及多重比较,差异显著性水平为 $P < 0.05$ 。

2 结果与分析

2.1 施用生物质炭下土壤有机碳矿化对水分变化的响应

土壤有机碳的矿化动态如图 1 所示,同一水分含量而不同施炭量各处理中土壤有机碳矿化速率的总体变化趋势基本一致,表现为前期有机碳的矿化速率快速降低,之后随培养时间的延长而缓慢下降。根据其变化趋势可将其分为 3 个阶段(图 1,表 2):培养前 4 天土壤有机碳的矿化速率呈现快速下降的趋势;

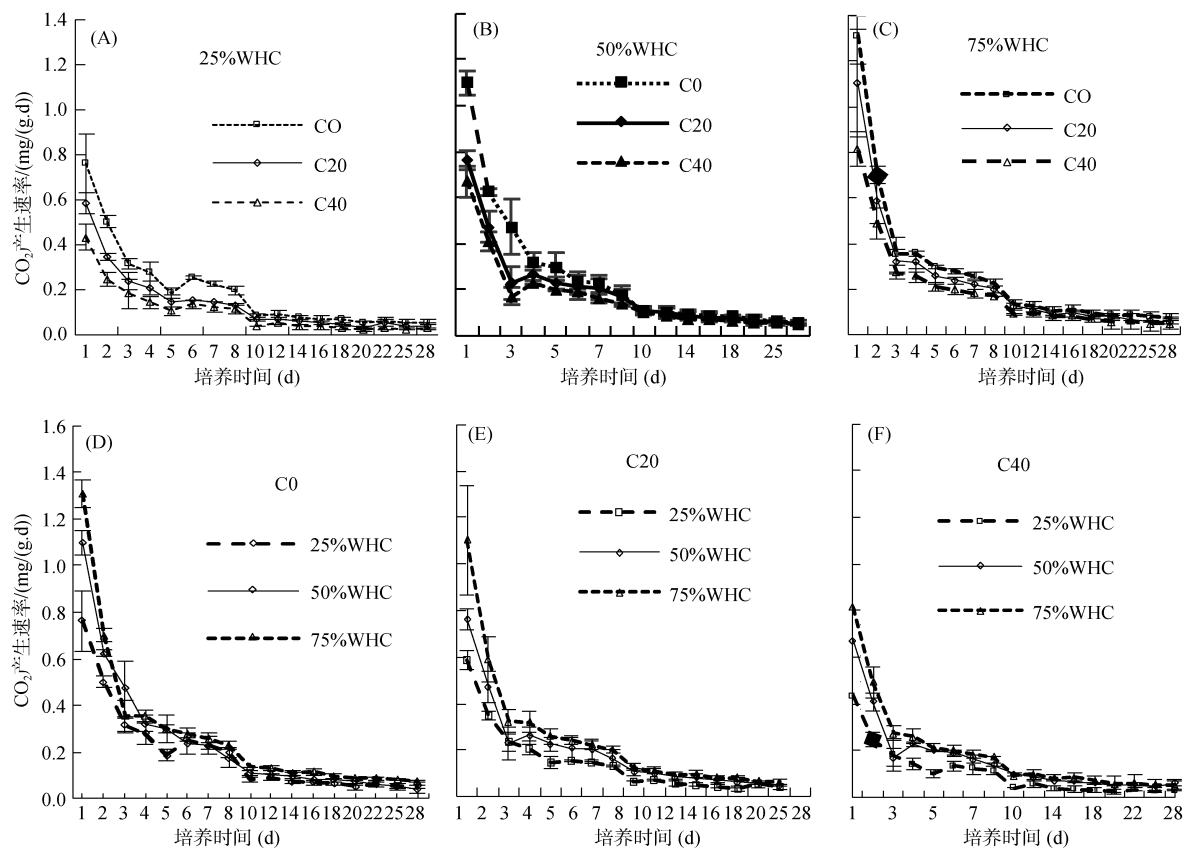


图 1 培养过程中土壤有机碳矿化速率

Fig. 1 Dynamics of SOC mineralizations during incubation period

表 2 不同水分条件下不同阶段土壤有机碳的矿化量及矿化速率
Table 2 Rates and amounts of C mineralizations at different stages of incubation

