

## 添加生物炭对海南燥红壤 $N_2O$ 和 $CO_2$ 排放的影响

刘丽君, 朱启林, 李凯凯, 李淼, 孟磊, 伍延正, 汤水荣, 何秋香

引用本文:

刘丽君, 朱启林, 李凯凯, 等. 添加生物炭对海南燥红壤 $N_2O$ 和 $CO_2$ 排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(9): 2049-2056.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0187>

## 您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

### 不同改良剂对旱地苹果园温室气体排放的影响

李钊, 刘帅, 丁艳宏, 孙文浩, 高晓东, 赵西宁

农业环境科学学报. 2021, 40(1): 227-236 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0846>

### 种植年限对京郊设施菜地温室气体排放的影响

王学霞, 张磊, 张卫东, 倪小会, 王甲辰, 曹兵, 刘东生

农业环境科学学报. 2021, 40(7): 1601-1610 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1276>

### 水氮耦合对设施土壤 $N_2O$ 和 $NO$ 排放的影响

吕金东, 张丽媛, 虞娜, 邹洪涛, 张玉玲, 张玉龙

农业环境科学学报. 2021, 40(6): 1366-1376 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1217>

### 巢湖圩区再生稻田甲烷及氧化亚氮的排放规律研究

王天宇, 樊迪, 宋开付, 张广斌, 徐华, 马静

农业环境科学学报. 2021, 40(8): 1829-1838 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0181>

### 不同水分对半干旱地区砂壤土温室气体排放的短期影响

李平, 魏玮, 郎漫

农业环境科学学报. 2021, 40(5): 1124-1132 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1377>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

刘丽君, 朱启林, 李凯凯, 等. 添加生物炭对海南燥红壤 N<sub>2</sub>O 和 CO<sub>2</sub> 排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(9): 2049–2056.  
LIU L J, ZHU Q L, LI K K, et al. Effects of biochar addition on N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions in Hainan dry red soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(9): 2049–2056.



开放科学 OSID

# 添加生物炭对海南燥红壤 N<sub>2</sub>O 和 CO<sub>2</sub> 排放的影响

刘丽君, 朱启林, 李凯凯, 李淼, 孟磊, 伍延正, 汤水荣, 何秋香\*

(海南大学热带作物学院, 海口 570228)

**摘要:**为探讨海南燥红壤 N<sub>2</sub>O 和 CO<sub>2</sub> 排放对生物炭添加的响应, 通过室内培养试验分析生物炭加入后对土壤化学性质、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 含量以及 N<sub>2</sub>O 和 CO<sub>2</sub> 排放通量及累积排放量的影响。试验设置 CK(不施生物炭)、B1(2% 生物炭)、B2(4% 生物炭)、B3(6% 生物炭)4 个处理。结果表明: 添加生物炭后, 土壤有机质、全氮和速效钾含量显著提高, 较 CK 增幅分别为 67.4%~246.6%、38.6%~90.9% 和 696.0%~1 764.7%。相比于 CK, 不同量生物炭添加后均导致了 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 含量降低, 总体上, 不同处理 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度表现为 CK>B3>B2>B1, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 含量表现为 CK>B1>B2>B3; 随培养时间增加, 各处理 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度呈下降趋势, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 含量呈上升趋势。生物炭施用延后了 N<sub>2</sub>O 排放通量出现峰值的时间。各处理之间 N<sub>2</sub>O 和 CO<sub>2</sub> 排放通量的变化过程大致表现出一致的趋势, 即随培养时间延长, N<sub>2</sub>O 排放通量先升高后降低, CO<sub>2</sub> 排放通量先升高后趋于稳定。和 CK 相比, 生物炭添加不同程度地促进了 N<sub>2</sub>O 和 CO<sub>2</sub> 排放, B1、B2 和 B3 处理下 N<sub>2</sub>O 累积排放量分别增加了 399.2%、494.2% 和 194.5%, CO<sub>2</sub> 排放总量分别增加了 87.6%、153.3% 和 147.6%。本研究结果显示, 生物炭施用短期内促进了土壤 N<sub>2</sub>O 和 CO<sub>2</sub> 的排放通量。

**关键词:**燥红壤; 生物炭; 土壤 N<sub>2</sub>O 排放; 土壤 CO<sub>2</sub> 排放

中图分类号: X16 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2021)09-2049-08 doi:10.11654/jaes.2021-0187

## Effects of biochar addition on N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions in Hainan dry red soil

LIU Lijun, ZHU Qilin, LI Kaikai, LI Miao, MENG Lei, WU Yanzheng, TANG Shuirong, HE Qiuxiang\*

(College of Tropical Crops, Hainan University, Haikou 570228, China)

**Abstract:** To investigate the response of N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions to biochar addition in dry red soil in Hainan, the effects of biochar addition on soil chemical properties, ammonium nitrogen and nitrate content, N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emission fluxes, and cumulative emissions were analyzed through laboratory incubation experiments. Four treatments were set up: CK (no biochar), B1 (2% biochar), B2 (4% biochar), and B3 (6% biochar). The results showed that the content of soil organic matter, total nitrogen, and available potassium increased significantly by 67.4%~246.6%, 38.6%~90.9%, and 696.0%~1 764.7%, respectively, compared with CK, and the content of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N decreased after the addition of biochar. In general, the concentration of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N in the different treatments was CK>B3>B2>B1, and the content of NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N was CK>B1>B2>B3. With the extension of incubation time, the concentration of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N in each treatment decreased, while the concentration of NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N increased. Biochar application delayed the peak N<sub>2</sub>O emission flux. Variations in N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emission fluxes among different treatments showed a consistent trend; that was, with the extension of incubation time, N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emission fluxes first increased and then decreased, and then increased again with the extension of incubation time. Compared with CK, the addition of biochar promoted N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions to some degree, the cumulative N<sub>2</sub>O emissions increased by 399.2%, 494.2%, and 194.5% under treatments B1, B2, and B3, respectively, and the total CO<sub>2</sub> emissions increased by 87.6%, 153.3%, and 147.6%, respectively. The results show that biochar application increase N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions in the short term.

