应用生态学报 2015年7月 第26卷 第7期
Chinese Journal of Applied Ecology, Jul. 2015, **26**(7): 1954-1960

生物炭对茶园土壤 CO_2 和 N_2O 排放量及微生物特性的影响*

胡雲飞** 李荣林 杨亦扬
(江苏省农业科学院园艺研究所/江苏省高效园艺作物遗传改良重点实验室, 南京 210014)

摘 要 以茶叶修剪物制备的生物炭为试验材料,采集多年种植茶树的酸化土壤进行室内培养试验,探究以0.5%、1.5%、2.5%和3.5%的不同生物炭比例添加至茶园土壤中,对茶园土壤 CO_2 和 N_2O 气体排放、pH值和微生物群落的影响.结果表明:与空白对照处理相比,生物炭添加在短期内对 CO_2 和 N_2O 气体排放具有一定的促进作用,增强C、N的矿化率,但促进作用随着生物炭施用量的增加而减弱.不同生物炭处理对土壤pH值、脱氢酶及微生物生物量碳具有增加作用.检测土壤中不同标记的磷脂脂肪酸PLFA发现,添加1.5%的生物炭处理组中土壤磷脂脂肪酸含量最高,为(203.93±3.14) $\mu g \cdot g^{-1}$,与对照差异显著($P<0.05$).其中16:0、14:0(细菌)、18:1ω9c(真菌)、10Me18:0(放线菌)标记含量较高,不同处理的单个磷脂脂肪酸含量差异显著($P<0.05$).表明添加生物炭能改善茶园酸性土壤,提升土壤微生物生物量及微生物数量.

关键词 矿化;微生物生物量碳;脱氢酶活性;磷脂脂肪酸
文章编号 1001-9332(2015)07-1954-07 **中图分类号** S571.1 **文献标识码** A

Effects of biochar on CO_2 and N_2O emissions and microbial properties of tea garden soils.
HU Yun-fei, LI Rong-lin, YANG Yi-yang (*Institute of Horticulture, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences/Jiangsu Province Key Laboratory for Horticulture Crop Genetic Improvement, Nanjing* 210014, *China*). -*Chin. J. Appl. Ecol.*, 2015, **26**(7): 1954-1960.

Abstract: To clarify the effects of biochar addition (0.5%, 1.5%, 2.5%, 3.5%) on the emission of carbon dioxide (CO_2) and nitrous oxide (N_2O), pH and microbial communities of the tea garden soil, an indoor incubation experiment was conducted using the acidulated tea-planted soil. Results showed that the emissions of CO_2 and N_2O and the rate of C, N mineralization were increased in a short term after the addition of biochar compared with the control, while the promoting effect was weakened along with increasing the addition of biochar. The pH, dehydrogenase activity and microbial biomass carbon were increased in the biochar treatments. Phospholi-pid fatty acid (PLFA) with different markers was measured and the most PLFA was detected in the group in the 1.5% biochar treatment with significant differences ($P<0.05$) compared with the control. In addition, the higher levels of 16:0, 14:0 (bacteria), 18:1ω9c (fungi), 10Me18:0 (actinomycetes) groups were observed and there were significant differences ($P<0.05$) in individual phospholipid fatty acid among the different treatments. Taken together, the acidulated tea-planted soil, soil microbial biomass and microbial number were improved after addition of biochar.

Key words: mineralization; microbial biomass carbon; dehydrogenase activity; phospholipid fatty acids.

生物炭(或生物质炭 biochar-biocharcoal)是生物质(或生物有机材料)在无氧或低氧环境中热裂解产生的固态产物[1].Sombroek对亚马逊河谷古印第安人遗迹黑色土壤(Terra preta)的研究引起了全球众多学者对生物炭的广泛关注[2].生物炭富含有机碳,施用后可增加土壤有机碳含量,提高土壤养分

* 江苏省农业科技自主创新资金项目(CX(14)5015)、江苏省科技支撑计划项目(BE2013331, BE2013313, BE2013335)和苏州市科技支撑计划项目(SNG201333)资助.
** 通讯作者. E-mail: huyunfei_1987@aliyun.com
2014-08-06 收稿,2015-04-10 接受.

吸持容量[3-4]；生物炭多数呈碱性，可提高酸性土壤的 pH 值及部分养分的有效性；同时生物炭自身含有一定量的矿质养分，可改善贫瘠土壤的养分供应[5]；具有较强的离子吸附交换性能，可改善土壤阴、阳离子交换量，提高土壤保肥性能[6-7].

