

网络出版时间:2019-04-22 17:35 DOI:10.13207/j.cnki.jnwafu.2019.11.008  
网络出版地址:http://kns.cnki.net/kcms/detail/61.1390.S.20190422.1733.016.html

# 麦秸和烟秆生物炭对氮肥硝化作用及 $N_2O$ 和 $NH_3$ 排放的影响

吴玉洁, 孙亚娇, 郭昕晔, 黄楷淇, 张翰喆, 张树兰

(西北农林科技大学 资源环境学院, 农业部西北植物营养与农业环境重点实验室, 陕西 杨凌 712100)

**【摘要】**【目的】研究生物炭对氮肥硝化过程中硝态氮、铵态氮含量及  $N_2O$ 、 $NH_3$  排放的影响, 为提高肥料氮的利用率、减少氮损失提供参考。【方法】在陕西关中地区, 采集小麦-玉米轮作大田耕层 0~20 cm 土壤, 采用室内培养试验, 在供试土壤分别添加麦秸和烟秆生物炭, 同时施用氮肥尿素, 施氮量 90 kg/hm<sup>2</sup>, 每种生物炭添加量设 3 个水平(0(对照)和 15, 30 Mg/hm<sup>2</sup>), 试验共计 6 个处理, 测定尿素硝化过程中不同处理土壤硝态氮、铵态氮含量以及  $N_2O$ 、 $NH_3$  排放通量的动态变化。【结果】与对照相比, 添加两种生物炭均可以降低土壤铵态氮和硝态氮含量, 显著抑制尿素的硝化作用, 其中高量麦秸生物炭的抑制作用更明显, 烟秆生物炭较麦秸生物炭的抑制作用更强。添加烟秆生物炭和麦秸生物炭均可以增加尿素硝化过程中  $N_2O$  排放通量以及总排放量, 而且高量烟秆生物炭处理的  $N_2O$  总排放量显著高于低量烟秆生物炭处理。与对照相比, 两种生物炭之间  $NH_3$  总排放量无显著变化, 表明土壤中添加生物炭对尿素硝化过程中氨的挥发无显著影响。【结论】在土壤施用生物炭有增加温室气体  $N_2O$  排放的风险, 建议采用改性生物炭或采取相应的其他措施减少  $N_2O$  的排放。

**【关键词】** 生物炭; 土壤; 氮肥硝化; 硝化作用; 氨挥发

**【中图分类号】** S154.1; S141.9

**【文献标志码】** A

**【文章编号】** 1671-9387(2019)11-0060-07

## Impact of wheat straw and tobacco straw biochar on nitrification of nitrogenous fertilizer and emission of $N_2O$ and $NH_3$

WU Yujie, SUN Yajiao, GUO Xinye, HUANG Kaiqi,  
ZHANG Hanzhe, ZHANG Shulan

(Key Laboratory of Plant Nutrition and the Agro-environment in Northwest China, Ministry of Agriculture, College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

**Abstract:** 【Objective】The effects of biochar on contents of nitrate nitrogen and ammonium nitrogen and emissions of  $N_2O$  and  $NH_3$  during nitrification of nitrogen fertilizer were studied to provide reference for improving utilization rate of fertilizer nitrogen and reducing nitrogen loss. 【Method】In Guanzhong area of Shaanxi, soil at depth of 0–20 cm was collected in the field of wheat-maize rotation for laboratory incubation experiment. Wheat straw biochar and tobacco straw biochar were added to soil, and nitrogen fertilizer was applied at 90 kg/hm<sup>2</sup>. Three levels (0 (control), 15 and 30 Mg/hm<sup>2</sup>) were set for each biochar addition with a total of six treatments. The contents of nitrate and ammonium nitrogen and the fluxes of  $N_2O$  and  $NH_3$  were measured during urea nitrification. 【Result】Compared with the control, the addition of biochar reduced the contents of ammonium nitrogen and nitrate nitrogen in soil and significantly inhibited the

【收稿日期】 2018-10-26

【基金项目】 国家大学生创新训练计划项目(S201710712069); 国家重点研发计划项目(2016YFD0800105)

【作者简介】 吴玉洁(1997—), 女, 四川井研人, 本科, 主要从事资源环境科学研究。E-mail: 1119807907@qq.com

【通信作者】 张树兰(1966—), 女, 内蒙古商都人, 教授, 博士, 博士生导师, 主要从事旱地作物养分、水分高效利用及土壤管理对土壤质量的影响研究。E-mail: zhangshulan@nwfau.edu.cn

nitrification of urea. The inhibition of high wheat straw biochar was more significant, and the inhibition of tobacco straw biochar was stronger than that of wheat straw biochar. Adding tobacco biochar and wheat straw biochar increased  $N_2O$  emission flux in urea nitrification process and total emission, and the total  $N_2O$  emission of high tobacco biochar treatment was significantly higher than that of low tobacco biochar treatment. Compared with the control, the total  $NH_3$  emissions of the two biochar applications did not change significantly, indicating that the addition of biochar in loess soil had no significant effect on ammonia volatilization during urea nitrification. 【Conclusion】 Applying biochar to soil had the risk of increasing emissions of  $N_2O$ , and it is suggested to adopt modified biochar or take other measures to reduce  $N_2O$  emissions.