矿化指标	水分处理	培养时间 (d)	施碳量处理		
			C0	C20	C40
总矿化量 (mg/g)	25% WHC	0~4	1.86 ± 0.21 Ba	1.38 ± 0.10 Cb	1.01 ± 0.11 Cc
		5~10	1.03 ± 0.03 Ba	0.72 ± 0.03 Bb	0.55 ± 0.07 Bc
		11~28	1.05 ± 0.18 Ba	0.78 ± 0.11 Bab	0.54 ± 0.12 Bb
		0~28	3.94 ± 0.43 Ba	2.87 ± 0.22 Cb	2.10 ± 0.30 Bc
	50% WHC	0~4	2.51 ± 0.15 Aa	1.73 ± 0.09 Bb	1.48 ± 0.08 Bc
		5~10	1.15 ± 0.20 Aa	1.01 ± 0.20 Aa	0.89 ± 0.00 Aa
		11~28	1.23 ± 0.20 ABa	0.51 ± 0.09 Cb	0.96 ± 0.06 Aa
		0~28	4.90 ± 0.36 ABa	3.87 ± 0.49 Bb	3.33 ± 0.09 Ab
	75% WHC	0~4	2.72 ± 0.10 Aa	2.34 ± 0.09 Ab	1.84 ± 0.20 Ac
		5~10	1.34 ± 0.07 Aa	1.17 ± 0.08 Ab	0.95 ± 0.06 Ac
		11~28	1.57 ± 0.40 Aa	1.30 ± 0.10 Aa	1.12 ± 0.19 Aa
		0~28	5.64 ± 0.7 Aa	4.81 ± 0.21 Ab	3.91 ± 0.63 Ac
平均矿化速率 (mg/(g.d))	25% WHC	0~4	0.47 ± 0.05 Ba	0.34 ± 0.02 Cb	0.25 ± 0.03 Cc
		5~10	0.17 ± 0.01 Ba	0.17 ± 0.03 Ba	0.09 ± 0.01 Bb
		11~28	0.06 ± 0.01 Ba	0.04 ± 0.01 Bab	0.03 ± 0.01Bb
		0~28	0.14 ± 0.02 Ba	0.10 ± 0.01 Cb	0.08 ± 0.01 Bc
	50% WHC	0~4	0.63 ± 0.04 Aa	0.43 ± 0.02 Bb	0.37 ± 0.02 Bc
		5~10	0.19 ± 0.03 ABa	0.17 ± 0.03 ABa	0.15 ± 0.01 Aa
		11~28	0.07 ± 0.01 ABa	0.06 ± 0.01 Aab	0.05 ± 0.00 Ab
		0~28	0.18 ± 0.01 Aa	0.14 ± 0.01 Bb	0.12 ± 0.00 Ac
	75% WHC	0~4	0.68 ± 0.02 Aa	0.58 ± 0.02 Ab	0.46 ± 0.05 Ac
		5~10	0.22 ± 0.01 Aa	0.20 ± 0.01 Aa	0.16 ± 0.01Ab
		11~28	0.09 ± 0.01 Aa	0.07 ± 0.00 Ab	0.06 ± 0.01Ab
		0~28	0.20 ± 0.01 Aa	0.17 ± 0.01 Ab	0.14 ± 0.02Ac

注：表中数据不同大写字母表示同一培养时间同一施碳量不同含水量之间差异显著(P<0.05)，不同小写字母表示同一培养时间同一含水量不同施碳量之间差异显著(P<0.05)，下同。