土壤有机碳、氮是土壤中的主要营养成分，是评价土壤质量的重要指标，反映可矿化碳、氮的库容，其含量高低是限制微生物矿化作用强弱的因素[8]. 土壤中非有机态氮库的氮净矿化是微生物对土壤氮素矿化和固持的平衡，是相互作用的总矿化、硝化和铵态氮、硝态氮固定或损失过程的综合表征，反映了土壤的氮素供应状况[9]. 土壤氮元素的排放，也是温室效应的一个重要来源. 土壤 N_2O 产生的生物源主要来自于土壤微生物推动的硝化作用和反硝化作用，生物炭的多孔隙结构是土壤微生物良好的栖息环境[10]. 此外，土壤中某些物质可能存在抑制生物炭表面吸附硝化细菌能力[11]. 生物炭表面成分中具有较高的 C/N，有助于氨化和硝化作用[12]. 添加生物炭导致土壤的孔隙率增加，可能会抑制厌氧反硝化过程；同时增加土壤氧气，从而抑制 N_2O 和 N_2 排放[13]. 然而，也有报道生物炭对 N_2O 产生没有任何影响，而 Bruun 等[14]研究表明，土壤中添加生物炭，CO_2 和 N_2O 排放量都明显高于对照土壤.

酸性土壤是茶树生长所必需的生态条件之一，当土壤 pH 小于 4.0 时，茶树生长将受到抑制[15]. 近年来，由于酸雨、人为施肥管理不当以及茶树自身代谢作用等原因，茶园土壤酸化日趋严重，土壤 pH 值小于 4.0 的茶园越来越多[16]，进而导致衡量养分状况的 C/N 下降，出现明显的碳、氮不平衡问题. 茶树修剪产生的废弃枝叶含有大量的营养物质，对于这种数量可观的资源的处理方式通常是被直接移除或还田于茶园土壤，这可能会引发一些土壤环境问题. 而利用茶树修剪物制备生物炭，或许可以缓解茶园土壤酸化和解决茶树修剪物还田问题.

本试验利用茶树修剪物制备生物炭，通过采用室内培养试验，测定土壤 pH 值、CO_2 和 N_2O 排放量、微生物生物量和微生物群落结构变化，探讨生物炭不同施用量对茶园酸化土壤的影响，以寻找出适合茶园土壤改良的最佳生物炭施用量，为茶园土壤改良及茶园管理提供依据.

1　材料与方法

1.1　生物炭制备和特征

选用新鲜茶树修剪枝原料，采用颗粒炭化炉，经亚高温（350 ℃）、缺氧、干懼条件下热裂解，制备生物炭. 总碳和氮含量采用碳氮分析仪测定（Variomax CNS 分析仪）；生物炭/水按 1∶10 测定 pH；灰化碱采用马弗炉高温燃烧法测定；表面积、孔径和孔容采用全自动化比表面积测定仪测定. 本试验中供试茶叶生物炭的化学成分见表 1.

1.2　土壤特性

选择江苏省溧阳市天目湖十年生‘白叶 1 号’未耕垦茶园作为样地，采用 5 点取样法，除去表面的枯枝落叶层和表土层，挑取土壤中的残留石块及其他杂质后，经风干、磨碎、过 2 mm 筛后备用. 参照鲍士旦[17]方法测定供试土壤性质：质地为黄棕壤，pH 4.31，有机碳 18.70 g · kg^{-1}，全氮 1.05 g · kg^{-1}，全磷 310.78 mg · kg^{-1}，速效磷 36.40 mg · kg^{-1}，阳离子交换量 182.78 mmol · kg^{-1}，交换性铝 326.21 mg · kg^{-1}.

1.3　碳矿化试验

设置不同施用量的生物炭处理（质量比）：0.5%、1.5%、2.5%、3.5%，混合均匀，分别取 250 g 混合物填充到直径 6.8 cm PVC 管中，稍微压实，分别编号：$T_{0.5}$、$T_{1.5}$、$T_{2.5}$、$T_{3.5}$. 以不添加生物炭为对照组，每个处理重复 3 次. 培养开始后，每周用无菌蒸馏水保持土壤湿度为 50%. 将 PVC 管和装有 20 mL 1 mol · L^{-1} NaOH 的玻璃杯放置于封闭的玻璃瓶中，于 25 ℃恒温暗培养. 第 1、3、5、7、10、13、17、20、24、27 和 31 天后将 NaOH 瓶子移出，用盐酸、氯化钡滴定，30 d 后每周测定一次. 在培养 110 d 后，测定土壤 pH 值和无机氮含量（流动注射分析仪）.