**Key words:** biochar; loess soil; nitrification of nitrogen; nitrification; ammonia volatilization

氮素在作物产量和品质形成中起着关键作用。大量研究表明,我国农户氮肥过量施用非常普遍,自 20 世纪 70 年代以来我国化肥施用量迅速增加,目前中国氮肥施用量占全球的 30%<sup>[1]</sup>。20 世纪 90 年代末,据朱兆良<sup>[2]</sup>报道,我国主要粮食作物氮肥利用率为 30%~35%。张福锁等<sup>[3]</sup>对 2000—2005 年不同作物和不同区域的研究结果发现,主要粮食作物的氮肥利用率为 10.8%~40.5%。氮肥过量施用导致氮素以多种途径损失,不仅增加农业生产成本,而且污染环境,如氧化亚氮( $N_2O$ )、氨气( $NH_3$ )的排放量增加,硝酸盐淋洗进入水体<sup>[4]</sup>。据报道,农业生产的  $N_2O$  排放量约占人类活动引起的  $N_2O$  排放量的 84%<sup>[5]</sup>。因此,提高氮肥利用率,减少氮素损失具有十分重要的意义。

生物炭是由植物生物质在高温缺氧或无氧的情况下裂解炭化而形成的一类高度芳香化的难溶性固态物质<sup>[6]</sup>。生物炭由于具有特殊的理化性质,不但可以固定大气  $CO_2$ ,还可以作为土壤改良剂,在提升土壤质量、保持土壤肥力等诸多方面发挥积极作用<sup>[7]</sup>。生物炭的输入将直接影响农田土壤氮素的循环和转化,由于生物炭材料一般孔隙结构发达、比表面积大、有一系列不同的官能团,吸附能力强,能吸附固定  $NH_4^+$  和  $NH_3$ ,从而减少土壤氨的挥发量<sup>[8]</sup>。关于生物炭对土壤硝化作用的底物  $NH_4^+-N$  含量与  $NH_3$  挥发量的影响,周一诺等<sup>[9]</sup>研究证实,生物炭可以通过促进土壤固持  $NH_4^+-N$  以减少土壤  $NH_4^+-N$  含量,从而控制高施氮林地土壤  $NH_3$  的挥发。但何飞飞<sup>[10]</sup>的试验却表明,添加生物炭会增加土壤  $NH_3$  的挥发量。而朱继荣<sup>[11]</sup>的研究则显示,施加生物炭可以增加土壤培养过程中  $NH_4^+-N$  的滞留量。就生物炭对土壤硝化作用的产物硝态氮含量的影响来看,DeLuca 等<sup>[12]</sup>研究证实,生物炭可以促进土壤的硝化作用,使土壤硝态氮含量增加。而朱继荣<sup>[11]</sup>

的研究则表明,施加生物炭降低了硝化过程中反应底物铵态氮的含量,引起土壤硝化作用减弱而使硝态氮含量减少。就生物炭对土壤反硝化过程中  $N_2O$  排放量的影响来看, Singh 等<sup>[13]</sup>研究证明,生物炭施于土壤后会抑制微生物的氮素反硝化作用,农田  $N_2O$  的排放量会显著降低。但也有研究指出,施用生物炭后反而使土壤中  $N_2O$  的排放增加<sup>[14]</sup>。由此看来,前人关于生物炭对土壤氮素转化的影响的研究结果存在明显差异,这可能与生物炭种类、施用量以及土壤类型不同有关。

塿土是陕西关中平原的主要土壤类型,以往生物炭方面的研究多集中于土壤理化性质的响应等方面,如刘祥宏<sup>[15]</sup>研究了施用生物炭对黄土高原典型土壤理化性质的影响过程和作用效果,尚杰<sup>[16]</sup>研究了长期施用生物炭对土壤物理结构的影响,陈心想等<sup>[17]</sup>分析了生物炭施入土壤后酶活性的动态变化,王月玲等<sup>[18]</sup>报道了施用生物炭 3 年后其对温室气体和土壤理化性质的影响,但有关生物炭施用对肥料氮的硝化过程以及硝化过程中气态氮排放的影响研究还比较少。因此,本研究采用室内培养的方法,探讨添加不同用量麦秸和烟秆生物炭对尿素硝化过程以及此过程中  $NH_3$  挥发和  $N_2O$  排放的影响,以为关中地区合理利用生物炭提高氮肥利用率及减少氮损失提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试材料

供试土壤于 2016 年 10 月采自陕西杨凌五泉镇孟家寨“国家黄土肥力与肥料效益监测基地”小麦-玉米轮作长期施肥定位试验的氮磷肥处理样地,该处理代表该作物体系的推荐施肥水平。定位试验已定位超过 25 年,以蛇形取样法采集 0~20 cm 土样,混合均匀,风干后过 2 mm 筛备用。供试土壤基本

理化性质见表 1。

供试的生物炭分别为小麦秸秆生物炭(BS)和

烟秆生物炭(BT),制备温度为 550 ℃。供试土壤及生物炭的基本理化性质见表 1。

表 1 供试土壤和生物炭的基本理化性质

Table 1 Basic physiochemical properties of experimental soil and biochar

供试材料 Materials	有机质/(g·kg <sup>-1</sup> ) Organic matter	全氮/(g·kg <sup>-1</sup> ) Total N	速效磷/(mg·kg <sup>-1</sup> ) Available P	速效钾/(mg·kg <sup>-1</sup> ) Available K	pH
土壤 Soil	17.8	1.33	24.39	151	8.3
麦秸生物炭(BS) Wheat straw biochar	249.0	8.46	—	—	9.8
烟秆生物炭(BT) Tobacco straw biochar	392.0	13.11	—	—	11.2

注:测定土壤 pH 时 V(水):m(土)=5:1;测定麦秸生物炭和烟秆生物炭 pH 时 V(水):m(生物炭)=1:1。

Note: Determination of pH of soil V(water):m(soil)=5:1; Determination of pH of wheat straw biochar and tobacco straw biochar V(water):m(biochar)=1:1.