**Keywords:** dry red soil; biochar; soil N<sub>2</sub>O emission; soil CO<sub>2</sub> emission

收稿日期: 2021-02-17 录用日期: 2021-06-01

作者简介: 刘丽君(1998—), 女, 四川内江人, 硕士研究生, 从事土壤氮循环研究。E-mail: 18781115475@163.com

\*通信作者: 何秋香 E-mail: 46060398@qq.com

基金项目: 国家自然科学基金项目(42067008, 41701267); 海南省自然科学基金高层次人才项目(320RC493)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China (42067008, 41701267); High Level Talents Project of Hainan Natural Science Foundation(320RC493)

海南岛是我国唯一的热带岛屿省份,岛上光热资源充足,土壤类型丰富<sup>[1]</sup>。燥红壤是海南典型的种植土壤,尽管土壤矿物风化淋溶程度低,但由于生物循环强烈使得有机质消耗大于累积,导致土壤养分贫瘠,且保肥性能差<sup>[2]</sup>。海南燥红壤区是热带水果香蕉、火龙果和芒果等主产区,为保证产量,通常需要施用大量氮肥,这在一定程度上增加了大气和水环境压力,同时加速了土壤酸化进程<sup>[3]</sup>。近年来,改良土壤酸度、增强土壤养分吸持能力成为海南土壤改良的主要目标。研究表明,生物炭能中和土壤酸度<sup>[4-5]</sup>,提高土壤保水保肥能力和阳离子交换量<sup>[6-7]</sup>,增加土壤孔隙度,并能改善土壤结构<sup>[8]</sup>。土壤性质改变,土壤温室气体排放也随之发生改变<sup>[9]</sup>,尤其是 $N_2O$ 和 $CO_2$ 排放<sup>[10]</sup>。此外,生物炭还能影响微生物群落结构、活性和丰度等,从而改变 $N_2O$ 和 $CO_2$ 的产生途径<sup>[11]</sup>。

生物炭对温室气体排放的影响有很大的不确定性。有研究认为,施用生物炭能够增加土壤孔隙率,改善土壤通气性,从而降低反硝化细菌数量及反硝化相关酶的活性<sup>[12-13]</sup>,同时生物炭能够吸附土壤 $NH_4^+-N$ 和 $NO_3^- -N$ ,抑制硝化和反硝化的进行<sup>[14]</sup>,从而出现施用生物炭后土壤 $N_2O$ 排放减少的现象<sup>[14-15]</sup>。但也有研究显示,施用生物炭没有影响土壤 $N_2O$ 排放<sup>[16]</sup>,甚至还增加了 $N_2O$ 的排放<sup>[17-18]</sup>。生物炭对土壤有机碳矿化的激发效应可能影响土壤 $CO_2$ 排放<sup>[10,17]</sup>。生物炭施用能增加土壤有机碳抵抗微生物的降解,降低土壤 $CO_2$ 排放,从而发挥了较好的碳固持作用<sup>[14-15]</sup>;同时,生物炭可将土壤有机碳吸附到其外表面,抑制其降解,降低土壤有机碳的可利用性,实现了生物炭的“负激发效应”<sup>[19]</sup>。但也有研究认为,生物炭添加通过改善土壤环境,增强微生物活性,激发土壤有机碳矿化<sup>[17-18]</sup>。研究结果的不一致可能是由于土壤类型和环境条件的差异所致。

目前,有关生物炭引起海南燥红壤 $N_2O$ 排放变化的研究还鲜有报道,对于生物炭添加后如何改变土壤化学性质和微生物活性进而影响土壤氮素循环的问题仍需进一步研究。为明确燥红壤 $N_2O$ 和 $CO_2$ 排放对生物炭施用的响应,本试验以海南燥红壤为研究对象,以玉米秸秆生物炭为原料,通过室内培养试验研究施用生物炭对海南燥红壤 $N_2O$ 和 $CO_2$ 排放的影响,以为燥红壤区施用生物炭改良土壤,同时降低温室气体排放提供理论依据。

## 1 材料与方 法

### 1.1 试验区概况

供试土壤采自海南省乐东黎族自治县尖峰镇(18°39'N,108°47'E),该地为热带季风气候,年均温24~26℃,日照时数2 572~2 714 h,年降雨量为850~1 000 mm,降雨主要集中在5—10月,占全年降雨量的85%<sup>[2]</sup>。土壤类型为浅海沉积岩发育的燥红壤。按照随机多点混合原则,采集耕层(0~20 cm)土壤,剔除其中石块、根茬和动物残体等杂物,带回实验室内进行风干,过筛备用。土壤基本化学性质为:pH 4.89,有机质3.29 g·kg<sup>-1</sup>,全氮0.41 g·kg<sup>-1</sup>,速效钾50.64 mg·kg<sup>-1</sup>,速效磷275.31 mg·kg<sup>-1</sup>。

### 1.2 试验材料

供试生物炭为玉米秸秆在400℃时通过厌氧热解制备,经烘干和粉碎,过60目筛以备用。生物炭基本化学性质具体测定方法如下:将生物炭按1:20质量分数溶于去离子水中,振荡90 min,静置30 min后用pH计测定溶液pH;全碳和全氮使用元素分析仪测定;全钾采用NaOH熔融,火焰光度计测定;全磷采用 $HClO_4-H_2SO_4$ 消解,紫外分光光度计测定。生物炭基本化学性质为:pH 8.66,全碳636.45 g·kg<sup>-1</sup>,全氮17.32 g·kg<sup>-1</sup>,全钾3.10 g·kg<sup>-1</sup>,全磷40.70 g·kg<sup>-1</sup>,C/N 36.75。

### 1.3 试验处理与操作

试验设4个处理,分别为空白对照(不添加生物炭,记为CK)以及生物炭处理(添加量分别为干土质量的2%、4%和6%,分别记为B1、B2和B3)。

称取供试土样(以干土计)100.00 g,置于250 mL锥形瓶中,用胶头滴管均匀滴加相应量去离子水,调节土壤水分达到田间持水量的35%,恒温培养箱中预培养3 d,温度为30℃。预培养结束后,按不同处理要求加入生物炭,培养1 d,再加入1 mL含量为30 mg尿素(分析纯)溶液,再次调节土壤含水量至田间持水量的65%,保鲜膜封口且用针扎几个小孔,置于恒温培养箱中培养25 d,温度设置为30℃。在整个过程中,用称重法维持土壤水分恒定。不同处理分别设置6个重复,其中3个重复用于测定 $N_2O$ 和 $CO_2$ 排放量,另外3个用于测定矿质氮含量。

