

田间老化生物质炭对潮土氨挥发的影响

廖霞, 刘德燕, 陈增明, 何铁虎, 牛玉慧, 丁维新

引用本文:

廖霞, 刘德燕, 陈增明, 等. 田间老化生物质炭对潮土氨挥发的影响[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(6): 1326–1336.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1414>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

氮肥品种对露地蔬菜 NH_3 挥发及经济效益的影响

李晓明, 居静, 夏永秋, 钱晓晴, 颜晓元, 周伟

农业环境科学学报. 2021, 40(6): 1337–1343 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1482>

生物炭折流湿地对生活污水的净化效果

王若凡, 汪文飞, 王煜钧, 孙鹤洲, 刘傲展

农业环境科学学报. 2020, 39(9): 2001–2007 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0258>

施用生物炭和硅肥对增温水稻叶片光合及荧光特性的影响

邢钰媛, 娄运生, 王坤, 刘健

农业环境科学学报. 2021, 40(2): 451–463 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0879>

清液肥对滴灌棉田 NH_3 挥发和 N_2O 排放的影响

王方斌, 刘凯, 殷星, 廖欢, 孙嘉璘, 闵伟, 侯振安

农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2354–2362 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0067>

苏南麦田基施包膜尿素的农学和环境效应评价

孙婷, 王孟兰, 王柏淳, 李运东, 王慎强

农业环境科学学报. 2021, 40(5): 1115–1123 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0472>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

廖霞, 刘德燕, 陈增明, 等. 田间老化生物质炭对潮土氨挥发的影响[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(6): 1326–1336.

LIAO Xia, LIU De-yan, CHEN Zeng-ming, et al. Effects of field-aged biochar on NH_3 emissions under wheat-maize rotation[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(6): 1326–1336.



开放科学 OSID

田间老化生物质炭对潮土氨挥发的影响

廖霞^{1,2}, 刘德燕¹, 陈增明¹, 何铁虎¹, 牛玉慧¹, 丁维新^{1*}

(1. 土壤与农业可持续发展国家重点实验室, 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008; 2. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要:为了揭示不同用量生物质炭田间老化后对土壤氨挥发的影响,采用密闭通气法监测了小麦-玉米轮作下土壤氨挥发损失。试验设5个处理:不施肥(Control)、常规施氮(CN)以及常规施氮加3、6、12 t·hm⁻²生物质炭(NB3、NB6、NB12)。结果表明:6 t·hm⁻²和12 t·hm⁻²生物质炭施用3 a后降低了小麦产量,但对玉米产量无影响;生物质炭显著降低了小麦籽粒氮吸收量,但3 t·hm⁻²和6 t·hm⁻²生物质炭增加了玉米籽粒氮吸收量。田间老化生物质炭显著降低了小麦季 NH_3 挥发,相反增加了玉米季 NH_3 挥发,但是6 t·hm⁻²和12 t·hm⁻²生物质炭显著降低了年度 NH_3 挥发累积量。6 t·hm⁻²生物质炭田间老化3 a后显著降低了单位小麦产量 NH_3 排放量,对单位玉米产量 NH_3 排放量无显著影响,总体降低了年度单位产量 NH_3 排放量。研究表明,田间老化3 a后,6 t·hm⁻²和12 t·hm⁻²生物质炭处理显著降低了年度 NH_3 挥发量。

关键词:生物质炭; NH_3 排放; 潮土; 玉米; 小麦; 轮作; 密闭通气法

中图分类号: S154.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2021)06-1326-11 **doi:** 10.11654/jaes.2020-1414

Effects of field-aged biochar on NH_3 emissions under wheat-maize rotation

LIAO Xia^{1,2}, LIU De-yan¹, CHEN Zeng-ming¹, HE Tie-hu¹, NIU Yu-hui¹, DING Wei-xin^{1*}