第 4~10 天, 呈现缓慢下降的趋势; 第 11~28 天逐渐保持稳定状态。在培养的第一、二、三阶段, 土壤有机碳的矿化量分别占整个培养期间的 45.77%~49.97%、23.03%~25.23%、25.08%~31.20%。

从相同施碳量而不同含水量处理变化来看, 各施碳量处理土壤有机碳矿化速率及累计矿化量在试验含水量范围内(25%~75%)均随土壤含水量增加而增加, 但各处理在不同含水量条件下增加的幅度有所差异。25%~50% 范围内, C40 处理下土壤有机碳矿化速率增加幅度最高, 达到 50%; 而 50%~75% 范围内, C20 处理下土壤有机碳矿化速率增加幅度最高, 达到 17.64%; 但在相同含水量下, 不同处理间均为生物质炭处理下的土壤有机碳矿化率低于对照处理, C20、C40 处理下, 降低幅度分别为: 28.57%~42.86%(25%WHC)、22.22%~33.33%(50%WHC)、15.00%~30.00%(75%WHC), 尽管不同处理对土壤水分变化的响应有所差异, 但试验 3 年后施用生物质处理仍显著降低土壤有机碳的分解速率。

土壤有机碳矿化方程的一级动力学参数见表 3, 从表中可见, 在 28 天培养期内, 一级动力学方程较好地描述了土壤有机碳的累积矿化动态。总体看来, 不同处理土壤有机碳的潜在矿化量存在一定差异, 变化范围为 2.01~5.28 g/kg。k 值表示有机碳矿化速率常数, 其范围 0.15~0.18 d⁻¹。在相同含水量条件下, C20、C40 处理下土壤有机碳的潜在矿化量分别是对照的 27.13%~46.54%(25%WHC)、19.01%~30.45%(50%WHC)、13.45%~29.17%(75%WHC), 由此可见, 施用生物质炭显著 ($P<0.05$) 降低了潜在矿化量, 且随着生物质炭施用量的增加, 不同培养条件下的潜在矿化量呈现下降的趋势。

表 3 土壤有机碳矿化方程的一级动力学参数
Table 3 Parameters of first-order kinetics

施碳量 处理	含水量 处理	拟合参数		
		C_0	k	R^2
C0	25%WHC	3.76 ± 0.31 a	0.16	0.98
	50%WHC	4.63 ± 0.28 a	0.18	0.97
	75%WHC	5.28 ± 0.33 a	0.17	0.96
C20	25%WHC	2.74 ± 0.17 b	0.16	0.98
	50%WHC	3.75 ± 0.25 b	0.15	0.98
	75%WHC	4.57 ± 0.21 b	0.17	0.97
C40	25%WHC	2.01 ± 0.09 c	0.17	0.98
	50%WHC	3.22 ± 0.12 c	0.15	0.98
	75%WHC	3.74 ± 0.17 c	0.16	0.97

2.2 施用生物质炭下水分条件对土壤微生物生物量碳、微生物商及代谢熵的影响

表 4 是不同水分条件下, 生物质炭施用对土壤微

生物生物量碳、微生物商及微生物代谢熵的影响。由表 4 可知, 各处理中的微生物生物量碳含量对土壤水分变化的响应不同, C0 处理下, 土壤微生物生物量碳随水分含量增加而逐渐降低, C20、C40 处理下, 微生物生物量碳含量在不同水分条件下均无显著变化, 由此可见, 生物质炭保持了土壤微生物的稳定。相同水分条件不同处理间, 微生物生物量碳含量总体上随生物质炭施用量的增加而增加, 25%WHC 条件下, 不同生物质炭处理下微生物生物量碳含量无显著差异, 50%WHC 和 75%WHC 条件下, 微生物生物量碳含量随生物质炭施用量的增加而显著增加。

表 4 生物质炭施用下土壤水分条件对土壤微生物生物量碳、代谢熵和微生物商的影响

Table 4 Effects of soil water regimes on MBC, soil metabolic quotients and microbial quotient under biochar amendment history