### 1.4 气体采集与分析

采集气体时,去掉保鲜膜后将锥形瓶放于通风橱内,抽气20 min,用硅橡胶塞封住瓶口,用704胶密封

瓶口和瓶塞间间隙,随即用 25 mL 注射器分别在密封锥形瓶后 0 min 及 40 min 时从橡胶塞中间取样口进行采气。气体采集分别在试验用土加入尿素后 1、3、6、9、11、15、17、20 d 和 22 d 进行。测定气体样品中 N<sub>2</sub>O 和 CO<sub>2</sub> 浓度时, N<sub>2</sub>O 浓度用装有 <sup>63</sup>Ni 电子捕获检测器 (ECD) 的气相色谱仪 (岛津 GC-2014) 测定, 色谱柱和检测器的温度分别为 50 °C 和 300 °C, 用高纯 N<sub>2</sub> 作为反吹气, 载气为 95% 氩气和 5% 甲烷, 流速为 25 mL·min<sup>-1</sup>。CO<sub>2</sub> 浓度用气相色谱仪 (岛津 GC-2014) 测定, 检测器为氢火焰离子检测器 (FID), 色谱柱和检测器的温度分别为 50 °C 和 300 °C, 高纯 H<sub>2</sub> 作载气, 载气流速为 25 mL·min<sup>-1</sup>。

### 1.5 土壤分析指标与方法

土壤中 NO<sub>3</sub>-N 和 NH<sub>4</sub>-N 含量测定在试验用土加入尿素后的第 2、5、8、14、18 d 和 21 d 进行。测定方法如下: 用 2 mol·L<sup>-1</sup> KCl 溶液 (液土比 5:1) 对土壤进行浸提, 室温 180 r·min<sup>-1</sup> 下振荡 30 min, 用定量滤纸过滤。NH<sub>4</sub>-N 采用靛酚蓝比色法 (625 nm) 测定, NO<sub>3</sub>-N 采用紫外双波长 (220 nm 和 275 nm) 分光光度法测定。在进行土壤基本化学性质测定时, 土壤 pH 测定参照《土壤农业化学分析方法》中的电位法 (水土比为 2.5:1), 其余指标参照《土壤农化分析》进行测定, 有机碳采用重铬酸钾-硫酸消化法进行测定, 0.2 mol·L<sup>-1</sup> FeSO<sub>4</sub> 溶液滴定; 土壤全氮采用半微量开氏法进行测定, 1/2 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 标准溶液滴定; 有效磷采用 1 mol·L<sup>-1</sup> NH<sub>4</sub>F 溶液和 0.5 mol·L<sup>-1</sup> HCl 溶液进行浸提, 钼蓝比色法测定; 速效钾使用 1 mol·L<sup>-1</sup> NH<sub>4</sub>OAc 溶液 (pH=7) 浸提, 火焰光度计测定。

### 1.6 数据处理

N<sub>2</sub>O 和 CO<sub>2</sub> 排放通量计算公式为:

$$F = \frac{\rho \times \Delta c \times V \times 273}{W \times \Delta t \times (273 + T)}$$

式中:  $F$  为 N<sub>2</sub>O 或 CO<sub>2</sub> 排放通量,  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$  (以 N 计) 或  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$  (以 C 计);  $\rho$  为标准状态下 N<sub>2</sub>O-N 或

CO<sub>2</sub>-C 的密度, 分别为  $1.25 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$  和  $0.536 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ;  $\Delta c / \Delta t$  为单位时间内锥形瓶内 N<sub>2</sub>O-N 或 CO<sub>2</sub>-C 浓度增加量,  $10^{-9} \cdot \text{h}^{-1}$  或  $10^{-6} \cdot \text{h}^{-1}$ ;  $V$  为锥形瓶内顶部空间体积,  $\text{m}^3$ ;  $T$  为培养温度, °C;  $W$  为培养烘干土质量,  $\text{kg}$ 。

N<sub>2</sub>O 和 CO<sub>2</sub> 累积排放量计算公式为:

$$M = \sum_{i=1}^n (F_i + F_{i+1}) / 2 \times (t_{i+1} - t_i) \times 24$$

式中:  $M$  为 N<sub>2</sub>O 或 CO<sub>2</sub> 累积排放量,  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$  (以 N 计) 或  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  (以 C 计);  $F$  为 N<sub>2</sub>O 或 CO<sub>2</sub> 排放通量,  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$  (以 N<sub>2</sub>O-N 计) 或  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$  (以 CO<sub>2</sub>-C 计);  $t$  为采样时间, d;  $i$  为采样次数;  $n$  为总测定次数;  $t_{i+1} - t_i$  为 2 次采样的间隔天数。

硝态氮占铵硝总量比例通过 NO<sub>3</sub>-N 含量除以 NH<sub>4</sub>-N 含量和 NO<sub>3</sub>-N 含量之和得出。

数据采用 Excel 2010 和 SPSS 19.0 软件进行整理和分析, 采用 LSD 和 Duncan 多重比较法检验其显著性, 显著性水平为  $P < 0.05$ 。采用 Origin 2018 进行作图。

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤性质变化

土壤 pH、有机碳含量、全氮含量和速效钾含量随生物炭添加量的增多而增加 (表 1)。相较于 CK, B1、B2 和 B3 土壤 pH 值分别提高了 19.6%、31.1% 和 32.9%, 土壤有机质含量分别增加了 67.4%、181.9% 和 246.6%, 全氮含量分别增加了 38.6%、65.9% 和 90.9%, 速效钾含量分别增加了 696.0%、1 139.3% 和 1 764.7%, 均达到显著性差异。而不同处理土壤有效磷含量则无显著变化。

### 2.2 土壤铵态氮和硝态氮含量变化

随培养进行, 各处理土壤铵态氮含量呈下降趋势, 而硝态氮含量呈现出升高的趋势 (图 1)。不同处理铵态氮含量高低表现为 CK > B3 > B2 > B1, 而硝态氮含量高低表现为 CK > B1 > B2 > B3。不同阶段铵态氮减少程度不同, 硝态氮增加幅度也不一致, 至培养结束

表 1 不同处理土壤性质

Table 1 Soil properties under different treatments

处理 Treatment	pH	有机质 Organic matter/(g·kg <sup>-1</sup> )	全氮 Total nitrogen/(g·kg <sup>-1</sup> )	有效磷 Available phosphorus/(mg·kg <sup>-1</sup> )	速效钾 Available potassium/(mg·kg <sup>-1</sup> )
CK	4.99±0.10c	2.21±0.07d	0.44±0.01d	243.70±4.72a	67.16±9.92d
B1	5.97±0.31b	3.70±0.15c	0.61±0.12c	271.80±23.99a	534.62±52.40c
B2	6.54±0.08a	6.23±0.36b	0.73±0.01b	277.73±29.47a	832.33±11.90b
B3	6.63±0.10a	7.66±0.50a	0.84±0.01a	293.96±40.76a	1 252.31±38.20a

注: 不同小写字母代表不同处理间达到显著性差异 ( $P < 0.05$ )。

Note: Different lowercase letters indicate significant differences among different treatments ( $P < 0.05$ ).