培养结束后，采用氯仿熏蒸提取法测定微生物生物量碳（C_{mic}）[18]；脱氢酶活性（DA）测定参照 Moeskops 等[19]的方法. 磷脂脂肪酸（PLFAs）采用 KOH-甲醇溶液甲酯化提取法测定[20-21]；PLFAs 检测采用美国MIDI公司生产的微生物自动鉴定系

表 1　供试生物炭化学成分和特征

Table 1　Chemical constituents and feature of tested biochar materials

含水量 Moisture content (%)	C (%)	N (%)	灰分含量 Ash content (%)	pH (1∶10)	表面积 Surface area ($m^2 \cdot g^{-1}$)	孔径 Pore size (nm)	孔容 Pore volume ($mm^3 \cdot g^{-1}$)
3.5±0.3	67.5±2.0	2.7±0.1	2.5±0.5	9.23±0.26	9.79	6.67	13.81

统,磷脂脂肪酸甲酯混合物检测的色谱程序:二阶程序升高柱温,170 ℃起始,5 ℃ · min^{-1}升至 260 ℃,而后 40 ℃ · min^{-1}升温至 310 ℃,维持 90 s;汽化室温度 250 ℃,检测器温度 300 ℃;载气为 H_2(2 mL · min^{-1}),尾吹气为 N_2(30 mL · min^{-1});柱前压68.95 kPa;进样量 1 μL,进样分流比 100∶1,电子轰击电离源(EI)到质谱检测.

采用不同的 PLFAs 标记特定的微生物[22]:12:0、14:0、15:0、16:0 与 20:0 标记细菌,i15:0、a16:0、i17:0 与 i18:0 标记革兰氏阳性菌,18:1ω7c 标记假单胞杆菌,i14:0 标记好氧细菌,16:1ω9c 标记革兰氏阴性菌,10Me16: 0、10Me17:0 与 10Me18:0 标记放线菌,18:0 标记嗜热解氢杆菌,18:1ω9c 与 18:2ω6,9c 标记真菌,cy19:0ω8c 标记伯克霍尔德菌,20:4ω6,9,12,15c 标记原生动物.

1.4 N_2O 排放试验

设置不同施用量的生物炭处理(质量比):0.5%、1.5%、2.5%、3.5%,将土壤和生物炭混合均匀,分别取 60 g 混合物放入 1 L 广口瓶中,再将土样捣平整;以不添加生物炭为对照,每个处理设置 4 个重复.利用注射器向各个瓶中均匀的喷施含硝酸钾 7.28 g · L^{-1} 的水溶液 2.38 mL(硝态氮按 40 mg · kg^{-1}土添加),迅速盖上为采气特制的橡皮塞,30 ℃恒温培养.培养 2 h 后采气,用气相色谱仪测定气体样品中的 N_2O 浓度.载气 N_2(29.9 mL · min^{-1}),注射温度 200 ℃,柱温 30 ℃,检测温度 310 ℃.在每次测量前,通过注入 200、400、600、800 和 1000 mL 的 N_2O 标准气体获取标准曲线.每次测量完后将玻璃罐敞开 30 min 以补充氧气,直到所有处理组中 N_2O 浓度低于检测限值.

1.5 数据处理

碳净矿化率($C_{min\ net}$)计算公式:

$$C_{min\ net}=\frac{C_{处理组}-C_{对照组}}{C_{土壤}+C_{生物炭}}\times 100\%$$

式中:$C_{处理组}$和 $C_{对照组}$代表处理组和对照组的 CO_2排放量(g);$C_{土壤}$为土壤有机碳含量(g);$C_{生物炭}$为生物炭中 C 含量(g).每处理组 CO_2排放量减去对照组 CO_2排放量,即每处理组中 C 矿化量(g).

氮净矿化率($N_{min\ net}$)计算公式:

$$N_{min\ net}=\frac{N_{处理组}-N_{对照组}}{N_{土壤}+N_{生物炭}}\times 100\%$$

式中:$N_{处理组}$和 $N_{对照组}$代表培养结束时处理组和对照组的无机氮含量(g);$N_{土壤}$和 $N_{生物炭}$分别为土壤和生物炭中 N 含量(g).

通过软件 Unscrambler X10.3 对含量大于 1%的磷酸脂肪酸进行主成分分析(PCA),采用 SSPS 17.0 软件进行单因素方差分析和相关性分析,用 SigmaPlot 10.0 软件作图.

2 结果与分析

2.1 添加生物炭对土壤中碳矿化的影响

经过 110 d 培养后,与对照组相比,所有生物炭处理组的 CO_2累计排放量都显著升高,以 $T_{1.5}$处理组的排放量最高(图 1),另外 3 组处理具有相似的 CO_2排放模式.培养结束后,$T_{1.5}$处理组中碳净矿化率最高,与其他处理组差异显著($P<0.05$);其次是 $T_{2.5}$、$T_{3.5}$以及 $T_{0.5}$处理组,3 组之间无显著差异(表 2).CO_2累计排放量与脱氢酶、微生物生物量碳、总磷脂脂肪酸、氮净矿化率呈正相关(表 3).

