

生物炭对土壤氨氮转化的影响研究

杨帆¹, 李飞跃^{1,2}, 赵玲¹, 曹心德^{1*}

(1.上海交通大学环境科学与工程学院, 上海 200240; 2.安徽科技学院城建与环境学院, 安徽 凤阳 233100)

摘要:通过测定 NH_3 挥发和氯仿灭菌试验, 探讨了生物炭如何通过影响 NH_3 挥发和微生物来影响土壤中 NH_4^+-N 的变化, 为研究生物炭对土壤外加 N 素的影响机制提供一定理论依据。结果表明: 生物炭加入稻田土后, 土壤中 KCl 浸提态的 NH_4^+-N 含量减少 34%, 其中由于微生物作用受到影响而引起的 NH_4^+-N 减少约占总减少量的 42%。生物炭加入红壤后, KCl 浸提态的 NH_4^+-N 含量减少了 13%, 生物炭对红壤中微生物影响不大。生物炭使两种土壤的 pH 值升高, 引起 NH_3 的挥发, 生物炭处理的稻田土和红壤外加 NH_3-N 累计挥发量分别为未加生物炭时的 7.8 倍和 1.7 倍。

关键词:生物炭; 土壤; 氨氮; 氨气挥发; 氯仿熏蒸

中图分类号: X53 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2013)05-1016-05 doi:10.11654/jaes.2013.05.020

Influence of Biochar on the Transformation of Ammonia Nitrogen in Soils

YANG Fan¹, LI Fei-yue^{1,2}, ZHAO Ling¹, CAO Xin-de^{1*}

(1.School of Environmental Science and Engineering, Shanghai Jiao Tong University, Shanghai 200240, China; 2.College of Urban Construction and Environment Science, Anhui Science and Technology University, Anhui 233100, China)

Abstract: Biochar addition to soils has been proposed as a method to increase soil fertility and carbon sequestration. However, the effect of biochar on nitrogen transformation and availability is poorly understood. This study was conducted to determine how the rice straw biochar affected NH_4^+-N transformation in two soils with contrasting properties using the NH_3 volatilization and chloroform fumigation experiments. The results showed that the biochar reduced NH_4^+-N concentration in the KCl extract of Gleyi-Stagnic Anthrosols soil by 34%, with 42% of the reduction attributed to microbial activity. Less microbial activity was observed in the biochar-amended Argi-Udic Ferrosols soil, so NH_4^+-N concentration in the KCl extract was reduced by only 13%, compared to the untreated soil. Biochar elevated pH of both soils, resulting in the accumulated NH_3 volatilization in Gleyi-Stagnic Anthrosols and Argi-Udic Ferrosols soils as much as 7.8 times and 1.7 times the untreated soil, respectively. The results obtained from this work are helpful for us to understand the mechanism of biochar-induced nitrogen transformation in soils.

Keywords: biochar; soil; ammonia nitrogen; NH_3 volatilization; chloroform fumigation

生物炭(Biochar)是指生物有机质在无氧或缺氧条件下低温热解转化后的固体产物^[1], 是一种碳含量高、多孔性、碱性、吸附能力强、多用途的材料^[2]。目前, 生物炭研究主要集中在其固碳作用^[3], 但同时也发现

生物炭可改善沙质土壤持水量, 提高酸性土壤 pH 值, 减少土壤中 N、P 等营养元素的流失^[4], 还可稳定化土壤污染物、降低其生物可利用性^[5], 并且有益于土壤微生物, 特别是菌根真菌^[6]的栖息活动。因此, 生物炭也是一种良好的土壤改良剂。

一些研究表明生物炭添加到森林土和农业土中, 可影响 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量^[7], 但对造成这些影响的原因大多处于推测阶段, 其影响机制尚未被深刻认识。如生物炭添加可减少土壤中 NH_4^+-N , 这可能是挥发的结果^[8-10], 也有可能是 NH_4^+-N 被微生物同化利用