时,CK、B1、B2和B3处理铵态氮含量分别减少了67.7%、91.0%、88.0%和81.8%,硝态氮含量分别增加了504.2%、294.7%、389.2%和457.7%。

### 2.3 土壤硝态氮占铵硝总量比例变化

随培养时间延长,各处理土壤硝态氮占铵硝总量比例不断增加(图2)。除B1处理土壤硝态氮占铵硝总量比例高于CK处理外,B2和B3处理土壤硝态氮占铵硝总量比例总体上均低于CK处理,且生物炭添加量越多,硝态氮占铵硝总量比例越低。和CK相比,B1处理土壤硝态氮占铵硝总量比例增加了7.7~33.5个百分点,至培养结束时,B2处理土壤硝态氮占铵硝总量比例开始高于CK处理。

### 2.4 土壤N<sub>2</sub>O排放通量与累积排放量的关系

不同处理N<sub>2</sub>O排放通量如图3a所示,各处理间N<sub>2</sub>O排放通量的变化大致呈现出一致趋势,即随培养的进行,N<sub>2</sub>O排放通量先升高后降低。试验前15d,各处理N<sub>2</sub>O排放剧烈,且处理之间差异较为明显,之后各处理N<sub>2</sub>O排放通量均降至较低水平且各处理间N<sub>2</sub>O排放通量基本相同。生物炭的施用延后了N<sub>2</sub>O排放通量出峰值时间,CK、B1、B2和B3的峰值分别出现在第3、6、6d和9d。达最高峰时B2处理排放通量

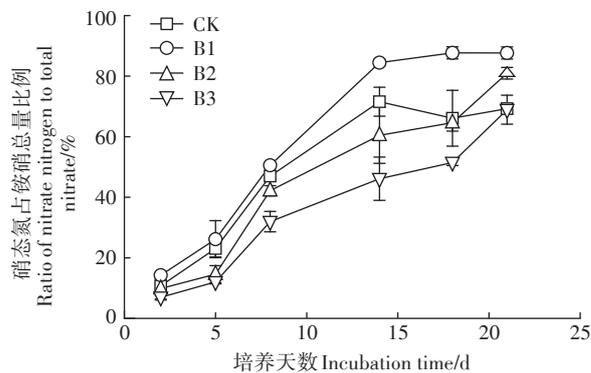


图2 施用生物炭对土壤硝态氮占铵硝总量比例的影响  
Figure 2 Effects of biochar application on the proportion of nitrate nitrogen to ammonium nitrate in soils

最大,为6.78 μg·kg<sup>-1</sup>·h<sup>-1</sup>,显著高于其他处理,CK处理排放通量峰值最小,为1.39 μg·kg<sup>-1</sup>·h<sup>-1</sup>。

生物炭添加在短期内对N<sub>2</sub>O排放具有一定的促进作用(图3b)。B1、B2和B3处理下土壤N<sub>2</sub>O累积排放量分别为790.39、940.77 μg·kg<sup>-1</sup>和466.28 μg·kg<sup>-1</sup>,与CK相比,B1、B2和B3处理土壤N<sub>2</sub>O累积排放量分别增加了399.2%、494.2%和194.5%,均与对照处理有显著性差异。

### 2.5 土壤CO<sub>2</sub>排放通量与累积排放量的变化

不同处理CO<sub>2</sub>排放通量和累积排放量如图4所示,不同处理CO<sub>2</sub>排放通量具有相似的排放模式,随培养时间的延长先升高后降低再升高。整个培养期内,土壤CO<sub>2</sub>排放通量变化介于0.005~0.325 mg·kg<sup>-1</sup>·h<sup>-1</sup>之间,CK、B1、B2和B3处理分别在第3、6、3、3d出现最高值,均在第20d出现最低值。达最高峰时,B3处理排放通量最大,显著高于其他处理,为0.325 mg·kg<sup>-1</sup>·h<sup>-1</sup>,B1处理排放通量最小,为0.185 mg·kg<sup>-1</sup>·h<sup>-1</sup>。

与CK相比,添加生物炭处理的CO<sub>2</sub>累积排放量显著升高(图4b)。CO<sub>2</sub>排放量随生物炭添加量升高先增加后趋于稳定。CK、B1、B2、B3的CO<sub>2</sub>累积排放量分别为26.78、50.24、67.84、66.32 mg·kg<sup>-1</sup>。相较于CK,B1、B2和B3的土壤CO<sub>2</sub>累积排放量分别增加了87.6%、153.3%和147.6%,且差异显著。添加生物炭的处理之间,B2和B3的土壤CO<sub>2</sub>累积排放量显著高于B1,但B2与B3之间没有显著差异。

### 2.6 生物炭添加量与N<sub>2</sub>O和CO<sub>2</sub>累积排放量的关系

将生物炭添加量与N<sub>2</sub>O和CO<sub>2</sub>累积排放量进行拟合,其关系见图5。根据其关系式可得如下结果:当生物炭添加量为3.4%时,N<sub>2</sub>O累积排放量最大;当生物炭添加量为5.2%时,CO<sub>2</sub>累积排放量最大。

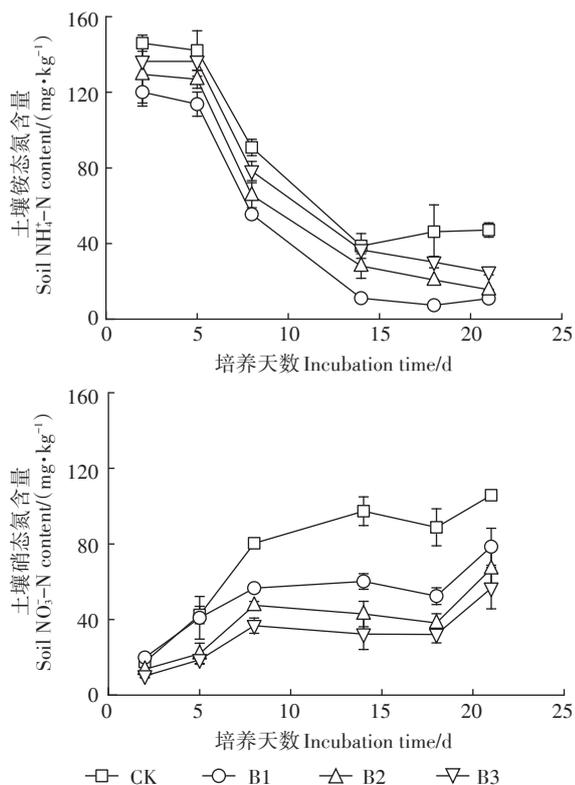


图1 施用生物炭对土壤铵态氮和硝态氮含量的影响  
Figure 1 Effects of biochar application on NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N contents in soils