与对照组和 $T_{0.5}$处理组相比,其他生物炭处理组的脱氢酶活性显著升高($P<0.05$),以 $T_{1.5}$生物炭处理组最高(图 2).脱氢酶活性与 CO_2 排放量、总磷脂脂肪酸和氮净矿化率呈正相关(表 3).所有生物炭处理组与对照组相比,微生物生物量碳显著升高($P<0.05$),以 $T_{1.5}$处理组最高(图 3).微生物生物量碳与脱氢酶、总提取磷脂脂肪酸和 CO_2 累计排放量呈相关性(表 3).在培育结束时所有处理组 pH(表 2)提高,以 $T_{3.5}$处理组的 pH 值最高,其次是 $T_{2.5}$、$T_{1.5}$、$T_{0.5}$,对照组 pH 值降低.在培育结束时的 pH 值与总磷脂脂肪酸和氮净矿化率显著相关(表 3).所有处理组中无机氮含量显著提高($P<0.05$),以 $T_{3.5}$处理组最高.氮净矿化率以 $T_{1.5}$和 $T_{3.5}$较高,$T_{0.5}$最低(表 2).

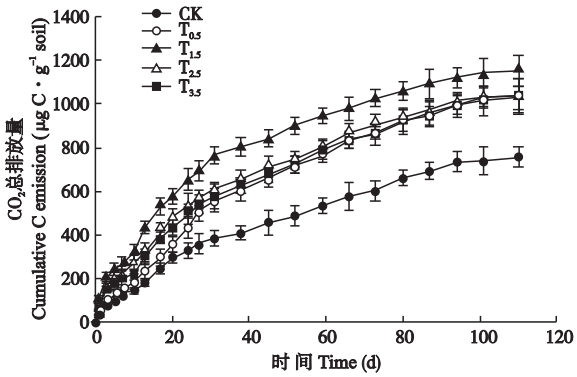

图 1 培养 110 d 后不同处理碳矿化总量

Fig.1 Cumulative C mineralization from different treatments after 110 days incubation.

CK: 对照 Control; $T_{0.5}$: 添加 0.5%生物炭 0.5% biochar addition; $T_{1.5}$: 添加 1.5%生物炭 1.5% biochar addition; $T_{2.5}$: 添加 2.5%生物炭 2.5% biochar addition; $T_{3.5}$: 添加 3.5%生物炭 3.5% biochar addition. 下同 The same below.

表 2　培养 110 d 后各处理 pH 值、碳净矿化率、氮矿化量、氮净矿化率变化

Table 2　pH, net C mineralized, mineral N content and net N mineralized in different treatments after 110 days incubation

处理 Treatment	pH	碳净矿化率 $C_{min\ net}$ (%)	氮矿化量 N_{min} ($\mu g \cdot g^{-1}$)	氮净矿化率 $N_{min\ net}$ (%)
CK	4.16±0.09a	–	53.17±3.76a	–
$T_{0.5}$	4.49±0.04b	1.4±0.1a	63.90±3.56b	0.9±0.1a
$T_{1.5}$	4.55±0.11b	2.1±0.1b	76.17±5.01c	1.6±0.1c
$T_{2.5}$	4.78±0.13c	1.5±0.1a	76.63±4.85c	1.4±0.1b
$T_{3.5}$	4.89±0.18d	1.5±0.1a	81.97±5.73c	1.5±0.1bc

CK：对照 Control；$T_{0.5}$：添加 0.5%生物炭 0.5% biochar addition；$T_{1.5}$：添加 1.5%生物炭 1.5% biochar addition；$T_{2.5}$：添加 2.5%生物炭 2.5% biochar addition；$T_{3.5}$：添加 3.5%生物炭 3.5% biochar addition. 不同字母表示处理间差异显著（$P<0.05$）Different letters indicated significant difference among treatments at 0.05 level. 下同 The same below.

2.2　磷脂脂肪酸含量变化

在分类上，不同的 PLFA 生物标记的微生物类群可大致分为 4 大类，分别是细菌、放线菌、真菌与原生动物，各大类群PLFA含量在不同处理组土壤中存在差异（表 4）. $T_{1.5}$ 处理组磷脂脂肪酸总量、细菌和放线菌的磷脂脂肪酸最高，与其他处理组差异显著（$P<0.05$）；$T_{1.5}$、$T_{2.5}$、$T_{3.5}$ 处理组中真菌及原生动物的磷酸脂肪酸含量较高，但差异不显著. 对照组中所有类型磷脂脂肪酸标记含量最低.

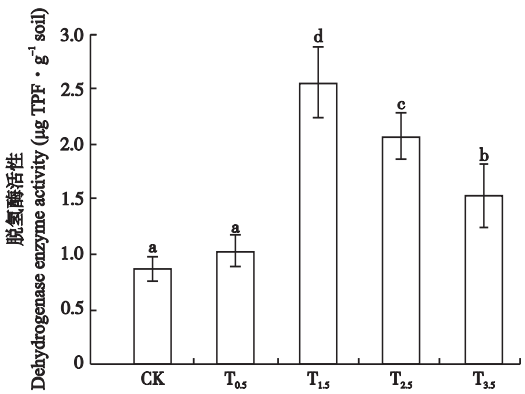

图 2　培养 110 d 后不同处理脱氢酶活性

Fig.2　Dehydrogenase enzyme activity of different treatments after 110 days incubation.