## 1.2 试验设计

麦秸生物炭(BS)和烟秆生物炭(BT)的添加量设 3 个水平,分别为 0, 5, 36, 10, 71 g/kg(0, 15, 30 Mg/hm<sup>2</sup>)。同时施用氮肥尿素,氮肥用量为 0.032 g/kg(90 kg/hm<sup>2</sup>)。试验共计 6 个处理(BS0、BS15、BS30、BT0、BT15、BT30),每个处理 9 次重复,其中 3 次重复用于硝化过程硝铵态氮含量的观测,3 次重复用于 N<sub>2</sub>O 含量的观测,3 次重复用于 NH<sub>3</sub> 挥发的观测。

1.2.1 尿素硝化过程培养试验 称取 170 g 风干土于 500 mL 广口瓶中,加入尿素水溶液使土壤含水量达到田间持水量的 80%,于 25 ℃ 的生长箱恒温暗培养,在培养 0, 2, 4, 6, 8, 10, 13, 16, 19 d 分别取样,测定土壤铵态氮和硝态氮含量。

1.2.2 尿素硝化过程氧化亚氮排放培养试验 称取 300 g 风干土样于 1 L 广口瓶中,加入尿素水溶液使土壤含水量达到田间持水量的 80%,于 25 ℃ 的生长箱恒温密闭暗培养,在培养 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 12 和 14 d,利用带有三通阀的注射器进行气体样品采集(30 mL),测定氧化亚氮,然后打开瓶盖放置空气中通气 5 min,与空气进行充分的气体交换。

1.2.3 尿素硝化过程氨挥发培养试验 称取 300 g 风干土样于 1 L 广口瓶中,加入尿素水溶液使土壤含水量达到田间持水量的 80%,在广口瓶盖中放置一块磷酸甘油浸泡过的海绵用于吸收挥发的氨,于 25 ℃ 的生长箱恒温密闭暗培养,在培养 0, 1, 2, 3, 4, 6, 7, 9, 12, 14, 16, 17 d,分别替换海绵,然后通气 5 min,进行充分的气体交换。

## 1.3 测定指标及方法

1.3.1 土壤硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)、铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)含量 将 1.2.1 节中每次采集的 10 g 土样置于塑料

瓶中,用 1 mol/L KCl 溶液振荡浸提(液土比 4:1),振荡速度为 180~220 r/min,振荡 30 min 后过滤,然后利用 AA3 型(德国)连续流动分析仪进行测定。

1.3.2 土壤氧化亚氮(N<sub>2</sub>O)含量 将 1.2.2 节中采集的气体样品利用气相测谱仪(7890B,美国)进行测定,其中采用氮气作载气,尾吹气为氩甲烷。

1.3.3 氨(NH<sub>3</sub>)含量 将 1.2.3 节中的海绵置于塑料瓶中,用 4 倍体积的 1 mol/L KCl 溶液振荡浸提,振荡速度为 180~220 r/min,振荡 1 h 后,将海绵中的溶液挤出置于小塑料瓶中,然后利用 AA3 型(德国)连续流动分析仪测定吸收液中的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量。

## 1.4 数据处理与分析

N<sub>2</sub>O 排放通量(F)的计算公式为:

$$F = (\text{N}_2\text{O 峰面积} \times \text{N}_2\text{O 浓度} / \text{标准气体 N}_2\text{O 浓度}) / (\text{时间} \times \text{土样质量})$$

NH<sub>3</sub> 排放通量(F')的计算公式为:

$$F' = (\text{NH}_4^+\text{-N 含量} \times \text{浸提剂体积}) / (\text{时间} \times \text{土样质量})$$

采用 Microsoft Excel 2016 对试验数据进行整理,对不同处理间的差异采用 SPSS 22 软件进行单因素方差分析,LSD 法进行多重比较(P<0.05)。