## 2.7 N<sub>2</sub>O、CO<sub>2</sub>排放通量与土壤铵态氮和硝态氮含量的关系

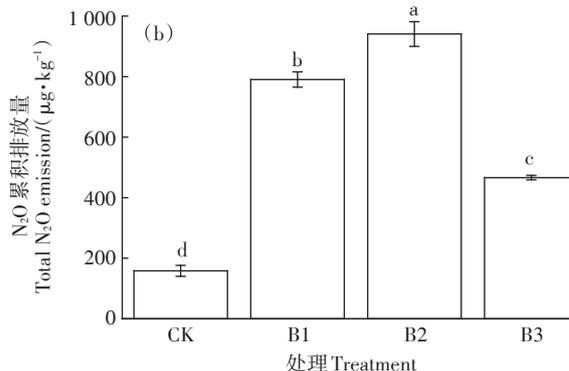
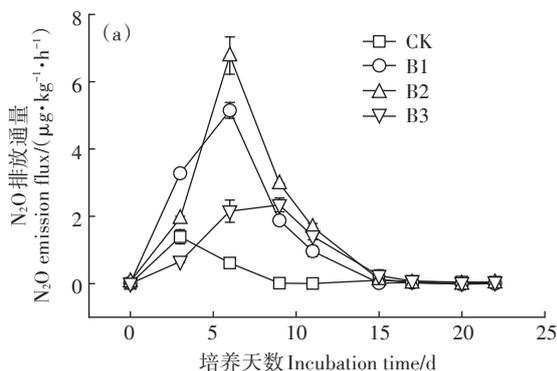
N<sub>2</sub>O、CO<sub>2</sub>排放通量与不同处理土壤铵态氮和硝态氮含量的关系见表2。CK、B1、B2和B3处理N<sub>2</sub>O排放通量与土壤铵态氮含量呈极显著正相关,CK、B1的N<sub>2</sub>O排放通量与土壤硝态氮含量呈极显著负相关,B2与N<sub>2</sub>O排放通量显著负相关,B3处理土壤硝态氮含量与N<sub>2</sub>O排放通量呈负相关关系,但不显著;CK、B1、

B2和B3处理CO<sub>2</sub>排放通量与土壤铵态氮含量均呈极显著正相关,和硝态氮含量均呈极显著负相关。

## 3 讨论

### 3.1 生物炭添加对土壤性质的影响

不同处理土壤有机碳、全氮和速效钾含量均随着生物炭添加量的增加而提高(表1)。土壤全氮和速效钾含量升高的原因是生物炭中含有大量N、P、K、



不同小写字母代表处理间达到显著性差异( $P<0.05$ )。下同  
Different lowercase letters represent significant differences among treatments ( $P<0.05$ ). The same below

图3 施用生物炭对N<sub>2</sub>O排放通量以及排放总量的影响

Figure 3 Effects of biochar application on N<sub>2</sub>O emission flux and total emission

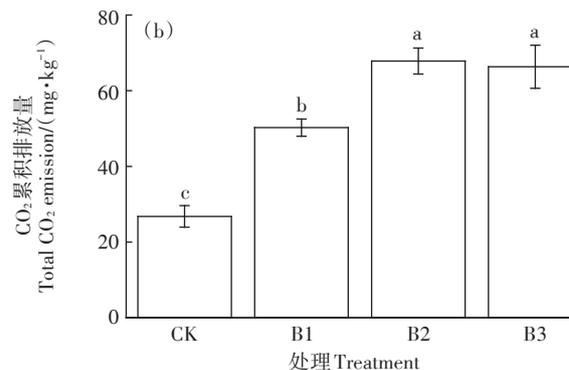
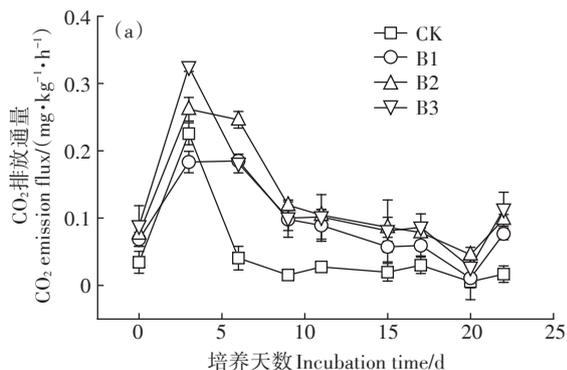


图4 施用生物炭对CO<sub>2</sub>排放通量以及排放总量的影响

Figure 4 Effects of biochar application on CO<sub>2</sub> flux and total emission

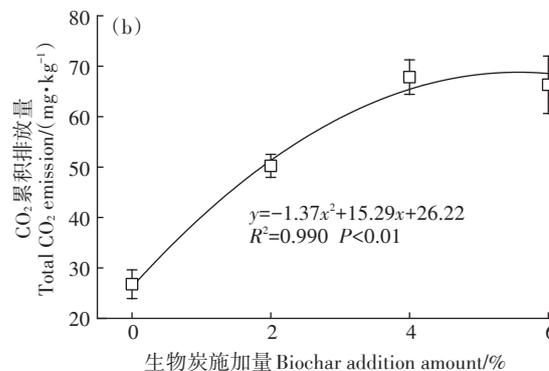
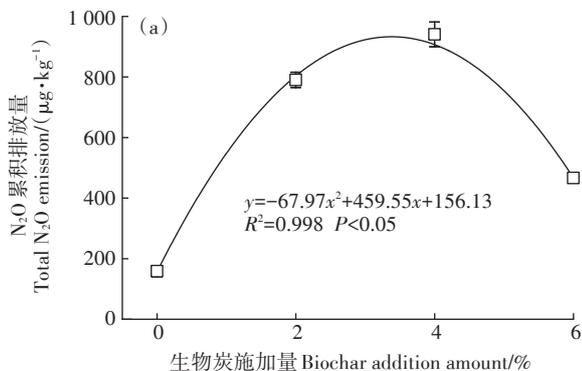


图5 生物炭施加量与N<sub>2</sub>O和CO<sub>2</sub>累积排放量的关系

Figure 5 Relationship between biochar application and cumulative emissions of N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub>

表2 N<sub>2</sub>O、CO<sub>2</sub>排放通量与不同处理土壤铵态氮和硝态氮含量关系Table 2 Relationship between N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emission fluxes and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N contents in soils treated with different treatments

气体 Gase	铵态氮 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N				硝态氮 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N			
	CK	B1	B2	B3	CK	B1	B2	B3
N <sub>2</sub> O	0.806**	0.945**	0.777**	0.622**	-0.908**	-0.664**	-0.501*	-0.301
CO <sub>2</sub>	0.675**	0.911**	0.929**	0.795**	-0.820**	-0.611**	-0.695**	-0.634**

注: \*表示显著相关( $P<0.5$ ), \*\*表示极显著相关( $P<0.01$ )。

Note: \* indicates significant correlation ( $P<0.5$ ), \*\* indicates very significant correlation ( $P<0.01$ ).