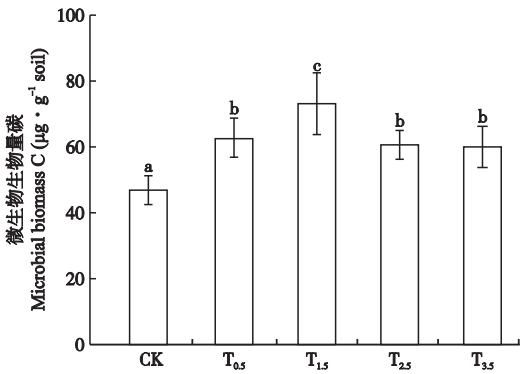

图 3　培养 110 d 后不同处理微生物生物量碳

Fig.3　Microbial biomass C of different treatments after 110 days incubation.

表 3　不同生物炭处理土壤因子的相关系数

Table 3　Correlation coefficients of soil factors in different treatments

	微生物生物量碳 C_{mic}	CO_2累计排放量 C_{min}	总磷脂脂肪酸 PLFAs	氮净矿化率 N_{min}	pH
脱氢酶活性 DA	0.639*	0.871**	0.839**	0.657**	0.500
微生物生物量碳 C_{mic}		0.643**	0.679**	0.396	0.324
CO_2累计排放量 C_{min}			0.893**	0.646**	0.493
总磷脂脂肪酸 PLFAs				0.836**	0.618*
氮净矿化率 N_{min}					0.894**

* $P<0.05$；** $P<0.01$.

通过 PCA 得分图可以观察样品的聚集、离散程度，样品分布点越近，说明这些样品中所含的物质组成和浓度越接近，反之，差异越大. 结果表明：两个主成分（PCs）数据占总变异的 92%，其中 PC1 占 66%、PC2 占 26%（图 4）. 不同处理组之间，磷脂脂肪酸（磷脂脂肪酸总量超过 1%）的 PCA 差异显著，生物炭浓度较高的处理组（$T_{1.5}$、$T_{2.5}$、$T_{3.5}$）主要聚集在坐标轴右侧，对照及 $T_{0.5}$ 分布在坐标轴左侧. 通过对载荷图进行分析发现，单个磷脂脂肪酸标记对 PC1 贡献较大. PC1 正轴高负荷，如标记细菌的 14:0、i14:0 和 18:0，负轴载荷 cy19:0ω8c、i15:0. PC2 占总变异的 26%，正轴载荷如标记细菌的 16:0，及负轴载荷的 15:0 和 16:1ω9c. 其中 14:0 对位于正载荷的 $T_{1.5}$、$T_{2.5}$ 和 $T_{3.5}$ 组贡献率较大，而 cy19:0ω8c、i15:0 对位于负载荷的对照和 $T_{0.5}$ 组贡献率较大.

2.3　添加生物炭对土壤中 N_2O 排放的影响

为研究在添加生物炭处理过程中，碳氮代谢的耦合作用，同时测定了 N_2O 的排放. 添加不同用量生物炭的土壤在培育过程中的 N_2O 累积排放量如图 5 所示. 从图中可以明显看到，不同处理的土壤 N_2O 排放量的差别较大. 处理 13 d 后，相对于对照组，$T_{1.5}$、$T_{2.5}$ 和 $T_{3.5}$ 处理组的 N_2O 排放量差异显著（$P<0.05$），以 $T_{1.5}$ 处理组最高；$T_{0.5}$ 处理组与对照无显著差异（CK：1.02±0.24 $\mu g \cdot g^{-1}$、$T_{0.5}$：1.06±0.19 $\mu g \cdot g^{-1}$、$T_{1.5}$：1.80±0.12 $\mu g \cdot g^{-1}$、$T_{2.5}$：1.42±0.16 $\mu g \cdot g^{-1}$、$T_{3.5}$：1.50±0.16 $\mu g \cdot g^{-1}$）；同时，对照组在第 11 天已检测不到 N_2O 排放. 不同生物炭浓度处理组的 N_2O 排放模式相似，在 13 d 已检测不到 N_2O 的排放，前期 N_2O 排放速率较快，后期则较为平缓.