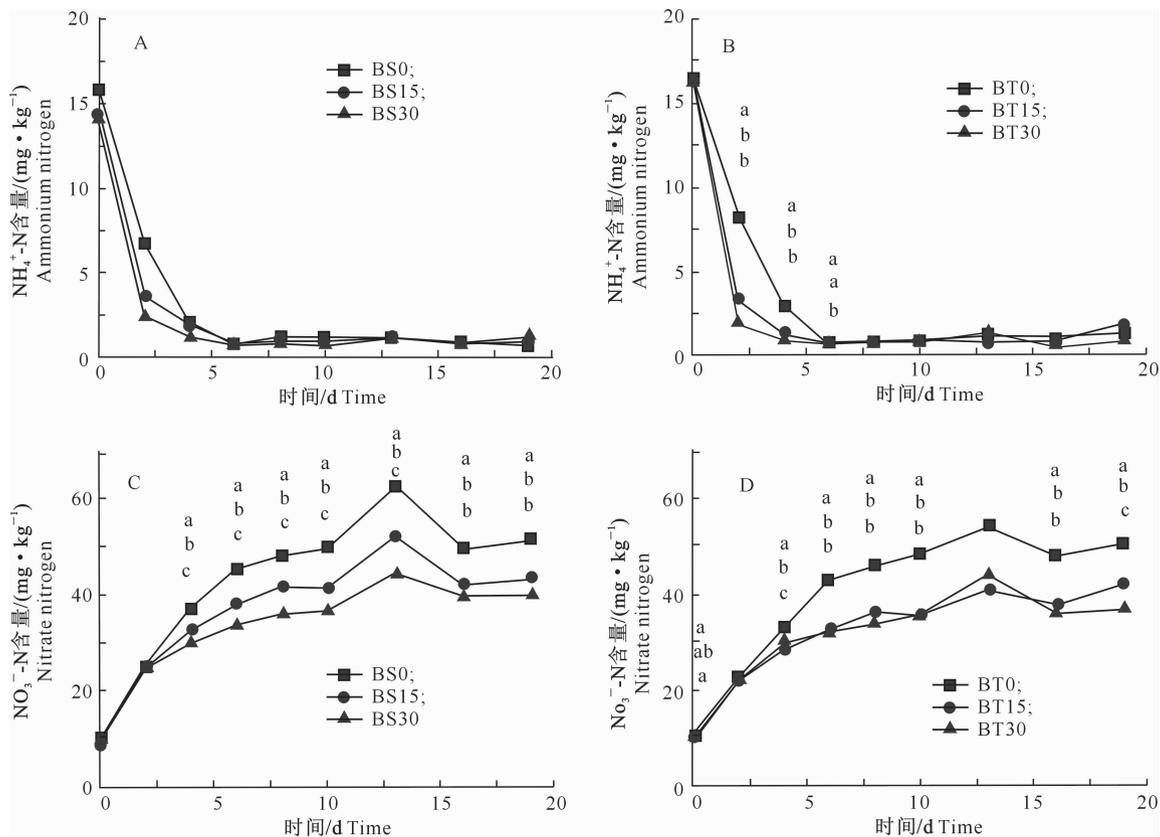
## 2 结果与分析

### 2.1 添加生物炭条件下尿素硝化过程中硝铵态氮含量的变化

添加烟秆和麦秸生物炭后,尿素硝化过程中铵态氮和硝态氮的动态变化见图 1。由图 1-A 可见,在培养开始时,BS0、BS15、BS30 处理土壤的铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)含量差异不大,分别为 15.77, 14.24 和 14.09 mg/kg;在 4 d 之后,对照(BS0)和添加麦秸

生物炭处理土壤的铵态氮含量均下降至较低水平,之后基本稳定在 0.63~1.16 mg/kg。在培养期间,

对照与添加麦秸生物炭处理土壤的铵态氮含量之间无显著差异。



BT. 烟秆生物炭;BS. 麦秸生物炭。不同小写字母表示同一取样时间下各处理间差异显著( $P < 0.05$ )。下同

BT. Tobacco straw biochar;BS. Wheat straw biochar. Different lowercase letters indicate significant differences among treatments at same sampling time ( $P < 0.05$ ). The same below

图 1 施用不同水平麦秸生物炭(A,C)和烟秆生物炭(B,D)时尿素硝化过程中土壤铵态氮和硝态氮含量的变化

Fig. 1 Changes of ammonium nitrogen and nitrate nitrogen in urea nitrification process of soil after application of wheat straw (A,C) and tobacco straw (B,D) biochar

由图 1-B 可见,在培养开始时,BT0、BT15、BT30 3 个处理土壤的铵态氮含量相近,分别为 16.65,16.32 和 16.74 mg/kg。对照(BT0)的铵态氮( $NH_4^+-N$ )含量在培养 6 d 之后下降至较低的水平,随后基本稳定在 0.73~1.40 mg/kg;而添加烟秆生物炭处理土壤的铵态氮含量在培养 4 d 之后下降至较低的水平,随后也基本稳定在 0.88~1.88 mg/kg,其中在培养的第 2,4 天,对照土壤的铵态氮含量显著高于烟秆生物炭处理。在培养的第 6 天,对照土壤的铵态氮含量与添加低量烟秆生物炭处理(BT15)土壤的铵态氮含量相近,两者均显著高于添加高量烟秆生物炭处理(BT30)。

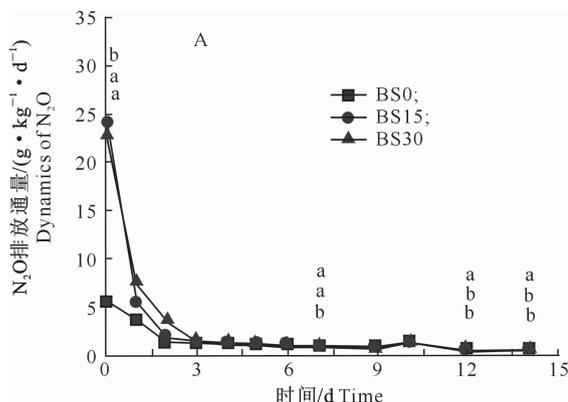
由图 1-C 可见,在培养的 0~13 d,所有处理土壤的硝态氮( $NO_3^- -N$ )含量均随培养时间延长而呈增加趋势;在第 13~16 天,各处理的硝态氮含量又均呈下降趋势,之后硝态氮含量基本稳定,其中

BS15 和 BS30 处理土壤硝态氮含量均显著低于对照(BS0)。对照(BS0)土壤硝态氮最大含量为 62.83 mg/kg,BS15 和 BS30 处理土壤硝态氮最大含量分别为 52.00 和 44.30 mg/kg,较对照分别降低了 17.24%和 29.49%。其中在培养的第 6,8,10,13,16 天,对照土壤硝态氮含量显著高于麦秸生物炭处理,且添加低量麦秸生物炭处理(BS15)土壤的硝态氮含量显著高于高量麦秸生物炭(BS30)处理。

由图 1-D 可见,在培养的 0~13 d,所有处理土壤的硝态氮含量均随培养时间延长呈增加趋势,在 13~16 d 硝态氮含量均呈下降趋势,之后基本稳定,其中 BT15 和 BT30 处理土壤的硝态氮含量均显著低于对照(BT0)。对照(BT0)土壤硝态氮最大含量为 54.40 mg/kg,BT15 和 BT30 处理的最大含量分别为 41.17 和 44.06 mg/kg,较对照分别降低 24.32%和 19.01%。

## 2.2 添加生物炭条件下尿素硝化过程中土壤氧化亚氮的排放动态

添加烟秆和麦秸生物炭后,尿素硝化过程中氧化亚氮的排放动态见图 2。由图 2-A 可知,开始培养时,BS0、BS15、BS30 处理土壤的  $N_2O$  排放通量