(1. State Key Laboratory of Soil Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Using a continuous air-flow enclosure method, soil NH_3 volatilization under wheat-maize rotation was monitored to explore the effect of different doses of field-aged biochar on NH_3 volatilization. The field experiment included five treatments: no fertilization (Control); conventional N application (CN); conventional N fertilizer and 3 t·hm⁻² (NB3), 6 t·hm⁻² (NB6), and 12 t·hm⁻² (NB12) biochar. Biochar application after three years reduced wheat yield but had no apparent effect on maize yield. Additionally, biochar reduced the grain N uptake by wheat, while the NB3 and NB6 treatments increased the N uptake. In the fourth year after application, biochar reduced the cumulative NH_3 emissions and NH_3 emission factor of the applied N during the wheat season but increased these values during the maize season. The NB6 and NB12 treatments reduced the annual NH_3 emissions. The NB6 treatment did not affect the yield-scaled NH_3 emissions in the maize season but reduced the yield-scaled NH_3 emissions in the wheat season, thereby reducing annual yield-scaled NH_3 emissions.

Keywords: biochar; NH_3 volatilization; fluvo-aquic soil; maize; wheat; rotation; air-flow enclosure method

收稿日期: 2020-12-09 录用日期: 2021-02-08

作者简介: 廖霞(1991—), 女, 江西吉安人, 博士研究生, 主要从事土壤碳氮转化及其环境效应研究。E-mail: xlxiao@issas.ac.cn

*通信作者: 丁维新 E-mail: wxding@issas.ac.cn

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFD0200309); 国家自然科学基金重点项目(41730753)

Project supported: National Key R&D Program of China(2016YFD0200309); The National Natural Science Foundation of China(41730753)

氨(NH_3)挥发是农田氮肥损失的重要途径之一,全球氮肥诱导的 NH_3 挥发量(以N计)已经从1961年的 $1.9 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ 增加到2010年的 $16.7 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[1],其中,中国肥料来源的 NH_3 排放量为 $10.7 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[2]。以冬小麦-夏玉米一年两熟为主的华北平原,小麦季和玉米季平均氮肥投入量分别为 $325 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $263 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,然而,高氮肥投入没有获得产量的持续增加,反而造成氮肥利用率降低,大量氮肥以 NH_3 挥发、淋溶等方式损失^[3]。由于华北平原地区土壤呈碱性,极易引起氮肥的 NH_3 挥发损失, Ju等^[3]初步估算该地区小麦季和玉米季肥料氮的 NH_3 挥发损失率分别为19.4%和24.7%。 NH_3 是大气细颗粒物($\text{PM}_{2.5}$)的重要组成部分^[4],对雾霾的形成起着关键作用,如何科学合理地控制农田 NH_3 挥发,提高氮肥利用率和作物产量,削减其对环境的污染已成为农业生产中亟待解决的问题。

生物质炭因具有多孔性、大比表面积等特点而能有效提高土壤肥力,增加水分和养分固持,提高氮肥利用率^[5-7],因此被用于降低农田 NH_3 挥发、提高作物产量和氮肥利用率^[8-10]。研究表明,木质生物质炭能促进 NH_3 的吸收和固定,降低 NH_3 排放^[8-9]。Song等^[11]对滨海盐碱土的研究发现,生物质炭影响 NH_3 的氧化和硝化作用,但是对 NH_3 挥发的影响不明显。Wei等^[12]在华北平原的研究表明,生物质炭提高了土壤pH,在小麦季和玉米季分别增加 NH_3 挥发量31%和26%。Pan等^[13]认为,土壤 NH_4^+ 有效性和pH是影响土壤 NH_3 挥发的主要因素,随着土壤碱度的增加, NH_4^+ 将向 NH_3 平衡移动。生物质炭因自身的碱性能增加土壤pH,导致 NH_3 挥发量增加^[14];同时,生物质炭表面的含氧官能团能吸附 NH_4^+ ,降低 NH_4^+ 有效性,从而也可以减少 NH_3 挥发^[8-9]。所以生物质炭对 NH_3 挥发的影响效果取决于其对土壤pH和 NH_4^+ 的双重影响。

随着生物质炭与土壤相互作用时间的增长,羧基、酚类和羰基等官能团逐渐在其表面形成,增加表面电荷密度和阳离子交换容量,提高土壤阳离子保留和吸附的能力^[15-16],从而影响土壤 NH_3 挥发。然而,目前生物质炭影响 NH_3 挥发的研究主要集中在施用当季,较少关注生物质炭施用多年后的影响效应。本研究采用连续密闭室通气法,测定了不同用量生物质炭施用3 a后对小麦-玉米轮作农田 NH_3 挥发的影响,旨在评估生物质炭的后效,为田间生物质炭的施用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验区概况与试验设计