表 4 不同处理组不同微生物类型的磷脂脂肪酸含量

Table 4 PLFA contents of different microbial groups in different treatments (μg · g^{-1})

处理 Treatment	细菌 Bacteria	真菌 Fungi	放线菌 Actinomycetes	原生动物 Protozoa	总量 Total
CK	100.81±3.17c	25.74±0.31c	31.72±0.37d	2.45±0.14b	160.72±3.59d
$T_{0.5}$	100.83±2.69c	27.64±0.77b	37.24±0.64c	2.58±0.09a	168.29±3.05c
$T_{1.5}$	124.26±1.12a	30.76±0.96a	45.29±1.11a	3.63±0.12a	203.94±3.14a
$T_{2.5}$	111.16±3.62b	30.41±0.74a	41.20±0.39b	3.82± 0.13a	186.59±2.98b
$T_{3.5}$	113.76±3.44b	30.19±0.83a	40.91±0.50b	3.72±0.22a	188.58±2.43b

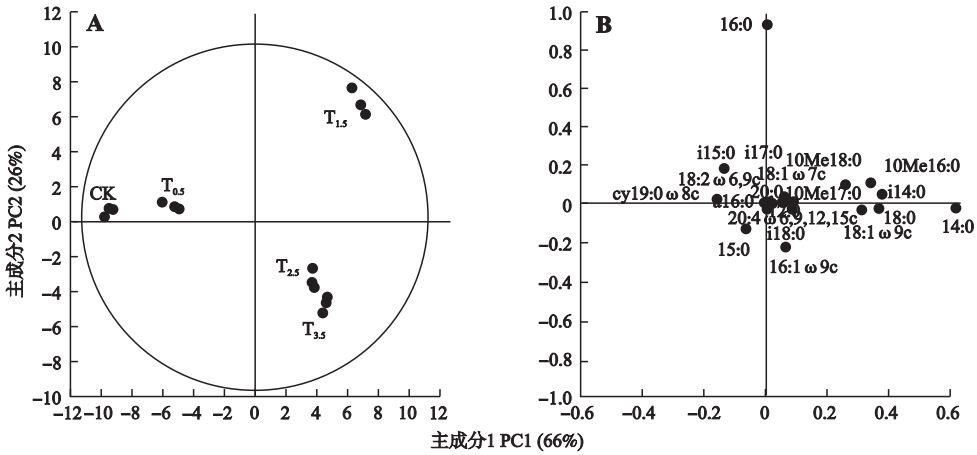

图 4 不同处理的主要磷脂脂肪酸 PCA 分析

Fig.4 PCA analysis of the primary PLFAs in different treatments.

A: PCA 得分图 PCA scores plot; B: 载荷图 PCA loading plot.

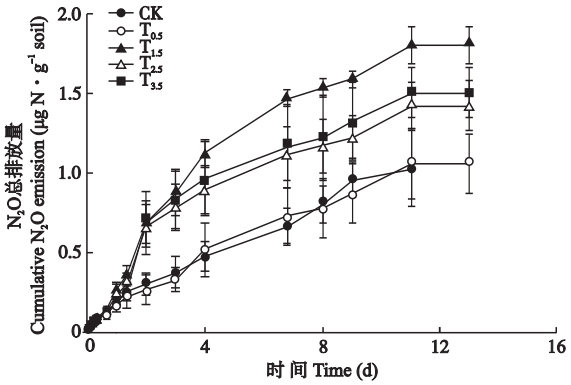

图 5 培养 13 d 后不同处理组 N_2O 排放量

Fig.5 Cumulative N_2O emissions from different treatments after 13 days incubation.

3 讨 论

茶园酸化土壤中施用不同量的生物炭后,土壤碳矿化率明显提高,当生物炭施用量为 1.5%时,茶园土壤碳矿化率最高.在相同的培养环境下土壤碳矿化率增加是由于:1)生物炭中微生物的消耗;2)增加了土壤有机质矿化;3)生物炭的非生物释放[23-25].在本试验中生物炭处理组的茶园土壤碳矿化率得到增加;但碳矿化率并未随着生物炭浓度的增加而升高.这可能是由于在相同培养条件下,随着生物炭施用量的增加,其对 CO_2 的吸附量增加;同时土壤 pH 值及物理结构变化较大,导致对土壤原著微生物的群落结构产生影响.脱氢酶是一种胞内酶,参与微生物呼吸过程的氧化磷酸化过程,与微生物的呼吸和土壤中有效有机物质联系在一起.故较高的碳矿化率伴随着较高的微生物生物量碳和脱氢酶活动性.

微生物的 PLFA 组成具有种属特异性,其含量可用来直接估计微生物的生物量与群落结构.已有研究利用 PLFA 技术检测微生物群落结构,发现生物炭加入土壤后改变了微生物群落结构,有利于个体较小而生长速度较快的微生物的生长[26].本试验对不同施用量生物炭处理的土壤微生物群落进行 PLFA 生物标记测定,发现所含 PLFA 的种类相同,其含量存在差异.与对照组相比,生物炭处理组土壤 PLFA 总含量增加.可能是因为生物炭的孔隙结构及水肥吸附作用使其成为土壤微生物的良好栖息环境,为土壤有益微生物提供了保护,促进土壤中与氮循环相关的功能微生物的繁殖[27].但土壤 PLFA 总

含量并未随生物炭施用量增加而增加，表明土壤微生物对生物炭的响应复杂，可能与生物炭来源（施用量、热解温度和时间）、土壤肥力状况及试验时间等因素均有关[28]，因此，微生物对生物炭施用量的响应机制还需进一步探讨.