最高,分别为 5.59, 24.34 和 22.78  $g/(kg \cdot d)$ ,其中麦秸生物炭处理显著高于对照(BS0)。随着培养时间的延长,所有处理土壤的  $N_2O$  排放通量明显下降,在培养 4 d 之后  $N_2O$  排放通量均稳定在较低水平。

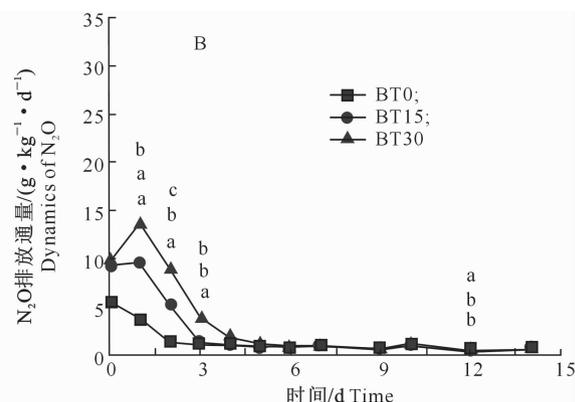


图 2 添加不同水平麦秸生物炭(A)和烟秆生物炭(B)时尿素硝化过程中氧化亚氮排放通量的动态变化

Fig. 2 Changes of nitrous oxide emission flux in urea nitrification process at different levels of wheat straw biochar (A) and tobacco straw biochar (B)

由图 2-B 可知,培养 1 d 后,BT0、BT15、BT30 处理的  $N_2O$  排放通量均较高,分别为 3.29, 9.77 和 13.86  $g/(kg \cdot d)$ ,且均以烟秆生物炭处理显著高于对照(BT0)。随着培养时间的延长,烟秆生物炭处理土壤的  $N_2O$  排放通量总体呈先增后降趋势,而对照的  $N_2O$  排放通量总体呈下降趋势,但在培养 4 d

后,3 个处理的  $N_2O$  排放通量均稳定在很低水平。

表 2 表明,在培养期间,添加两种类型不同剂量生物炭的  $N_2O$  总排放量均显著高于对照,但添加低量与高量麦秸生物炭处理之间的  $N_2O$  总排放量无显著差异,而添加高量烟秆生物炭处理的  $N_2O$  总排放量显著高于添加低量烟秆生物炭。

表 2 土壤添加烟秆和麦秸生物炭尿素硝化过程中  $N_2O$  和  $NH_3$  的总排放量

Table 2 Total emissions of  $N_2O$  and  $NH_3$  from nitrification of urea after addition of tobacco stalks and straw

处理 Treatment	$N_2O$ 总排放量/ $(g \cdot kg^{-1})$ Total emission of $N_2O$	$NH_3$ 总排放量/ $(g \cdot kg^{-1})$ Total emissions of $NH_3$	处理 Treatment	$N_2O$ 总排放量/ $(g \cdot kg^{-1})$ Total emission of $N_2O$	$NH_3$ 总排放量/ $(g \cdot kg^{-1})$ Total emissions of $NH_3$
BT0	18.29 c	4.826 a	BS0	18.51 b	5.227 a
BT15	32.03 b	5.018 a	BS15	39.82 a	5.431 a
BT30	44.00 a	4.605 a	BS30	41.02 a	5.867 a

注:同列数据后标不同小写字母表示同一生物炭处理间差异显著( $P < 0.05$ )。

Note: Difference lowercase letters indicate significant difference within same biochar treatment ( $P < 0.05$ ).

## 2.3 添加生物炭条件下尿素硝化过程中的氨挥发排放动态

添加烟秆和麦秸生物炭后,尿素硝化过程中氨挥发排放的动态变化见图 3。由图 3-A 可知,在整个培养期内,各处理  $NH_3$  排放通量的动态变化过程并不相同,但总体呈先下降后上升再下降的趋势。培养初期 BS0、BS15、BS30 处理的  $NH_3$  排放通量分别为 0.388, 0.559 和 0.526  $g/(kg \cdot d)$ ,在培养结束时  $NH_3$  排放通量分别为 0.211, 0.272 和 0.315  $g/(kg \cdot d)$ ,较最初培养时分别下降了 45.62%, 51.34% 和 40.11%。在整个培养过程中,对照与添加两种不同水平生物炭处理之间  $NH_3$  排放通量无

显著差异。

由图 3-B 可知,在整个培养期内,添加烟秆生物炭处理的  $NH_3$  排放通量的波动较添加麦秸生物炭小,总体呈先下降后上升的趋势。培养初期 BT0、BT15、BT30 处理的  $NH_3$  挥发排放通量分别为 0.504, 0.558 和 0.323  $g/(kg \cdot d)$ ,在培养结束时 BT0、BT15 和 BT30 的氨挥发排放通量分别为 0.261, 0.228 和 0.150  $g/(kg \cdot d)$ ,较培养初期分别下降了 48.21%, 59.14% 和 53.56%。在整个培养过程中,对照与添加两种不同生物炭水平之间  $NH_3$  排放通量无显著差异。