指标	施碳量 处理	含水量处理		
		25%WHC	50%WHC	75%WHC
微生物生物量碳 (mg/kg)	C0	90.42 ± 0.10 Aa	84.87 ± 1.58 Bb	58.67 ± 3.58 Cb
	C20	85.12 ± 5.23 ABa	94.53 ± 5.10 Aab	64.60 ± 19.18 Bab
	C40	91.16 ± 4.61 Aa	87.79 ± 3.88 Aa	84.67 ± 0.42 Aa
微生物商 (%)	C0	1.02 ± 0.00 Aa	0.96 ± 0.02 Ba	0.66 ± 0.04 Ca
	C20	0.84 ± 0.05 ABb	0.94 ± 0.05 Ab	0.64 ± 0.19 ABa
	C40	0.77 ± 0.04 Ab	0.74 ± 0.11 Ab	0.72 ± 0.00 Aa
微生物代谢熵 (mg/(g·h))	C0	0.39 ± 0.04 Ba	0.44 ± 0.03 Ba	0.85 ± 0.04 Aa
	C20	0.34 ± 0.02 Bab	0.34 ± 0.05 Bab	0.80 ± 0.25 Aab
	C40	0.28 ± 0.04 Bb	0.37 ± 0.03 Bb	0.55 ± 0.09 Ab

结合土壤有机碳含量与土壤有机碳的矿化量, 计算了土壤的微生物商与代谢熵。表 4 显示, 各处理中微生物商对水分含量的响应不同, C0 处理下土壤微生物商随土壤含水量增加而降低, 尤其是在高含水量下最为明显, C20 在 50%WHC 下的微生物商值最高, 而 25%WHC 与 75%WHC 之间无显著差别, C40 在不同含水量条件下均无显著差异。相同水分条件不同处理间, 微生物商大体上随生物质炭施用量的增加而降低, 但 75%WHC 条件下, 生物质炭处理土壤微生物商基本无显著变化。

从代谢熵来看, 各处理均在高含水量条件下最高, 75%WHC 下明显高于低含水量条件下(25%、50%)。从相同含水量不同处理下来看, 低含水量条件下(25%、50%)微生物代谢熵在 C0 处理下的微生物代谢熵显著高于施生物炭的土壤。

3 讨论

土壤有机碳经微生物分解作用释放 CO₂ 的强度与数量可以反映土壤质量情况以及土壤有机碳稳定

性变化,可用于评价环境或人为因素变化对其产生的影响^[15]。水分条件是影响土壤有机碳矿化的重要因素,江春玉等^[16]以室内模拟的方法研究了好气、淹水和干湿交替 3 种水分条件下向红壤水稻土中添加有机物料后有机碳分解的差异,结果表明,淹水条件下添加物料促进土壤原有有机碳的矿化,即产生正激发效应。王媛华等^[17]在标准培养条件下(25℃, 100% 空气湿度),研究了 5 个水分梯度下(45%、60%、75%、90%、105% WHC, WHC 为土壤饱和持水量)水田和旱地土壤有机碳的矿化特征,结果表明水田(45% WHC ~ 90% WHC)和旱地(45% WHC ~ 75% WHC)土壤有机碳的累积矿化率(量)随含水量增高而增高。造成高含水量条件下有利于矿化的原因可能与土壤 DOC 含量增加有关,这使土壤微生物可利用性物质增多,从而促进了土壤有机碳的矿化^[18-19];而 Fang 和 Moncrieff^[20]对农田原状土进行室内培养时发现,在土壤体积含水量为 20% ~ 50% 时,土壤呼吸的变化并不明显。相似的,王战磊等^[21]对生物质炭施用下板栗林土壤进行研究,发现其 CO₂ 释放通量与土壤水分条件无显著相关性。花莉等^[21]通过模拟土柱试验,向水稻土中分别以 0%、2%、5%、8% 的量添加生物质炭,并在不同水分含量和温度下培养,研究结果表明,随着土壤水分接近饱和或超过饱和含水量,CO₂ 的释放速率会降低。而本研究中,在田间一次性施用量为 20 t/hm² 条件下,采用 3 种水分梯度(25% WHC、50% WHC 和 75% WHC)条件下的室内培养结果表明,不同处理下土壤有机碳矿化均随水分含量的增加而增加,但高用量生物质炭施用下的土壤有机碳矿化量随水分含量增加的增幅降低,造成上述土壤有机碳矿化差异的原因可能一方面与土