茶园土壤添加生物炭后，短期内 N_2O 排放量增加，不同生物炭处理组之间排放模式相似，且 N_2O 排放量较高的处理组同时具有较高的 CO_2 排放量. 这可能是由于：反硝化微生物利用生物炭中的碳源，获取了更多的土壤 N 素，促进了 N_2O 的产生或者微生物利用碳源并吸收土壤中氧气，导致土壤缺氧，从而促进了反硝化作用，产生更多的 N_2O. 但随着生物炭施用量的增加，N_2O 的总排放量没有相应增加，呈现出先增后减的排放模式. 添加生物炭减少土壤 N_2O 的排放可能存在的几种机制：第一，添加生物炭导致土壤 pH 上升，从而减少 N_2O 的排放[29]；第二，添加生物炭导致土壤的孔隙率增加，抑制厌氧反硝化过程[30]；第三，生物炭表面吸附了 NO_3^-，从而减少 N_2O 的排放量[31]. 这就解释了在短期内生物炭施用量较低时 N_2O 排放量增加，而当施用量增加时 N_2O 排放量减少. 当生物炭浓度较低时，生物炭中碳源被利用，并产生 N_2O；而当浓度增加后，土壤 pH 值、土壤孔隙率和生物炭表面积的增加，导致 N_2O 排放量减少.

利用茶树修剪物制备生物炭可缓解茶园修剪物直接还田对茶园土壤的影响，而添加生物炭可以显著提高茶园酸化土壤的 pH，有效抑制茶园土壤的酸化，改善土壤结构，提高土壤脱氢酶活性及微生物生物量碳，改善微生物群落结构. 生物炭施用量较低时，短期内会增加茶园土壤 CO_2 和 N_2O 排放量，随着生物炭施用量的适度增加，两者的排放量呈现出下降的趋势. 因此，寻找适用于茶园酸化土壤的生物炭施用量，有利于改善茶园土壤环境，提升茶园管理水平.

参考文献

[1] Liu Y-X（刘玉学），Liu W（刘　微），Wu W-X（吴伟祥），*et al*. Environmental behavior and effect of biomass-derived black carbon in soil. *Chinese Journal of Applied Ecology*（应用生态学报），2009，**20**（4）：977-982（in Chinese）

[2] Qiu J（邱　敬），Gao R（高　人），Yang Y-S（杨玉盛），*et al*. Advances on research of black carbon in soil. *Journal of Subtropical Resources and Environment*（亚热带资源与环境学报），2009，**4**（1）：88-94（in Chinese）

[3] Van Zwieten L，Kimber S，Morris S，*et al*. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant and Soil*，2010，**327**：235-246

[4] Guan L-Z（关连珠），Zhou J-J（周景景），Zhang Y（张　昀），*et al*. Effects of biochars produced from different sources on arsenic adsorption and desorption in soil. *Chinese Journal of Applied Ecology*（应用生态学报），2013，**24**（10）：2941-2946（in Chinese）

[5] Novak JM，Busscher WJ，Laird DL，*et al*. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. *Soil Science*，2009，**174**：105-112

[6] Chen H-X（陈红霞），Du Z-L（杜章留），Guo W（郭伟），*et al*. Effects of biochar amendment on cropland soil bulk density，cation exchange capacity，and particulate organic matter content in the North China Plain. *Chinese Journal of Applied Ecology*（应用生态学报），2011，**22**（11）：2930-2934（in Chinese）

[7] Liang B，Lehmenn J，Solomon D，*et al*. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal*，2006，**70**：1719-1730

[8] Li S-J（李顺姬），Qiu L-P（邱莉萍），Zhang X-C（张兴昌）. Mineralization of soil organic carbon and its relations with soil physical and chemical properties on the Loess Plateau. *Acta Ecologica Sinica*（生态学报），2010，**30**（5）：1217-1226（in Chinese）

[9] Li J-M（李菊梅），Wang Z-H（王朝辉），Li S-X（李生秀）. Significance of soil organic matter，total N and mineralizable nitrogen in reflecting soil N supplying capacity. *Acta Pedologica Sinica*（土壤学报），2003，**40**（2）：232-238（in Chinese）

[10] Wang X-H（王晓辉），Guo G-X（郭光霞），Zheng R-L（郑瑞伦），*et al*. Effect of biochar on abundance of N-related functional microbial communities in degraded greenhouse soil. *Acta Pedologica Sinica*（土壤学报），2013，**50**（3）：624-631（in Chinese）