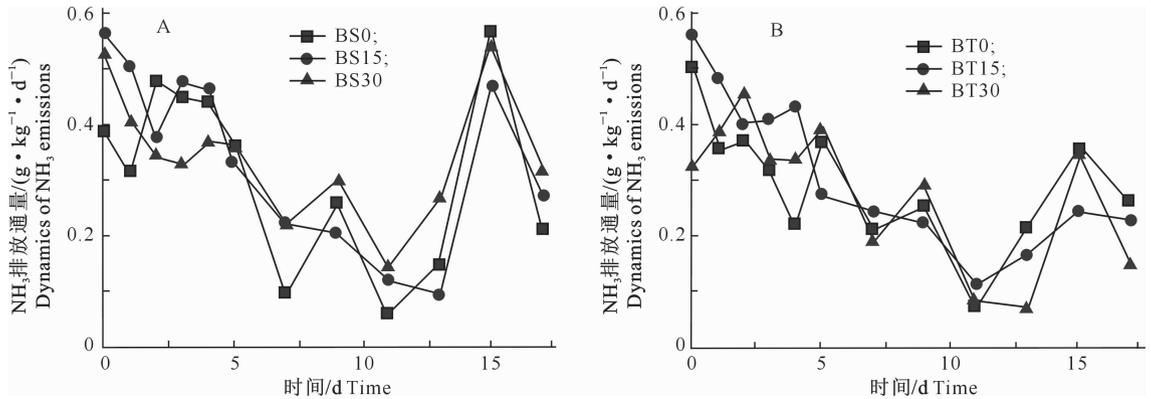


图 3 施用不同水平麦秸(A)和烟秆生物炭(B)时尿素硝化过程中氨挥发排放的动态变化

Fig. 3 Changes of ammonia volatilization emission in urea nitrification process after application of wheat straw (A) and tobacco straw (B) biocar

由表 2 可见,添加不同生物炭及其不同用量对  $NH_3$  的总排放量无显著影响。

## 3 讨论

### 3.1 施用不同生物炭对尿素硝化过程的影响

本试验结果表明,与对照相比,添加麦秸和烟秆生物炭均可以降低土壤铵态氮和硝态氮含量,显著抑制尿素的硝化作用,特别是添加高量麦秸生物炭时抑制作用更为明显。朱继荣<sup>[11]</sup>研究表明,在安徽淮北砂壤土中施用生物炭后,有效延缓了复垦土壤和菜地土壤的硝化作用,并且随着生物炭用量的增加,延缓作用更为明显。在灭菌与未灭菌的棕壤中添加玉米秸秆生物炭,有利于尿素向铵态氮的转化,但会抑制铵态氮向硝态氮的转化<sup>[19]</sup>。然而,DeLuca 等<sup>[12]</sup>的研究证实,自然火灾形成的生物炭可以加快森林土壤的硝化作用,不过对自然状态下高硝化草地土壤的硝化作用无明显影响。胡俊鹏等<sup>[20]</sup>研究发现,施用玉米秸秆生物炭能显著促进燥红壤的硝化作用,提高硝化强度。赵凤亮<sup>[7]</sup>研究表明,在砖红壤以及水稻土中添加不同类型生物炭均可以显著促进其硝化作用。上述研究表明,施用生物炭可促进低 pH 土壤(燥红壤、砖红壤以及水稻土)的硝化作用,而对高 pH 土壤的硝化过程表现出抑制作用。这主要是由于生物炭呈碱性,当其施入低 pH 土壤后,增大了土壤的 pH 值<sup>[20-21]</sup>,因此有助于硝化作用的进行。而本试验中,添加生物炭后土壤可能通过吸附铵态氮或者将其转化为其他有机物,降低了硝化作用底物铵态氮的含量,进而抑制了硝化作用。

### 3.2 施用不同生物炭对尿素硝化过程中 $N_2O$ 排放的影响

本研究发现,添加烟秆生物炭或麦秸生物炭均

可以增加尿素硝化过程中的  $N_2O$  排放通量及总排放量,而且高量烟秆生物炭处理的  $N_2O$  排放通量显著高于低量烟秆生物炭处理。在埧土大田中添加果枝生物炭也能增加  $N_2O$  的排放量<sup>[18]</sup>。在南方稻田土壤或酸性菜地土壤中,施用生物炭均能减少  $N_2O$  的排放通量<sup>[14,19,22]</sup>,这主要与生物炭改善了土壤团粒结构、增强了土壤的通气性及抑制了反硝化微生物的活性有关。而 Singh 等<sup>[13]</sup>的研究表明,将生物炭施于淋溶土(pH 6.12)和变性土(pH 8.8)后,其  $N_2O$  排放通量与生物炭类型有关,总体而言  $N_2O$  排放通量有所降低。本试验中,添加生物炭尽管可以抑制土壤的硝化作用,但是增加了  $N_2O$  的总排放量,这可能与试验中较高的土壤水分含量增加了反硝化微生物的活性有关<sup>[13]</sup>。因此,埧土中施用生物炭有增加温室气体  $N_2O$  的风险,建议施用改性生物炭或采取其他措施以减少  $N_2O$  的排放。

### 3.3 施用不同生物炭对尿素硝化过程中氨挥发的影响

本研究发现,埧土添加两种生物炭均未显著影响尿素硝化过程中  $NH_3$  的挥发排放。何飞飞<sup>[10]</sup>在历时 7 周的室内培养中发现,添加生物炭可以促进氨的挥发,并认为这与土壤 pH 升高以及原材料炭化温度不高、生物炭表面吸附能力弱有关。然而,周一诺等<sup>[9]</sup>研究表明,生物炭可以通过促进土壤固持  $NH_4^+-N$  和增加土壤水分含量,实现高施氮林地土壤  $NH_3$  挥发的控制。也有研究认为,生物炭对  $NH_4^+$  具有较强的吸附作用<sup>[23-25]</sup>,可抑制  $NH_4^+$  转化为  $NH_3$ ,使土壤氨挥发量下降。在本试验中,供试土壤的 pH 较高,添加生物炭可能增大了土壤 pH,不过生物炭对铵态氮的吸附作用较强,加之土壤含水量较高,因此并未显著影响  $NH_3$  的排放。