壤类型、添加物料种类与数量有关^[21],另一方面土壤有机碳的矿化与土壤自身的适宜水分含量密切相关,达到适宜水分含量以后,土壤有机碳的矿化不再受含水量增加的影响,矿化速率基本达到稳定甚至会降低^[21]。

土壤含水量与土壤微生物活性具有密切关系,这可能一方面由于土壤水分状况影响土壤团聚体分散,从而影响土壤中有有机碳的释放,这一定程度上影响了微生物利用的底物浓度^[16];另一方面土壤水分状况容易影响到部分微生物的生存,使其释放出细胞内活性物质,这部分活性物质很容易被存活下来的微生物所利用,从而影响微生物的增长,最终影响土壤基础呼吸量^[22]。本试验中从土壤有机碳矿化与水分条件的关系来看,土壤有机碳矿化量随水分变化有显著依存关系,在各处理中均随土壤含水量增加而增加,不同处理间呈现线性或对数关系(图 2),似乎微生物活性在试验含水量范围内主要受水分控制,但从不同水分条件下的微生物量碳与代谢熵来看,并不与土壤水分变化相一致,尤其是在土壤含水量从 50% WHC 增加到 75% WHC 时,土壤有机碳矿化速率的增速减缓,并且微生物生物量在这一阶段开始显著降低(C0、C40 处理),而在 C40 处理下,土壤微生物活性保持了相对的稳定。匡崇婷等^[24]研究表明低含水量(40% WHC)土壤微生物生物量高于高含水量(70% WHC)下,是好气土壤微生物聚集生长和繁殖适合的环境^[24],由此可见,水分含量在超过 50% WHC 时,土壤好气微生物可能受到水分胁迫,尽管表观上土壤 CO₂ 释放量在不断增加,但高含水量下有机碳矿化的机制不同于前者,因此,在 C0、C20 处理下的土壤微生物生物量显著受到土壤水分含量的影响,而 C40 处理下的微生物生物量保持了相对稳定。