Ca、Mg等营养元素<sup>[20]</sup>,也可能是生物炭有助于解钾菌生长,增加其活性,促进矿物钾分解,增加土壤钾含量<sup>[21]</sup>。生物炭含有丰富的—COO—(—COOH)和—O—(—OH)等含氧官能团<sup>[20]</sup>,施入土壤后,可以提高土壤pH,这与NOVAK等<sup>[41]</sup>和BIEDERMAN等<sup>[51]</sup>的研究一致。生物炭添加对土壤磷含量无显著影响,可能是生物炭自身含有的磷以稳定形态存在<sup>[22]</sup>,燥红壤中解磷菌活性不受生物炭添加的影响<sup>[23]</sup>。

### 3.2 生物炭添加对土壤N<sub>2</sub>O和CO<sub>2</sub>排放的影响

添加生物炭促进土壤N<sub>2</sub>O排放(图3b)。铵态氮和硝态氮分别作为硝化和反硝化过程中N<sub>2</sub>O产生的底物,其含量变化会影响N<sub>2</sub>O的产生。前人研究表明,生物炭显著提高酸性土壤的pH(表2),增加氨氧化古菌丰度和活性,从而促进土壤硝化过程,加速N<sub>2</sub>O排放<sup>[24]</sup>。本试验中,土壤N<sub>2</sub>O排放通量与铵态氮含量存在极显著正相关关系,与硝态氮含量存在显著负相关关系,说明硝化和反硝化作用是N<sub>2</sub>O产生的主要途径。与CK相比,B1处理硝态氮占铵硝总量比例高(图2),随着生物炭添加量逐渐升高,硝态氮占铵硝总量比例逐渐降低,可能是由于生物炭对铵态氮的吸附作用<sup>[25]</sup>以及pH升高促进了土壤氨挥发<sup>[26]</sup>,铵态氮作为硝化过程的底物,其含量的变化直接影响硝态氮含量,进而影响硝态氮占铵硝总量比例。添加高量生物炭虽然降低了土壤硝态氮占铵硝总量比例,但均促进了N<sub>2</sub>O累积排放,其原因可能是pH与nirK基因型反硝化细菌丰度显著正相关,生物炭提高了土壤pH,继而引起土壤反硝化速率增加<sup>[27]</sup>,同时,pH<7时,Nor、Nap和Nir酶活性增高,从而加剧反硝化过程,产生更多N<sub>2</sub>O<sup>[28]</sup>。其次,生物炭添加导致土壤有机碳分解,可溶性碳增多<sup>[29]</sup>,为硝化和反硝化过程中的微生物提供充足的底物,微生物数量及活性增加,使得土壤排放更多的N<sub>2</sub>O<sup>[30]</sup>。此外,微生物在分解生物炭中易降解组分时会消耗土壤孔隙中的大量O<sub>2</sub>,土壤微域的好氧环境发生改变,反硝化过程加强,形成土壤硝化和反硝化过程共存的环境,进而促进土壤N<sub>2</sub>O排

放<sup>[31]</sup>。同时,生物炭能够为微生物提供适宜的生存环境,促进与氮循环相关功能微生物的繁殖,增加微生物数量,促进土壤N<sub>2</sub>O产生<sup>[32]</sup>。N<sub>2</sub>O排放量未随生物炭量的增加而持续升高,当生物炭添加量为4%时,N<sub>2</sub>O排放量达到最大值,加入更多生物炭,土壤N<sub>2</sub>O排放也没有再升高,这与何飞飞等<sup>[26]</sup>的研究结果不一致,原因可能是生物炭投入量高导致土壤C/N失衡,微生物活性受阻,减缓有机质分解,抑制土壤N<sub>2</sub>O排放<sup>[33-34]</sup>。本试验中,随着生物炭添加量的增加,土壤N<sub>2</sub>O排放增加程度先增大后减小,即土壤中添加生物炭后,培养前期会促进N<sub>2</sub>O排放。

生物炭添加能够促进土壤CO<sub>2</sub>排放(图4b)。研究表明,在一定范围内,培养初期土壤微生物呼吸速率和CO<sub>2</sub>释放总量会随生物炭施加量的升高而增大<sup>[35]</sup>。生物炭加入土壤,创造了利于微生物生存的环境,微生物活性增强,土壤呼吸增加,其中,氮素的转化过程主要是由微生物所驱动,而铵态氮和硝态氮作为土壤氮转化过程中的两种主要氮素形态,其含量也随微生物活性的增强而发生变化。刘玉学等<sup>[36]</sup>的研究结果表明,生物炭添加可以通过影响pH进而影响土壤有机质的分解速率。本研究中,土壤pH随生物炭添加量增加而升高,CO<sub>2</sub>累积排放量也随之升高,原因在于土壤pH的升高增强了硝化细菌和反硝化细菌的活性,导致微生物呼吸速率也随之增强<sup>[26]</sup>。同时,生物炭中含有的易降解组分能够优先被微生物分解利用,引发土壤微生物的共代谢作用,加速土壤本底有机碳的分解,增强土壤呼吸速率,即生物炭的“正激发效应”<sup>[9-10,26]</sup>。此外,由于生物炭本身含碳量较大,加入土壤后,其自身的化学氧化作用也能促进土壤CO<sub>2</sub>排放。生物炭添加量过多时,CO<sub>2</sub>排放量增大程度反而减小,生物炭添加量为4%时,CO<sub>2</sub>累积排放量达到最大值。这与花莉等<sup>[37]</sup>、郭艳亮等<sup>[38]</sup>和刘杏认等<sup>[10]</sup>的研究不一致,原因可能是过高生物炭的加入导致土壤C/N失衡,相关功能微生物活性降低,呼吸强度减弱,因此CO<sub>2</sub>排放量减少<sup>[39]</sup>。还有研究表明,生

物炭添加量大于 40 t·hm<sup>-2</sup> 时,土壤微生物的丰富度指数及对碳源的利用率均呈降低趋势,整体代谢活性降低<sup>[40]</sup>。本试验中,添加生物炭后,燥红壤改良效果明显,保肥性能提高,但综合投入成本和温室气体排放等问题仍有待研究。本研究得出生物炭添加量应低于 3.4%(折算成田间添加量为 68 t·hm<sup>-2</sup>)。