收稿日期: 2012-10-02

基金项目: 国家自然科学基金项目(21077072, 21107070); 上海市“浦江人才”计划项目(11PJ1404600); 安徽省高等学校省级优秀青年人才基金项目(2012SQRL149)

作者简介: 杨帆(1988—), 男, 硕士研究生, 从事生物固碳技术及其生态环境效应研究。E-mail: yangfansjtu@sjtu.edu.cn

* 通信作者: 曹心德 E-mail: xdcao@sjtu.edu.cn

了^[11],还有可能 NH_4^+ 被生物炭吸附了^[12-14]。但是,在现有的报道中几乎没有直接证据来证明生物炭会影响 N 的固定、挥发、硝化和反硝化。

本研究通过检测 NH_3 挥发和氯仿熏蒸土壤的方法,探讨生物炭是如何通过影响土壤中微生物活动和 NH_3 挥发来影响土壤中 NH_4^+-N 的,为研究生物炭对土壤外加 N 素的影响机制提供了理论依据。

1 材料与方法

1.1 土壤样品采集与生物炭制备

两种土壤样品分别取自江西鹰潭(28°12'N, 117°0'E)和江苏常熟(31°33'N, 120°42'E)表层土(0~20 cm),风干后磨碎过 2 mm 筛备用。

秸秆生物质采自江苏常熟,风干后破碎并过 2 mm 筛,装入自制的一个圆柱体不锈钢反应器中,通入纯 N_2 使反应器内 $\text{O}_2 < 2\%$,将反应器置于马弗炉(SX2-12-10, China)中,以 $20\text{ }^\circ\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ 的升温速率加热,达到 $500\text{ }^\circ\text{C}$ 后维持 4 h,存留在反应器中固体即为生物炭^[15-16]。所制备的生物炭经过研磨后全部过 1 mm 筛备用。土壤和生物炭的理化性质见表 1。

表 1 土壤和生物炭的基本理化性质

Table 1 Physico-chemical properties of soils and biochar

理化性质	生物炭	稻田土	红壤
pH	10.5	6.31	5.05
$\text{C}/\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	572	24.8	4.78
$\text{N}/\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	15.8	1.31	0.41
C/N	36.2	18.9	11.7
Organic C/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	225	24.9	4.84
$\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	4.61	18.1	12.3
$\text{NO}_3^--\text{N}/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	32.7	26.2	13.5
Ash/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	332	—	—
Specific surface area/ $\text{m}^2\cdot\text{g}^{-1}$	33.2	—	—
CEC/ $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$	95.5	—	—

1.2 微生物对添加生物炭的土壤中 NH_4^+-N 的影响

在真空干燥器中放入土壤、生物炭和氯仿,抽真空使氯仿沸腾,充分熏蒸土壤和生物炭,以杀死土壤和生物炭中的微生物^[17]。

实验共分 8 种处理,分别为未灭菌稻田土、灭菌稻田土、未灭菌红壤、灭菌红壤、未灭菌稻田土+5%未灭菌生物炭、灭菌稻田土+5%灭菌生物炭、未灭菌红壤+5%未灭菌生物炭和灭菌红壤+5%灭菌生物炭,每个处理 3 个平行。在 50 g 土壤(烘干基准)或土壤+5%

生物炭的混合物中加入一定量的 NH_4Cl 溶液,使外加 NH_4^+-N 含量达到 $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。放入 100 mL 离心管内(直径 4 cm,高度 10 cm),补加蒸馏水使土壤含水量达到 70%最大持水量,在 $(25\pm 1)\text{ }^\circ\text{C}$ 下培养 14 d,期间每隔 2~3 d,用称重法补充土壤的水分损失。培养结束后,测定土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量。土壤中加入生物炭培养 14 d 后,微生物作用和非微生物作用对 NH_4^+-N 减少的贡献百分比用以下公式计算:

$$\eta_1 = \frac{C_T - C_{5\%M}}{C_T - C_{5\%WM}} \times 100\% \quad (1)$$

$$\eta_2 = (1 - \eta_1) \times 100\% \quad (2)$$

$$C_T = C_0 + C_{ex} \quad (3)$$

式中: η_1 和 η_2 分别是非微生物作用和微生物作用对土壤中 NH_4^+-N 减少的贡献百分比; C_T 是培养起始土壤中总的 NH_4^+-N 含量, $\text{mg}\text{ NH}_4^+-\text{N}\cdot\text{kg}^{-1}$; C_0 和 C_{ex} 分别为培养起始土壤中原有 NH_4^+-N 含量(表 1)和外加 NH_4^+-N 含量, $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; $C_{5\%M}$ 和 $C_{5\%WM}$ 分别为添加 5%生物炭的灭菌土壤和添加 5%生物炭的未灭菌土壤培养 14 d 后 NH_4^+-N 含量, $\text{mg}\text{ NH}_4^+-\text{N}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

1.3 生物炭对土壤 NH_3 挥发的影响

上述 1.2 实验未灭菌的 4 种处理中,在离心管内部上层空间放入一个不加盖的 5 mL 离心管(直径 1.5 cm,高度 3 cm),其内部盛有 2%硼酸溶液,用于吸收土壤中挥发出的 NH_3 ,分别于第 1、3、5、7、14 d 测量土壤 NH_3-N 挥发量^[18]。 NH_3-N 的累积挥发量用以下公式计算:

$$S = \sum \left[\frac{(F_{i+1} + F_i)}{2} \times (t_{i+1} - t_i) \right] \quad (4)$$

式中: S 是 NH_3-N 的累积挥发量, $\mu\text{g}\text{ NH}_3-\text{N}\cdot\text{kg}^{-1}$; F_i 是 NH_3-N 释放速率, $\mu\text{g}\text{ NH}_3-\text{N}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{kg}^{-1}$; t_i 是吸收 NH_3 时已经培养的天数, d。

1.4 分析方法

土壤和生物炭中的 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 经 $2\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ KCl 浸提后,离心,取上层清液过 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 滤膜,分别用靛酚蓝比色法和紫外分光光度法测量。土壤和生物炭的 pH 值用 pH 计(EUTECH pH 510, USA)测量,土水比为 1:2.5(W/V),炭水比为 1:15(W/V)。C、N 元素用元素分析仪测定(Vario EL III, Elementar, Germany)。

2 结果与分析

2.1 微生物对添加生物炭的土壤中 NH_4^+-N 的影响

由图 1 可知,灭菌对两种土壤中 NH_4^+-N 变化均

有影响,但是两种土壤呈现了不同的结果。对于原始(未灭菌、未加生物炭)土壤,培养14 d后,稻田土中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度大幅降低,即从初始 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的浓度为 $218 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 降低至 $102 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,下降53.2%;而 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度大幅升高,从初始 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的浓度为 $26 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 升高至 $163 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,上升了5.3倍。相反,红壤的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量不降反升,从初始 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为 $214 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 升高至 $271 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,上升了26.6%; $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量则维持在较低水平,为 $8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 左右。

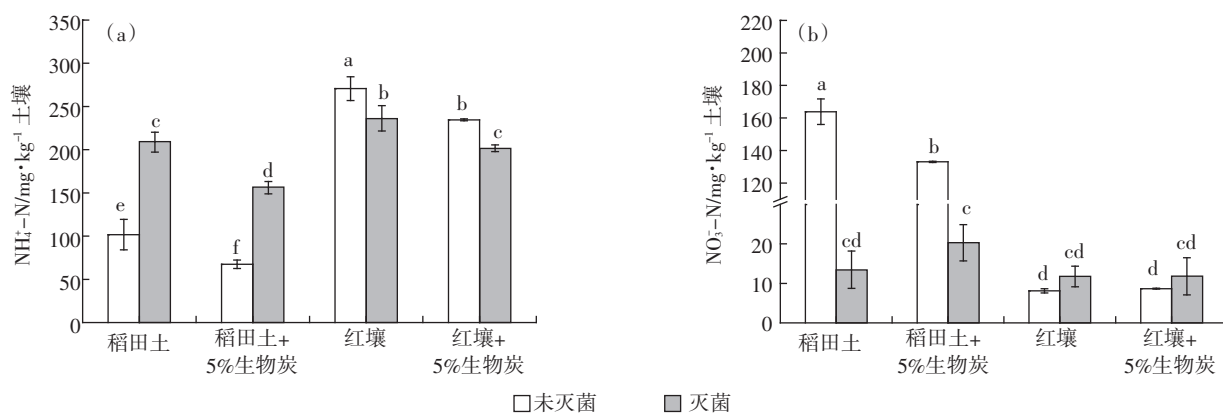
添加5%生物炭后,两种土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度均大幅降低,稻田土和红壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 分别比未加生物炭时降低了34%和13%。稻田土中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 降低了18%,但红壤中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 变化不大。