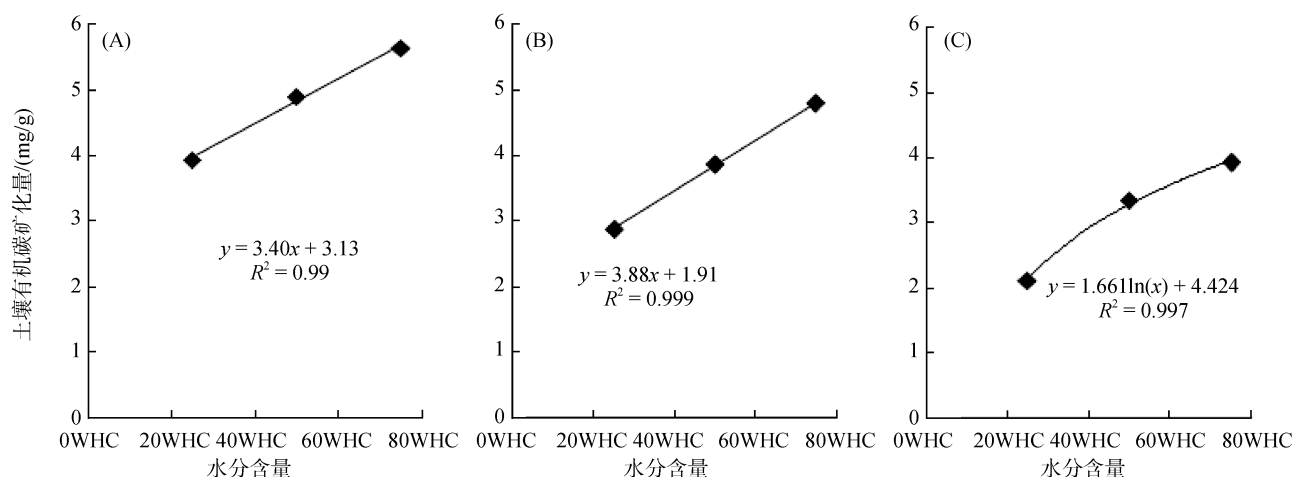


图 2 水分含量与土壤有机碳矿化量的关系(A: C0; B: C20; C: C40)

Fig. 2 Relationship between soil water content and SOC mineralization amount)

经生物质炭处理的土壤有机碳矿化量取决于生物质炭在土壤中的稳定性及对土壤新输入有机碳的保持作用^[25]。赵次娴等^[26]研究蔗渣生物质炭对农田土壤有机碳 (SOC) 矿化动态的影响,发现培养前期生物质炭对旱地土壤原有有机碳的矿化存在正激发效应,但后期对旱地土壤的负激发效应更稳定且维持时间更长。Singh 和 Cowie^[27]向一个低碳的黏质土壤中添加生物质炭,在 67%WHC 含水量条件下培养 5 年发现,生物质炭施用显著增加本土有机碳的损失,即产生了正激发效应,且随培养时间的延长,激发效应强度降低,他们将其归为土壤活性碳库的降低,而 Lu 等^[28]收集了河南封丘砂壤土(SOC 含量为 6.59 g/kg),利用 $^{13}\delta$ 的方法在含水量为 80%WHC 的条件下研究生物质炭对土壤产生的激发效应,结果表明,生物质炭降低了土壤有机碳矿化量约 68%,本试验中所研究对象为施用生物质炭多年后的土壤,从结果来看,施用生物质炭的土壤有机碳矿化速率显著低于未施用的土壤,且随施用量的增加而降低,相似的,施用生物质炭土壤的微生物代谢熵与微生物商均表现为显著降低,而微生物商能够较好地反映土壤中有机碳的有效性,灵敏地反映土壤环境的变化^[29]。代谢熵受土壤有机质输入的影响,它反映土壤微生物利用碳源的效率,在相对稳定的生态系统中代谢熵较低^[30],由于生物质炭本身是微生物极难利用的芳香碳^[31],另外,生物质炭的孔隙结构和巨大的表面积对酶和有机质的吸附作用可降低酶活性,从而降低有机物质的生物有效性^[32-34];此外,生物质炭可明显促进土壤团聚体的形成^[35],在团聚体的物理保护作用可降低微生物对有机质的分解^[35],由此可见,生物质炭在土壤中施用后可能改变了土壤有机碳的有效性,并增加了土壤对有机碳的固持作用,从而有利于土壤有机碳的固定与土壤生态系统的稳定。

4 结论

旱地土壤有机碳的矿化速率随土壤水分含量的增加而增加;施用生物质炭有显著的后效应,即施用生物质炭改变了土壤有机碳矿化对水分条件的响应强度,具有保持土壤微生物量的稳定及降低土壤代谢熵的作用,在 3 年尺度上仍显著降低土壤有机碳矿化强度,且随用量增加而增强,因此,生物质炭农田应用对土壤有机碳有持续的碳固持作用。

参考文献:

[1] Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security[J]. *Science*, 2004, 304(5 677): 1 623-1 627

[2] Ouedraogo E, Mando A, Brussaard L, et al. Tillage and fertility management effects on soil organic and sorghum yield in semi-arid West Africa[J]. *Soil and Tillage Research*, 2007, 94(1): 64-74