## 4 结 论

1) 在垆土中添加麦秸和烟秆生物炭, 可以显著抑制尿素的硝化作用, 其中以添加高量麦秸生物炭的抑制作用更为明显。

2) 添加烟秆生物炭或麦秸生物炭, 均可以增加尿素硝化过程中  $N_2O$  的排放通量及总排放量, 而且高量烟秆生物炭处理的  $N_2O$  总排放量显著高于低量烟秆生物炭处理。

3) 添加麦秸和烟秆生物炭对尿素硝化过程中氨的排放无显著影响。

志谢:

感谢实验室的吕凤莲、王仁杰、侯苗苗、刘琳、姚珊、张润泽、张弘毅、徐佳星、叶玉莲同学对本试验的指导与帮助。

## [参考文献]

- [1] 汤勇华. 中国农田化学氮肥施用和生产中温室气体 ( $N_2O$ 、 $CO_2$ ) 减排潜力估算 [D]. 南京: 南京农业大学, 2010  
Tang Y H. Estimation of greenhouse gas ( $N_2O$ ,  $CO_2$ ) emission reduction potential in Chinese farmland chemical nitrogen fertilizer application and production [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2010.
- [2] 朱兆良. 中国氮肥的使用现状、问题和对策 [M]//李庆逵, 朱兆良, 于天仁. 中国农业持续发展中的农药问题. 南京: 江苏科学技术出版社, 1998: 38-51.  
Zhu Z L. Application status, problems and countermeasures of nitrogen fertilizer in China [M]//Li Q K, Zhu Z L, Yu T R. Pesticide problems in the sustainable development of Chinese agriculture. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press, 1998: 38-51.
- [3] 张福锁, 王激清, 张卫峰, 等. 中国主要粮食作物肥料利用率现状与提高途径 [J]. 土壤学报, 2008, 45(5): 915-924.  
Zhang F S, Wang J Q, Zhang W F, et al. The utilization rate of main grain crops in China and the way to improve it [J]. Acta Pedologica Sinica, 2008, 45(5): 915-924.
- [4] 朱兆良. 氮素管理与粮食生产和环境 [C]//《氮素循环与农业和环境》专辑: 氮素循环与农业和环境学术讨论会论文集. 福建厦门: 中国土壤学会, 2001: 9.  
Zhu Z L. Nitrogen management and food production and environment [C]// Papers of Symposium on Nitrogen Cycle and Agriculture and Environment: nitrogen cycle and agriculture and environment. Xiamen, Fujian: Chinese Soil Society, 2001: 9.
- [5] Smith P. Policy and technological constraints to implementation of greenhouse gas mitigation options in agriculture [J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2007, 118(1): 6-28.
- [6] 王 欣, 尹带霞, 张 凤, 等. 生物炭对土壤肥力与环境质量的影响机制与风险解析 [J]. 农业工程学报, 2015, 31(4): 248-

257.

Wang X, Yin D X, Zhang F, et al. Effect mechanism and risk analysis of biochar on soil fertility and environmental quality [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2015, 31(4): 248-257.

- [7] 赵凤亮. 不同生物炭类型及添加量对土壤碳氮转化的影响 [J]. 热带作物学报, 2016, 37(12): 2261-2267.

Zhao F L. Effects of different biochar types and additions on the conversion of soil carbon nitrogen [J]. Journal of Tropical Crops, 2016, 37(12): 2261-2267.

- [8] Clough T J, Condon L M. Biochar and the nitrogen cycle [J]. Journal of Environmental Quality, 2010, 39(4): 1218-1223.

- [9] 周一诺, 陈 曦, 杨麒麟, 等. 生物炭控制高施氮竹林土壤氨挥发效果研究 [J]. 江苏林业科技, 2008, 45(1): 40-43.

Zhou Y N, Chen X, Yang Q L, et al. Study on the effect of biochar on soil ammonia volatilization in high nitrogenous bamboo forest [J]. Journal of Jiangsu Forestry Science & Technology, 2008, 45(1): 40-43.

- [10] 何飞飞. 生物炭对红壤菜田土壤理化性质和  $N_2O$ 、 $CO_2$  排放的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(9): 1893-1900.

He F F. The effects of biochar on soil and chemical properties and  $N_2O$  and  $CO_2$  emission in red soil [J]. Journal of Agricultural Environmental Science, 2013, 32(9): 1893-1900.

- [11] 朱继荣. 施用生物炭抑制塌陷区复垦土壤硝化作用 [J]. 农业工程学报, 2015, 31(7): 264-271.

Zhu J R. Application of biochar to inhibit soil nitrification in subsidence area [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2015, 31(7): 264-271.

- [12] DeLuca T, Mac K M, Gundale M, et al. Wildfire-produced charcoal directly influences nitrogen cycling in ponderosa pine forests [J]. Soil Sci Soc Am J, 2006, 70: 448-453.

- [13] Singh B P, Hatton B J, Singh B, et al. Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils [J]. Journal of Environmental Quality, 2010, 39(4): 1224-1235.

- [14] 孟 梦, 吕成文, 李玉娥, 等. 添加生物炭对华南早稻田  $CH_4$  和  $N_2O$  排放的影响 [J]. 中国农业气象, 2013, 34(4): 396-402.

Meng M, Lü C W, Li Y E, et al. Effects of biochar on  $CH_4$  and  $N_2O$  emission in early rice fields in south China [J]. Agricultural Meteorology in China, 2013, 34(4): 396-402.

- [15] 刘祥宏. 生物炭在黄土高原典型土壤中的改良利用 [D]. 陕西杨凌: 中国科学院教育部水土保持与生态环境研究中心, 2013.