灭菌后,稻田土无论是否添加生物炭,经14 d的培养, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度均增加了1倍左右, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度则在未添加和添加生物炭后,分别为未灭菌的8%和15%。灭菌使添加生物炭的稻田土 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 比未添加

的减少了25%,但 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量高出54%。与稻田土的趋势相反,灭菌后,红壤无论是否添加生物炭, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 均减少了16%左右,而 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量都略有升高。灭菌使添加生物炭的红壤比未添加的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 减少了15%, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 变化不大。

2.2 生物炭对稻田土和红壤 NH_3 挥发的影响

培养第1 d,4种处理都检测出有 NH_3 挥发(图2)。红壤、稻田土和红壤+5%生物炭这3种处理 $\text{NH}_3\text{-N}$ 挥发量都为 $50 \mu\text{g}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{kg}^{-1}$ 左右,而投加5%生物炭的稻田土 $\text{NH}_3\text{-N}$ 挥发较大,比其他3种处理高出31%。第1 d到第7 d之间,投加5%生物炭的稻田土 $\text{NH}_3\text{-N}$ 挥发先减少后增加,在第3 d时达到最低点,而其他3种处理在第1 d至第3 d之间先大幅降低,然后短暂平稳后再缓慢下降。培养7 d后,所有处理 NH_3 挥发均趋于平稳,投加5%生物炭的稻田土一直稳定在 $60 \mu\text{g}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的较高水平。通过计算得知(公式4),在14 d的培养期内,稻田土和红壤加生物



同一纵坐标内柱状图上的不同小写字母表示 $P<0.05$ 水平差异显著。下同

图1 培养14 d后土壤中KCl浸提态 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量

Figure 1 Concentrations of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in KCl extracts from soils

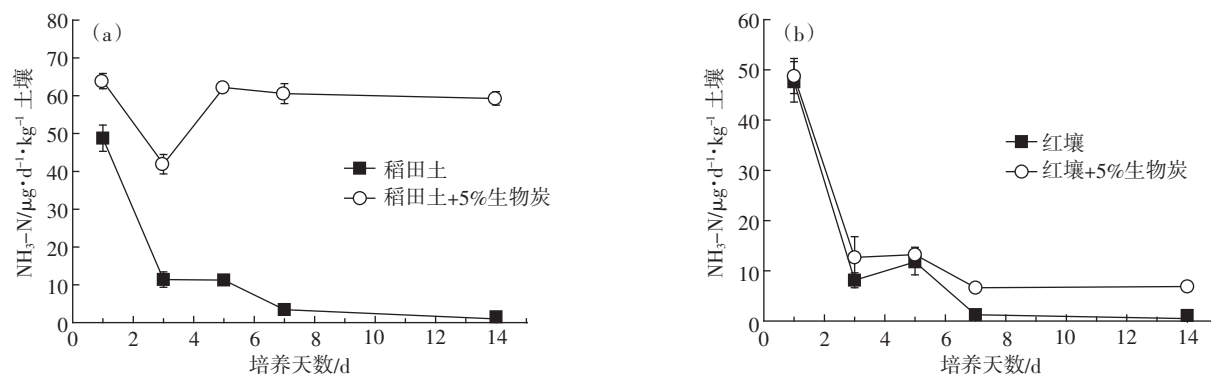


图2 两种土壤添加生物炭后 $\text{NH}_3\text{-N}$ 挥发随时间的变化

Figure 2 The change of $\text{NH}_3\text{-N}$ volatilization in the soils and biochar-amended soils as a function of time