[3] 齐玉春, 郭树芳, 董云社, 等. 灌溉对农田温室效应贡献及土壤碳储量影响研究进展[J]. *中国农业科学*, 2014, 47(9): 1 764-1 773

[4] 周晓宇, 张称意, 郭广芬. 气候变化对森林土壤有机碳贮藏影响的研究进展[J]. *应用生态学报*, 2010, 21(7): 1 867-1 874

[5] 陈静, 李恋卿, 郑金伟, 等. 生物质炭保水剂的吸水保水性能研究[J]. *水土保持通报*, 2013, 33(6): 302-307

[6] Lehmann J. A handful of carbon[J]. *Nature*, 2007, 447 (7 141): 143-144

[7] 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(2): 210-219

[8] Khan S, Reid B J, Li G, et al. Application of biochar to soil reduces cancer risk via rice consumption: A case study in Miaoqian village, Longyan, China[J]. *Environment International*, 2014, 68: 154-161

[9] Riedel T, Iden S, Geilich J, et al. Changes in the molecular composition of organic matter leached from an agricultural topsoil following addition of biomass-derived black carbon (biochar)[J]. *Organic Geochemistry*, 2014, 69: 52-60

[10] 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[J]. *土壤通报*, 2014, 45(2): 413-419

[11] 花莉, 唐志刚, 洛晶晶, 等. 生物质炭对关中水稻土有机碳矿化及 CO_2 释放的影响[J]. *西北农业学报*, 2014, 23(5): 185-190

[12] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000

[13] 孙冰洁, 贾淑霞, 张晓平, 等. 耕作方式对黑土表层土壤微生物生物量碳的影响[J]. *应用生态学报*, 2015, 26(1): 101-107

[14] Hyvönen R, Ågren G I, Dalas P. Analysing temperature response of decomposition of organic matter[J]. *Global Change Biology*, 2005, 11(5): 770-778

[15] 贾曼莉, 郭宏, 李会科. 渭北生草果园土壤有机碳矿化及其与土壤酶活性的关系[J]. *环境科学*, 2014, 35(7): 2 777-2 784

[16] 江春玉, 李忠佩, 崔萌, 等. 水分状况对红壤水稻土中有机物料碳分解和分布的影响[J]. *土壤学报*, 2014, 51(2): 325-334

[17] 王媛华, 苏以荣, 李杨, 等. 水田和旱地土壤有机碳周转对水分的响应[J]. *中国农业科学*, 2012, 45(2): 266-274

[18] 郝瑞军, 李忠佩, 车玉萍, 等. 好气与淹水条件下水稻土各粒级团聚体有机碳矿化量. *应用生态学报*, 2008, 19(9): 1 944-1 950

[19] Yao S H, Zhang B, Hu F. Soil biophysical controls over rice straw decomposition and sequestration in soil: The effects of drying intensity and frequency of drying and wetting cycles[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(3): 590-599