Liu X H. The improvement and utilization of biochar in typical soil of Loess Plateau [D]. Yangling, Shaanxi: Research Center of Water and Soil Conservation and Ecological Environment of the Ministry of Education of Chinese Academy of Sciences, 2013.

(下转第 76 页)

- and ubiquitylated proteins in *Arabidopsis* [J]. *Plant Cell*, 2010, 22:124-142.
- [21] Fishbain S, Prakash S, Herrig A, et al. RAD23 escapes degradation because it lacks a proteasome initiation region [J]. *Nature Communications*, 2011, 2:192-214.
- [22] Heinen C, Acs K, Hoogstraten D, et al. C-terminal UBA domains protect ubiquitin receptors by preventing initiation of protein degradation [J]. *Nature Communications*, 2011, 2:191-199.
- [23] 徐新娟, 李勇超. 2 种植物相对电导率测定方法比较 [J]. *江苏农业科学*, 2014, 42(7):311-312.  
Xu X J, Li Y C. Comparison of two kinds of plant relative conductivity measurement methods [J]. *Jiangsu Agricultural Science*, 2014, 42(7):311-312.
- [24] Liu Z M, Yue M M, Yang D Y. Over-expression of SIJA2, decreased heat tolerance of transgenic tobacco plants via salicylic acid pathway [J]. *Plant Cell Reports*, 2017, 36(4):529-542.
- [25] 龚小庆. 金柑 (*Fortunella crassifolia*) 三个抗逆基因克隆、功能鉴定及作用机制解析 [D]. 武汉: 华中农业大学, 2014.  
Gong X Q. Cloning, functional identification and mechanism of action of three stress-tolerant genes of *Fortunella crassifolia* [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2014.
- [26] Wang N, Gong X Q, Ma F W. Genome-wide identification of the radiation sensitivity protein-23 (*RAD23*) gene family members in apple (*Malus × domestica* Borkh.) and expression analysis of their stress responsiveness [J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2017, 16(4):820-827.
- [27] Schultz T F, Quatrano R S. Characterization and expression of a rice *RAD23* gene [J]. *Plant Molecular Biology*, 1997, 34:557-562.
- [28] Zhang X, Garretton V, Chua N H. The AIP2 E3 ligase acts as a novel negative regulator of ABA signaling by promoting ABI3 degradation [J]. *Genes & Development*, 2005, 19:1532-1543.
- [29] 李大红. 水稻 *RACK1* 基因 (*OsRACK1*) 在盐胁迫响应中的功能研究 [D]. 江苏扬州: 扬州大学, 2008.  
Li D H. Studies on the function of rice gene (*OsRACK1*) in response to salt stress [D]. Yangzhou, Jiangsu: Yangzhou University, 2008.
- [30] Masutani C, Sugasawa K, Yanagisawa J, et al. Purification and cloning of a nucleotide excision repair complex involving the xeroderma pigmentosum group C protein and a human homologue of yeast *RAD23* [J]. *EMBO Journal*, 1994, 13:1831-1843.

(上接第 66 页)

- [16] 尚杰. 生物炭对土壤水热特性及团聚体稳定性的影响 [J]. *应用生态学报*, 2015, 26(7):1969-1976.  
Shang J. The thermal properties of soil water and the stability of aggregates in biochar [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2015, 26(7):1969-1976.
- [17] 陈心想, 耿增超, 王森, 等. 施用生物炭后土壤微生物及酶活性变化特征 [J]. *农业环境科学学报*, 2014, 33(4):751-758.  
Chen X X, Geng Z C, Wang S, et al. Characteristics of soil microorganism and enzyme activity in soil soil after application of biochar [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(4):751-758.
- [18] 王月玲, 耿增超, 王强, 等. 生物炭对土壤温室气体及土壤理化性质的影响 [J]. *环境科学*, 2016, 37(9):3634-3641.  
Wang Y L, Geng Z C, Wang Q, et al. Effects of biochar on soil greenhouse gases and soil physical and chemical properties [J]. *Environmental Sciences*, 2016, 37(9):3634-3641.
- [19] 贾俊香. 秸秆生物炭对菜地  $N_2O$ 、 $CO_2$  与  $CH_4$  排放及土壤化学性质的影响 [J]. *生态与农村环境学报*, 2016, 32(2):283-288.  
Jia J X. Effects of straw biochar on  $N_2O$ ,  $CO_2$  and  $CH_4$  emission and soil chemical properties of vegetable soil [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2016, 32(2):283-288.
- [20] 胡俊鹏, 潘凤娥, 王小淇, 等. 秸秆及生物炭添加对燥红壤  $N_2O$  排放的影响 [J]. *热带作物学报*, 2016, 37(4):784-789.  
Hu J P, Pan F E, Wang X Q, et al. Effects of straw and biochar addition on  $N_2O$  emission of dry red soil [J]. *Journal of Tropical Crops*, 2016, 37(4):784-789.
- [21] 刘遵奇. 玉米秸秆生物炭对尿素分解的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2015, 34(6):1142-1148.  
Liu Z Q. Effects of biochar on urea decomposition of maize straw [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(6):1142-1148.
- [22] 刘玉学. 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. Effects of biomass carbonization on greenhouse gas emission and soil physical and chemical properties of paddy fields [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2013, 24(8):2166-2172.
- [23] Taghizadeh-Toosi T, Clough T J, Sherlock R R, et al. Biochar adsorbed ammonia is bioavailable [J]. *Plant & Soil*, 2012, 350(1/2):57-69.
- [24] 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.
- [25] Taghizadeh-Toosi T A. A wood based low-temperature biochar captures  $NH_3$ -N generated from ruminant urine-N, retaining its bioavailability [J]. *Plant & Soil*, 2012, 353(1/2):73-84.