[11] Elmer WH，Pignatello JJ. Effect of biochar amendments on mycorrhizal associations and Fusarium crown and root rot of *Asparagus* in replant soils. *Plant Disease*，2011，**95**：960-966

[12] Deluca TH，Mackenzie MD，Gundale MJ，*et al*. Wildfire-produced charcoal directly influences nitrogen cycling in ponderosa pine forests. *Soil Science Society of America Journal*，2006，**70**：448-453

[13] Richardson D，Felgate H，Watmough N，*et al*. Mitigating release of the potent greenhouse gas N_2O from the nitrogen cycle：Could enzymic regulation hold the key? *Trends in Biotechnology*，2009，**27**：388-397

[14] Bruun EW，Muller Stover D，Ambus P，*et al*. Application of biochar to soil and N_2O emissions：Potential effects of blending fast-pyrolysis biochar with anaerobically digested slurry. *European Journal of Soil Science*，2011，**62**：581-589

[15] Wang H（王　辉），Wang N（王　宁），Xu R-K（徐仁扣），*et al*. Amelioration effect of tea tree leaves and acacia leaves on the acidity of tea garden soils. *Journal of Agro-Environment Science*（农业环境科学学报），

2009, **28**(8): 1597-1601 (in Chinese)

[16] Cao D (曹 丹), Zhang Q (张 倩), Xiao J (肖峻), *et al*. Localized monitoring of soil acidification rate of tea garden in Jiangsu Province. *Journal of Tea Science* (茶叶科学), 2009, **29**(6): 443-448 (in Chinese)

[17] Bao S-D (鲍士旦). Soil and Agro-Chemical Analysis. Beijing: China Agriculture Press, 2005 (in Chinese)

[18] Lin Q-M (林启美), Wu Y-G (吴玉光), Liu H-L (刘焕龙). Modification of fumigation extraction method for measuring soil microbial biomass carbon. *Chinese Journal of Ecology* (生态学杂志), 1999, **18**(2): 63-66 (in Chinese)

[19] Moeskops B, Sukristiyonubowo, Buchan D, *et al*. Soil microbial communities and activities under intensive organic and conventional vegetable farming in West Java, Indonesia. *Applied Soil Ecology*, 2010, **45**: 112-120

[20] Frostegard A, Tunlid A, Baath E. Phospholipid fatty acid composition, biomass, and activity of microbial communities from two soil types experimentally exposed to different heavy metals. *Applied and Environmental Microbiology*, 1993, **59**: 3605-3617

[21] Kourtev PS, Ehrenfeld JG, Haggblom M. Exotic plant species alter the microbial community structure and function in the soil. *Ecology*, 2002, **83**: 3152-3166

[22] Liu B (刘 波), Hu G-P (胡桂萍), Zheng X-F (郑雪芳), *et al*. Analysis on microbial diversity in the rhizosphere of rice by phospholipid fatty acids biomarkers. *Chinese Journal of Rice Science* (中国水稻科学), 2010, **24**(3): 278-288 (in Chinese)

[23] Bruun S, Jensen ES, Jensen LS. Microbial mineralization and assimilation of black carbon: Dependency on degree of thermal alteration. *Organic Geochemistry*, 2008, **39**: 839-845

[24] Cross A, Sohi SP. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, **43**: 2127-2134

[25] Jones DL, Murphy DV, Khalid M, *et al*. Short-term biochar-induced increase in soil CO_2 release is both biotically and abiotically mediated. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, **43**: 1723-1731

[26] Pietikainen J, Kiikkila O, Fritze H. Charcoal as a habitat for microbes and its effect on the microbial community of the underlying humus. *Oikos*, 2000, **89**: 231-242

[27] Steinbeiss S, Gleixner G, Antonietti M. Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, **41**: 1301-1310

[28] Quilliam RS, Marsden KA, Gertler C, *et al*. Nutrient dynamics, microbial growth and weed emergence in biochar amended soil are influenced by time since application and reapplication rate. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2012, **158**: 192-199

[29] Simek M, Cooper JE. The influence of soil pH on denitrification: Progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. *European Journal of Soil Science*, 2002, **53**: 345-354

[30] Wu Y (武 玉), Xu G (徐 刚), Lyu Y-C (吕迎春), *et al*. Effects of biochar amendment on soil physical and chemical properties: Current status and knowledge gaps. *Advances in Earth Science* (地球科学进展), 2014, **29**(1): 68-79 (in Chinese)

[31] Cheng CH, Lehmann J, Engelhard MH. Natural oxidation of black carbon in soils: Changes in molecular form and surface charge along a climosequence. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2008, **72**: 1598-1610

作者简介 胡雲飞,男,1987 年生,硕士研究生. 主要从事茶树栽培技术研究. E-mail: huyunfei_1987@ aliyun.com

责任编辑 肖 红