炭处理的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 累计挥发量分别为未加生物炭时的 7.8 倍和 1.7 倍(图 3)。

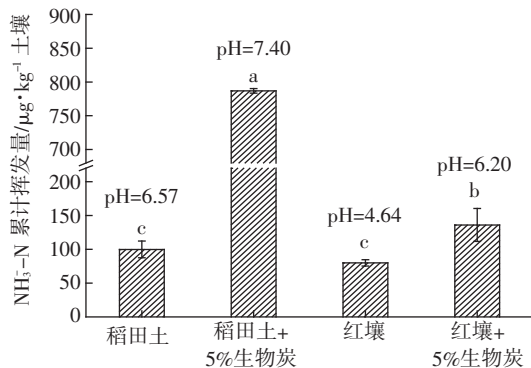


图 3 生物炭对两种土壤 $\text{NH}_3\text{-N}$ 累计挥发量和 pH 值的影响

Figure 3 pH and cumulative amount of $\text{NH}_3\text{-N}$ volatilization in the soils during 14-d incubation

3 讨论

在灭菌的条件下,生物炭使稻田土和红壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 比其对应空白处理分别减少 25%和 14%(图 1a)。因此,在没有微生物的参与下,生物炭本身就可以降低土壤中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量。又因灭菌条件下稻田土和红壤中的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 都没有明显增加(图 1b)而排除了大量 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 被生物炭直接催化氧化的可能。所以灭菌条件下,生物炭引起 KCl 浸提态 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 减少的两个最有可能的途径是: NH_4^+ 被生物炭吸附; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 以 NH_3 形式挥发。

稻田土和稻田土+5%生物炭,这两种处理的未灭菌结果和它们对应的灭菌结果相比较, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 分别减少了 51%和 57%, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 分别增加了 11.5 倍和 5.7 倍(图 1),这可能是由于硝化细菌把大量 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 硝化成了 $\text{NO}_3^-\text{-N}$,可能同时还有一部分无机氮被微生物吸收利用,这与 Victoria Nelissen 等的研究结果相似^[19]。他们用 ^{15}N 同位素标记法研究发现,生物炭可以促进硝化反应,同时,在未种植物的情况下,生物炭可以促进 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在短时间内被微生物固定。通过计算可知(公式 1、2、3),稻田土添加 5%生物炭培养 14 d 后,约有 42%的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 减少是由于微生物的作用,非微生物作用约占 59%。

灭菌后添加生物炭的稻田土培养 14 d 后,相对于灭菌空白处理, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 减少了($208\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}-156\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}=52\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),这部分减少的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 是由于生物炭对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附作用以及促进土壤 NH_3 挥发引起的。又由于未灭菌的稻田土空白处理以及未灭菌

添加生物炭的处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 分别为 $101\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $67\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,所以由于生物炭对微生物的作用而减少的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 量应为($101\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}-67\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}-52\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}=-18\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)。可见,生物炭通过对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附作用以及促进土壤 NH_3 挥发引起土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量大幅度降低的同时,还可以对土壤微生物产生影响,通过促进有机 N 矿化或者减少微生物对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的同化来减缓 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的降低。Victoria Nelissen^[19]等人的研究表明,生物炭加入土壤后,可以使土壤中有机 N 的矿化作用增强,这与上述结论相吻合。Dempster 等的研究表明^[20],生物炭加入土壤后,可以降低微生物生物量碳和微生物生物量氮,从而减弱有机质的降解作用和有机氮的矿化作用,这与上述结论相吻合。此外,生物炭具有极高的 C/N(C/N=36.2,表 1)。当新鲜的生物炭加到土壤当中时,可能会引起一些分解作用,这些分解作用会引起无机氮的固定,造成 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量下降,这些 N 可能是本来就存在于土壤当中的,也有可能是作为 N 肥添加到土壤中的^[21]。