田间原位试验位于河南省封丘县的中国科学院封丘农业生态实验站($35^{\circ}00' \text{N}$, $114^{\circ}24' \text{E}$),该地区是华北平原的典型区域,以冬小麦-夏玉米轮作为主要种植制度。该地区为典型的半干旱半湿润季风气候,近30 a平均降雨量为615 mm,集中在6—9月;年平均温度为 13.9°C ,每年1—2月温度最低,7—9月温度最高。土壤为发育于黄河冲积物的典型潮土,属于钙质砂壤土,土壤pH为8.41,容重为 $1.41 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$,有机碳和全氮含量分别为 $7.41 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $0.85 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

田间试验始于2014年6月9日,包括5个处理:不施肥(Control);常规施氮(CN);常规施氮+ $3 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 生物质炭(NB3);常规施氮+ $6 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 生物质炭(NB6);常规施氮+ $12 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 生物质炭(NB12)。小区面积为 $3 \text{ m} \times 6 \text{ m}$,每个处理设置3个重复,采用完全随机区组排列。在施氮处理中,尿素分为基肥和追肥两次施入,用量为每季 $200 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,小麦季基肥/追肥比为3:2,玉米季则为2:3。磷肥和钾肥作为基肥一次性施入,用量为过磷酸钙 $120 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$,硫酸钾 $120 \text{ kg K}_2\text{O} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。生物质炭购自河南商丘三利新能源公司,为玉米秸秆在 450°C 热裂解炭化,pH为10.02,有机碳 $450 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,全氮 $14.8 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,灰分38.3%。在播种前,生物质炭与基肥一并均匀撒施于土壤表面,立刻翻耕将肥料带入0~20 cm的耕层土壤,充分混匀。追肥时,尿素撒施于土壤表面,并立即灌水,将肥料带入耕层土壤。生物质炭只在2014年6月施用一次,生物质炭处理中氮、磷、钾肥施用方法与常规施肥处理相同,所有小区田间管理措施保持一致。

小麦季基肥和追肥时间分别为2016年10月10日和2017年3月13日,玉米季则分别为2017年6月12日和7月28日。小麦品种为矮抗58,于2016年10月10日播种,2017年6月8日收获,行距为25 cm;玉米品种为郑单958,于2017年6月12日播种,2017年9月23日收获,行距和株距分别为70 cm和25 cm。成熟小麦和玉米收获后,收集每个小区的籽粒和秸秆称质量,并采集样品于 60°C 烘干至恒质量,计算作物产量和地上部生物量。

1.2 NH_3 排放通量测定

田间 NH_3 挥发通量采用连续密闭室通气法测定,每日上午8:00—10:00和下午14:00—16:00分别采集两次。所用密闭室装置为直径15 cm、高20 cm,底

部开放的PVC材质不透明圆柱体,底部插入土壤12 cm,顶部分别留有两个通气孔,直径25 mm的通气孔与高2 m的波纹管连通以保证交换空气 NH_3 浓度一致,另一个直径12 mm的通气孔与装有硼酸吸收液的洗气瓶连接,洗气瓶的另一端与真空抽气泵相连(图1)。装置的各衔接处均进行密封处理和检验。在真空抽气泵的动力下,密闭室土壤挥发的气态 NH_3 随空气流动,进入到末端洗气瓶中,被60 mL含有混合指示剂的2%硼酸溶液充分吸收,换气频率为15~20次 $\cdot\text{min}^{-1}$,抽气结束后的吸收液用0.01 mol $\cdot\text{L}^{-1}$ 标准 H_2SO_4 进行滴定。每次抽气结束后打开密闭室并移出试验小区,防止因密闭室内外环境差异影响试验结果。 NH_3 挥发测定从施肥后第1 d开始,每日监测,直至施氮处理 NH_3 挥发通量与Control处理相同时停止测定。每次采集气体样品的同时记录田间气温、土壤温度和含水量,并采集土壤样品测定相关指标。