## 4 结论

(1)生物炭处理可显著提高土壤 pH,提高有机质、全氮和速效钾含量,但对土壤有效磷含量无显著影响。

(2)生物炭的施用延后了 N<sub>2</sub>O 排放通量出现峰值的时间,随生物炭施加量升高,土壤 N<sub>2</sub>O 排放量先升高后降低。

(3)生物炭可以促进土壤呼吸,CO<sub>2</sub> 排放量增幅达 87.6%~153.3%,随生物炭施加量增加,土壤 CO<sub>2</sub> 排放量先升高后趋于平稳。

## 参考文献:

- [1] 梁继兴. 海南岛主要土壤类型概要[J]. 热带作物学报, 1988, 9(1): 53-72. LIANG J X. Major soil type of Hainan Island[J]. *Chinese Journal of Tropical Crops*, 1988, 9(1):53-72.
- [2] 刘均权. 海南岛西南部燥红土的性质与利用问题[J]. 热带地理, 1988, 8(3):275-280. LIU J Q. The characteristic sand utilization of torrid red soil in the southwest of Hainan Island[J]. *Tropical Geography*, 1988, 8(3):275-280.
- [3] 杨苞梅, 林电, 吴多能, 等. 海南省蕉园燥红土养分状况及其限制因子研究[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2007, 35(10): 168-172. YANG B M, LIN D, WU D N, et al. Researches on dry red soil nutrient limiting factor of banana garden in Hainan Island[J]. *Journal of Northwest A&F University (Natural Science Edition)*, 2007, 35(10):168-172.
- [4] NOVAK J M, BUSSCHER W J, LAIRD D L, et al. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil[J]. *Soil Science*, 2009, 174(2):105-112.
- [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, 5(2):202-214.
- [6] 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. WU Y, XU G, LÜ Y C, et al. Effects of biochar amendment on soil physical and chemical properties: Current status and knowledge gaps[J]. *Advances in Earth Science*, 2014, 29(1):68-79.
- [7] 王洪媛, 盖霞普, 翟丽梅, 等. 生物炭对土壤氮循环的影响研究进展[J]. 生态学报, 2016, 36(19):5998-6011. WANG H Y, GAI X P, ZHAI L M, et al. Effect of biochar on soil nitrogen cycling: A review[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(19):5998-6011.
- [8] GITHINJI L. Effect of biochar application rate on soil physical and hydraulic properties of a sandy loam[J]. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 2014, 60(4):457-470.
- [9] 陈颖, 刘玉学, 陈重军, 等. 生物炭对土壤有机碳矿化的激发效应及其机理研究进展[J]. 应用生态学报, 2018, 29(1):314-320. CHEN Y, LIU Y X, CHEN C J, et al. Priming effect of biochar on the mineralization of native soil organic carbon and the mechanisms: A review[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2018, 29(1):314-320.
- [10] 刘杏认, 张星, 张晴雯, 等. 施用生物炭和秸秆还田对华北农田 CO<sub>2</sub>、N<sub>2</sub>O 排放的影响[J]. 生态学报, 2017, 37(20):6700-6711. LIU X R, ZHANG X, ZHANG Q W, et al. Effects of biochar and straw return on CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from farmland in the North China Plain[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(20):6700-6711.
- [11] 王妙莹, 许旭萍, 王维奇, 等. 炉渣与生物炭施加对稻田温室气体排放及其相关微生物影响[J]. 环境科学学报, 2017, 37(3):1046-1056. WANG M Y, XU X P, WANG W Q, et al. Effect of slag and biochar amendment on greenhouse gases emissions and related microorganisms in paddy fields[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2017, 37(3):1046-1056.
- [12] 赵光昕, 张晴雯, 刘杏认, 等. 农田土壤硝化反硝化作用及其对生物炭添加响应的研究进展[J]. 中国农业气象, 2018, 39(7):442-452. ZHAO G X, ZHANG Q W, LIU X R, et al. Nitrification and denitrification and its response to biochar addition in agricultural soil: A review[J]. *Chinese Journal of Agrometeorology*, 2018, 39(7):442-452.
- [13] 牛淑娟, 王朝旭, 贺国华, 等. 玉米秸秆生物炭和碳骨架的制备及对农田土壤 CO<sub>2</sub> 排放的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(1):95-105. NIU S J, WANG C X, HE G H, et al. Preparation of maize straw-derived biochars and corresponding carbon skeletons and their effects on CO<sub>2</sub> emissions from farmland soil[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2020, 36(1):95-105.
- [14] SHENBAGAVALLI S, MAHIMAIRAJA S. Characterization and effect of biochar on nitrogen and carbon dynamics in soil[J]. *International Journal of Advanced Biological Research*, 2012, 2(2):249-255.
- [15] 谢立勇, 许婧, 郭李萍, 等. 生物炭对棕壤玉米田 CO<sub>2</sub> 与 N<sub>2</sub>O 排放的影响[J]. 中国农业气象, 2018, 39(8):493-501. XIE L Y, XU J, GUO L P, et al. Impacts of biochar application on CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from brown soil with maize[J]. *Chinese Journal of Agrometeorology*, 2018, 39(8):493-501.
- [16] KARHU K, MATTILA T, BERGSTRM I, et al. Biochar addition to agricultural soil increased CH<sub>4</sub> uptake and water holding capacity: Results from a short-term pilot field study[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2011, 140(1):309-313.
- [17] 祁乐, 高明, 郭晓敏, 等. 生物炭施用量对紫色水稻土温室气体排放的影响[J]. 环境科学, 2018, 39(5):2351-2359. QI L, GAO M, GUO X M, et al. Effects of biochar application rates on greenhouse gas emissions in the purple paddy soil[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(5):2351-2359.
- [18] 胡云飞, 李荣林, 杨亦扬. 生物炭对茶园土壤 CO<sub>2</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放量及微生物特性的影响[J]. 应用生态学报, 2015, 26(7):1954-1960. HU Y F, LI R L, YANG Y Y. Effects of biochar on CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions and microbial properties of tea garden soils[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2015, 26(7):1954-1960.
- [19] KAISER K, GUGGENBERGER G. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils[J]. *Organic*