- [20] Fang C, Moncrieff J B. The dependence of soil CO₂ efflux on temperature[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, 33(2): 155–165
- [21] 王战磊, 李永夫, 姜培坤, 等. 施用竹叶生物质炭对板栗林土壤 CO₂ 通量和活性有机碳库的影响[J]. 2014, 25(11): 3 152–3 160
- [22] 花莉, 唐志刚, 洛晶晶, 等. 生物质炭施用量及水热条件对淹水土壤 CO₂ 释放的影响[J]. 陕西科技大学学报(自然科学版), 2013, 31(6): 31–35
- [23] 李银坤, 陈敏鹏, 梅旭荣, 等. 土壤水分和氮添加对华北平原高产农田有机碳矿化的影响[J]. 生态学报, 2014, 34(14): 4 037–4 046
- [24] 匡崇婷, 江春玉, 李忠佩, 等. 添加生物质炭对红壤水稻土有机碳矿化和微生物生物量的影响[J]. 土壤, 2012, 44(4): 570–575
- [25] 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 and Biochemistry*, 2011, 43(6): 1 169–1 179
- [26] 赵次娴, 陈香碧, 黎蕾, 等. 添加蔗渣生物质炭对农田土壤有机碳矿化的影响[J]. 中国农业科学, 2013, 46(5): 987–994
- [27] Singh B P, Cowie A L. Long-term influence of biochar on native organic carbon mineralisation in a low-carbon clayey soil[J]. *Scientific Reports*, 2014, 4: 3 687
- [28] Lu W W, Ding W W, Zhang J H, et al. Biochar suppressed the decomposition of organic carbon in a cultivated sandy loam soil: A negative priming effect[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 76: 12–21
- [29] Anderson T H. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2003, 98(1–3): 285–293
- [30] Balota E L, Colozzi F A, Andrade D S, et al. Long-term tillage and crop rotation effects on microbial biomass and C and N mineralization in a Brazilian Oxisol[J]. *Soil and Tillage Research*, 2004, 77(2): 137–145
- [31] Purakayastha T J, Kumari S, Pathak H. Characterisation, stability, and microbial effects of four biochars produced from crop residues[J]. *Geoderma*, 2015, 239–240: 293–303
- [32] 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 and Biochemistry*, 2011, 43(8): 1 723–1 731
- [33] Woolf D, Lehmann J. Modelling the long-term response to positive and negative priming of soil organic carbon by black carbon[J]. *Biogeochemistry*, 2012, 111(1–3): 83–95
- [34] 夏文斌, 张旭辉, 刘铭龙, 等. 麦秆还田方式对旱地土壤综合温室效应的影响[J]. 土壤, 2014, 46(6): 1 010–1 016
- [35] 尹云锋, 高人, 马红亮, 等. 稻草及其制备的生物质炭对土壤团聚体有机碳的影响[J]. 土壤学报, 2013, 50(5): 909–914
- [36] 李力, 刘娅, 陆宇超, 等. 生物炭的环境效应及其应用的研究进展[J]. 环境化学, 2011, 30(8): 1 411–1 421

Effects of Biochar Application History on Soil: Effect of Moisture Regime on Dynamics of Soil Organic Carbon Mineralization

KANG Xilong^{1,2}, ZHANG Xuhui^{1,2}, ZHANG Shuoshuo^{1,2}, ZHENG Jufeng^{1,2*},
LI Lianqing^{1,2}, LIU Xiaoyu^{1,2}, PAN Genxing^{1,2}

(1 *Institute of Resources, Ecosystem and Environment for Agriculture, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China;*
2 *Jiangsu Collaborative Innovation Center for Solid Organic Waste Resource Utilization, Nanjing 210095, China*)

Abstract: Biochar application has been suggested as an effective means in abating climate change by sequestering carbon. In this study, a 3-year field experiment was conducted to investigate the effects of biochars on soil organic carbon (SOC) cycling under laboratory incubation under different water conditions change. The results indicated that the dynamics of SOC mineralization preferably followed the first-order kinetics. Soil moisture affected SOC mineralization significantly. Under 25%WHC (water holding capacity), 50%WHC and 75%WHC moisture conditions, compared with C0 (no biochar), the intensity of mineralization of SOC under C20 (biochar, 20 t/hm²) and C40 (biochar, 40 t/hm²) decreased by 28.57% ~ 42.86% (25%WHC), 22.22% ~ 33.33% (50%WHC) and 15.00% ~ 30.00% (75%WHC), respectively. There were significant differences in responses of microbial biomass carbon, soil organic carbon and metabolic quotient to the water regimes with Biochar addition. Biochar could keep the stability of the microbial biomass carbon and reduce SOC mineralization under low moisture content. Therefore, the results indicated that BC has the important significance for soil carbon sequestering and maintaining the stability of soil organic carbon in agricultural soil.

Key words: Biochar amendment; Residual effect; Soil water status; SOC mineralization