与稻田土相反,红壤和红壤+5%生物炭这两种处理的未灭菌结果和对应的灭菌结果相比较, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 分别增加了 15%和 17%,而 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 几乎不变且维持在很低水平(图 1)。这可能是由于红壤中硝化细菌少,大部分 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 不能通过硝化作用转化成 $\text{NO}_3^-\text{-N}$,造成大量 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在红壤中堆积^[22]。同时,在未灭菌的处理中,红壤中自身含有的有机氮矿化对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 进行补充,从而导致红壤中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 不降反升。在灭菌和未灭菌这两种状态下,加入 5%生物炭的红壤和其对应的空白处理相比, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 分别只减少了 15%和 13%。可见生物炭对于红壤有机氮的矿化作用和硝化细菌的硝化作用影响不大。红壤中加入生物炭后 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 降低,主要是因为生物炭促进 NH_3 挥发和生物炭对 NH_4^+ 的吸附作用。

培养第 1 d 4 种处理 NH_3 挥发量都较大,可能是由于氨氮溶液刚加到土壤当中, NH_4^+ 还未完全被土壤胶体吸附,处于极不稳定的状态,游离的 NH_4^+ 浓度极大,促进了 NH_3 挥发。生物炭能够促进稻田土和红壤 NH_3 挥发,还源于 pH 值的差异^[23]。pH 可影响氨在土壤中的存在形式(NH_4^+ 、 NH_3),而仅 NH_3 具有挥发的可能性;pH>7.2 后,氨的形态向 NH_3 转化,使 NH_3 挥发与土壤 pH 值成正比。无论是稻田土和红壤,加入生物炭后,pH 值都提高了。在 4 种处理中,投加了 5%生物炭的稻田土 pH 值最高(pH=7.4),所以表现出明显的 NH_3 挥发,第 3 d 时 pH 降低,可能是因为稻田土中

富含微生物和有机物,微生物分解有机物产生有机酸使土壤 pH 值暂时降低。Schomberg 等的研究表明^[24],在土壤中施用生物炭后可使土壤 pH>7.0,从而引起 NH₃ 挥发,这与本研究结果相同。

4 结论

(1)生物炭加入稻田土和红壤,KCl 浸提态的 NH₄⁺-N 分别减少 34%和 13%,NO₃⁻-N 都基本不受影响。

(2)生物炭加入稻田土引起的 KCl 浸提态 NH₄⁺-N 含量下降,其中微生物作用约占 42%,非微生物作用约占 59%。生物炭可通过促进有机氮矿化或减少微生物对无机氮的同化来减缓 NH₄⁺-N 的降低。生物炭对红壤中微生物影响不大。

(3)生物炭加入稻田土和红壤中都显著提高土壤的 pH 值,引起 NH₃ 挥发,生物炭处理的稻田土和红壤外加 NH₃-N 累计挥发量分别为未加生物炭时的 7.8 倍和 1.7 倍。

参考文献:

- [1] Cao X D, Ma L N, Gao B, et al. Dairy-manure derived biochar effectively sorbs lead and atrazine[J]. *Environ Sci Technol*, 2009, 43: 3285-3291.
- [2] Cao X D, Ma L N, Liang Y, et al. Simultaneous immobilization of lead and atrazine in contaminated soils using dairy-manure biochar[J]. *Environ Sci Technol*, 2011, 45: 4884-4889.
- [3] Jindo K, Sanchez-Monedero M A, Hernandez T, et al. Biochar influences the microbial community structure during manure composting with agricultural wastes[J]. *Sci Total Environ*, 2012, 416: 476-481.
- [4] Nelson N O, Agudelo S C, Yuan W Q, et al. Nitrogen and phosphorus availability in biochar-amended soils[J]. *Soil Sci*, 2011, 176: 218-226.
- [5] Jones D L, Rousk J, Edwards-Jones G, et al. Biochar-mediated changes in soil quality and plant growth in a three year field trial[J]. *Soil Biol Biochem*, 2012, 45: 113-124.
- [6] Doydora S A, Cabrera M L, Das K C, et al. Release of nitrogen and phosphorus from poultry litter amended with acidified biochar[J]. *Int J Environ Res Public Health*, 2011, 8: 1491-1502.
- [7] Knowles O A, Robinson B H, Contangelo A, et al. Biochar for the mitigation of nitrate leaching from soil amended with biosolids[J]. *Sci Total Environ*, 2011, 409: 3206-3210.
- [8] Zimmerman A R, Gao B, Ahn M Y, Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils[J]. *Soil Biol Biochem*, 2011, 43: 1169-1179.
- [9] Ding Y, Liu Y X, Wu W X, et al. Evaluation of biochar effects on nitrogen retention and leaching in multi-layered soil columns[J]. *Water Air Soil Poll*, 2010, 213: 47-55.
- [10] Laird D, Fleming P, Wang B Q, et al. Biochar impact on nutrient leaching from a midwestern agricultural soil[J]. *Geoderma*, 2010, 158: 436-442.
- [11] Clough T J, Condron L M. Biochar and the nitrogen cycle: Introduction[J]. *J Environ Qual*, 2010, 39: 1218-1223.
- [12] Van Zwieten L, Kimber S, Downie A, et al. A glasshouse study on the interaction of low mineral ash biochar with nitrogen in a sandy soil[J]. *Aust J Soil Res*, 2010, 48: 569-576.
- [13] Rondon M A, Lehmann J, Ramirez J, et al. Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with bio-char additions[J]. *Biol Fert Soils*, 2007, 43: 699-708.
- [14] 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 Sci*, 2009, 174: 105-112.
- [15] Cao X D, Harris W. Properties of dairy-manure-derived biochar pertinent to its potential use in remediation[J]. *Bioresour Technol*, 2010, 101: 5222-5228.
- [16] Cao X Y, Ro K S, Chappell M, et al. Chemical structures of swine-manure chars produced under different carbonization conditions investigated by advanced solid-state ¹³C Nuclear Magnetic Resonance (NMR) Spectroscopy[J]. *Energy Fuel*, 2011, 25: 388-397.
- [17] Alef K, Nannipieri P. Methods in applied soil microbiology and biochemistry[M]. Academic Press, 1995.
- [18] 邵立明, 邱伟坚, 张后虎, 等. 渗滤液灌溉土壤 N₂O 释放及氨挥发的研究[J]. *环境科学*, 2008(12): 3520-3524.
- SHAO Li-ming, QIU Wei-jian, ZHANG Hou-hu, et al. N₂O emissions and ammonia volatilization from leachate irrigated soils[J]. *Environmental Science*, 2008(12): 3520-3524.
- [19] Nelissen V, Rütting T, Huygens D, et al. Maize biochars accelerate soil nitrogen dynamics in a loamy sand soil in the short term[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 55: 20-27.
- [20] Dempster D, Gleeson D, Solaiman Z, et al. Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralisation with eucalyptus biochar addition to a coarse textured soil[J]. *Plant Soil*, 2012: 1-14.
- [21] Streubel J D, Collins H P, Garcia-Perez M, et al. Influence of contrasting biochar types on five soils at increasing rates of application[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 2011, 75: 1402-1413.
- [22] 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]. *J Environ Qual*, 2010, 39: 1224-1235.
- [23] Zhang W, Niu J Z, Morales V L, et al. Transport and retention of biochar particles in porous media: Effect of pH, ionic strength, and particle size[J]. *Ecohydrology*, 2010, 3: 497-508.
- [24] Schomberg H H, Gaskin J W, Harris K, et al. Influence of biochar on nitrogen fractions in a coastal plain soil[J]. *J Environ Qual*, 2012, 41: 1087-1095.