- Geochemistry*, 2000, 31(7):711-725.
- [20] 袁金华, 徐仁扣. 生物炭的性质及其对土壤环境功能影响的研究进展[J]. 生态环境学报, 2011, 20(4):779-785. YUAN J H, XU R K. Progress of the research on the properties of biochars and their influence on soil environmental functions[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(4):779-785.
- [21] LEHMANN J, RILLIG M C, THIES J, et al. Biochar effects on soil biota: A review[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(9):1812-1836.
- [22] 刘玉学, 唐旭, 杨生茂, 等. 生物炭对土壤磷素转化的影响及其机理研究进展[J]. 植物营养与肥科学报, 2016, 22(6):1690-1695. LIU Y X, TANG X, YANG S M, et al. Review on the effect of biochar on soil phosphorus transformation and mechanisms[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2016, 22(6):1690-1695.
- [23] 赵小蓉, 林启美, 孙焱鑫, 等. 玉米根际与非根际解磷细菌的分布特点[J]. 生态学杂志, 2001, 20(6):62-64. ZHAO X R, LIN Q M, SUN Y X, et al. Phosphobacteria distribution in rhizosphere and non-rhizosphere soil of corn[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2001, 20(6):62-64.
- [24] BALL P N, MACKENZIE M D, DELUCA T H, et al. Wildfire and charcoal enhance nitrification and ammonium-oxidizing bacterial abundance in dry montane forest soils[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2010, 39(4):1243-1253.
- [25] 张星, 张晴雯, 刘杏认, 等. 施用生物炭对农田土壤氮素转化关键过程的影响[J]. 中国农业气象, 2015, 36(6):709-716. ZHANG X, ZHANG Q W, LIU X R, et al. Effects of biochar and straw direct return on soil microbial biomass during maize growth season in North China Plain[J]. *Chinese Journal of Agrometeorology*, 2015, 36(6):709-716.
- [26] 何飞飞, 荣湘民, 梁运姗, 等. 生物炭对红壤菜田土壤理化性质和 N<sub>2</sub>O、CO<sub>2</sub>排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(9):1893-1900. HE F F, RONG X M, LIANG Y S, et al. Effects of biochar on soil physicochemical properties and N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> emissions from vegetable-planting red soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(9):1893-1900.
- [27] 王晓辉, 郭光霞, 郑瑞伦, 等. 生物炭对设施退化土壤氮相关功能微生物群落丰度的影响[J]. 土壤学报, 2013, 50(3):624-631. WANG X H, GUO G X, ZHENG R L, et al. Effect of biochar on abundance of N-related functional microbial communities in degraded greenhouse soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2013, 50(3):624-631.
- [28] DAVID R, HEATHER F, NICK W, et al. Mitigating release of the potent greenhouse gas N<sub>2</sub>O from the nitrogen cycle: Could enzymic regulation hold the key?[J]. *Trends in Biotechnology*, 2009, 27(7):388-397.
- [29] 尚杰, 耿增超, 陈心想, 等. 施用生物炭对旱作农田土壤有机碳、氮及其组分的影响[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(3):509-517. SHANG J, GENG Z C, CHEN X X, et al. Effects of biochar on soil organic carbon and nitrogen and their fractions in a rain fed farmland[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(3):509-517.
- [30] BERGLUND L M, DELUCA T H, ZACKRISSON O. Activated carbon amendments to soil alters nitrification rates in Scots pine forests[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(12):2067-2073.
- [31] ZHU X, BURGER M, DOANE T A, et al. Ammonia oxidation pathways and nitrifier denitrification are significant sources of N<sub>2</sub>O and NO under low oxygen availability[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110(16):6328-6333.
- [32] KOLTON M, HAREL Y M, PASTERNAK Z, et al. Impact of biochar application to soil on the root-associated bacterial community structure of fully developed greenhouse pepper plants[J]. *Applied & Environmental Microbiology*, 2011, 77(14):4924.
- [33] 朱永官, 王晓辉, 杨小茹, 等. 农田土壤 N<sub>2</sub>O 产生的关键微生物过程及减排措施[J]. 环境科学, 2014, 35(2):792-800. ZHU Y G, WANG X H, YANG X R, et al. Key microbial processes in nitrous oxide emissions of agricultural soil and mitigation strategies[J]. *Environmental Science*, 2014, 35(2):792-800.
- [34] 罗晓琦, 冯浩, 刘晶晶, 等. 生物炭施用下中国农田土壤 N<sub>2</sub>O 排放的 Meta 分析[J]. 中国生态农业学报, 2017, 25(9):1254-1265. LUO X Q, FENG H, LIU J J, et al. Meta-analysis on farmland soil N<sub>2</sub>O emissions under biochar application in China[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2017, 25(9):1254-1265.
- [35] STEINER C, DAS K C, GARCIA M, et al. Charcoal and smoke extract stimulate the soil microbial community in a highly weathered xanthic Ferralsol[J]. *Pedobiologia-International Journal of Soil Biology*, 2008, 51(5/6):359-366.
- [36] 刘玉学, 王耀锋, 吕豪豪, 等. 生物质炭化还田对稻田温室气体排放及土壤理化性质的影响[J]. 应用生态学报, 2013, 24(8):2166-2172. LIU Y X, WANG Y F, LÜ H H, et al. Effects of biochar application on greenhouse gas emission from paddy soil and its physical and chemical properties[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2013, 24(8):2166-2172.
- [37] 花莉, 唐志刚, 解井坤, 等. 生物质炭对农田温室气体排放的作用效应及其影响因素探讨[J]. 生态环境学报, 2013, 22(6):1068-1073. HUA L, TANG Z G, XIE J K. Effect and its influencing factors of biochar on agricultural greenhouse gases emissions[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2013, 22(6):1068-1073.
- [38] 郭艳亮, 王丹丹, 郑纪勇, 等. 生物炭添加对半干旱地区土壤温室气体排放的影响[J]. 环境科学, 2015, 36(9):3393-3400. GUO Y L, WANG D D, ZHENG J Y, et al. Effect of biochar on soil greenhouse gas emissions in semi-arid region[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(9):3393-3400.
- [39] 武爱莲, 丁玉川, 焦晓燕, 等. 玉米秸秆生物炭对褐土微生物功能多样性及细菌群落的影响[J]. 中国生态农业学报, 2016, 24(6):736-743. WU A L, DING Y C, JIAO X Y, et al. Effect of corn-stalk biochar on soil microbial functional diversity and bacterial community in cinnamon soils[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2016, 24(6):736-743.
- [40] 周凤, 耿增超, 许晨阳, 等. 生物炭用量对壤土微生物量及碳源代谢活性的影响[J]. 植物营养与肥科学报, 2019, 25(8):1277-1289. ZHOU F, GENG Z C, XU C Y, et al. Effect of biochar addition on soil microbial biomass and metabolic activities of carbon sources in Lou soil[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2019, 25(8):1277-1289.