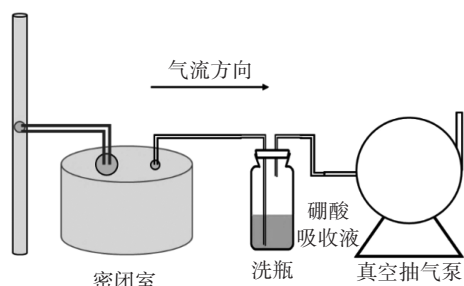


图1 连续密闭室通气法示意图^[17]

Figure 1 Schematic view of the continuous air-flow enclosure method

1.3 土壤样品的采集与分析

NH_3 挥发测定的同时,用直径5 cm的土钻在每个小区内随机选取5个样点采集表层(0~20 cm)土壤样品,充分混匀形成混合样,用于测定土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量。称取10 g(烘干质量计)过4 mm筛的鲜土,用2 mol $\cdot\text{L}^{-1}$ KCl提取(土水比为1:5),恒温振荡1 h(25℃),过滤,用流动分析仪(San++ System, Skalar Analytical BV, Breda, Netherlands)通过比色法测定土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量。小麦和玉米收获后,采集土壤样品测定土壤容重(环刀法)和pH(水土比为2.5:1),并用凯氏定氮法测定植物氮含量。籽粒氮吸收量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)为籽粒干质量与氮含量的乘积,地上部氮素吸收量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)为籽粒和秸秆氮吸收量之和。气温和降雨量由试验站内气象站自动监测。 NH_3 挥发测定的同时,用水银地温计测定5、10、15 cm

深度土壤温度;用时域反射仪(TDR)测定土壤体积含水量(θ_v , %),并由公式(1)换算成土壤孔隙含水量(WFPS, %):

$$\text{WFPS} = \frac{\theta_v}{1 - BD/2.65} \quad (1)$$

式中:BD为土壤容重, $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$;2.65为土壤颗粒密度, $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ 。

1.4 NH_3 排放通量计算

NH_3 排放速率(F , $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$,以N计,下同)用公式(2)计算:

$$F = \frac{2 \times C \times (V - V_0) \times 14 \times 10^{-2}}{\pi \times r^2} \times \frac{24}{t} \quad (2)$$

式中:C为标准硫酸浓度, mol $\cdot\text{L}^{-1}$;V和 V_0 分别为样品和空白滴定消耗的体积, mL; r 是密闭室半径, m; t 为每日测定 NH_3 挥发的时间, h。 NH_3 累积排放量为连续测定日 NH_3 排放量的总和。

肥料氮诱导的 NH_3 排放系数(EF, %)计算公式为:

$$EF = \frac{E_f - E_c}{N_{\text{applied}}} \times 100\% \quad (3)$$

式中: E_f 和 E_c 分别为施肥和不施肥处理 NH_3 累积排放量, $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$; N_{applied} 为施肥处理中氮肥施用量, 200 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。单位产量 NH_3 排放量($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)为 NH_3 累积排放量与产量的比值。

处理间 NH_3 排放量、 NH_3 排放系数、单位产量 NH_3 排放量以及土壤无机氮含量、水分含量差异等用单因素方差分析(One-way ANOVA)和LSD($P < 0.05$)进行检验, NH_3 排放速率与环境因子的相关性及其显著水平用Pearson相关分析判定。试验数据用SPSS软件包(Version 19.0, SPSS Inc.)进行处理分析,用Origin Pro 8.5(OriginLab, USA)软件作图。

2 结果与分析

2.1 小麦和玉米产量及氮吸收量

小麦籽粒产量由CN处理的8 519 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 降至NB处理的7 307~7 792 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, NB6和NB12降幅分别为13.2%和14.2%;施肥处理中玉米籽粒产量为10 191~11 896 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,处理间无显著差异(图2a)。小麦籽粒氮吸收量由CN处理的220.67 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 下降至NB处理的180.19~187.65 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,降幅为15.0%~18.3%,而玉米籽粒氮吸收量则由CN处理的143.68 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 增加到NB处理的153.39~163.95 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, NB3和NB6处理分别增加了12.9%和14.1%(图2b)。同样,小麦地上部分氮吸收量由CN处理的252.89 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 降低到NB处理的208.06~220.93 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,降

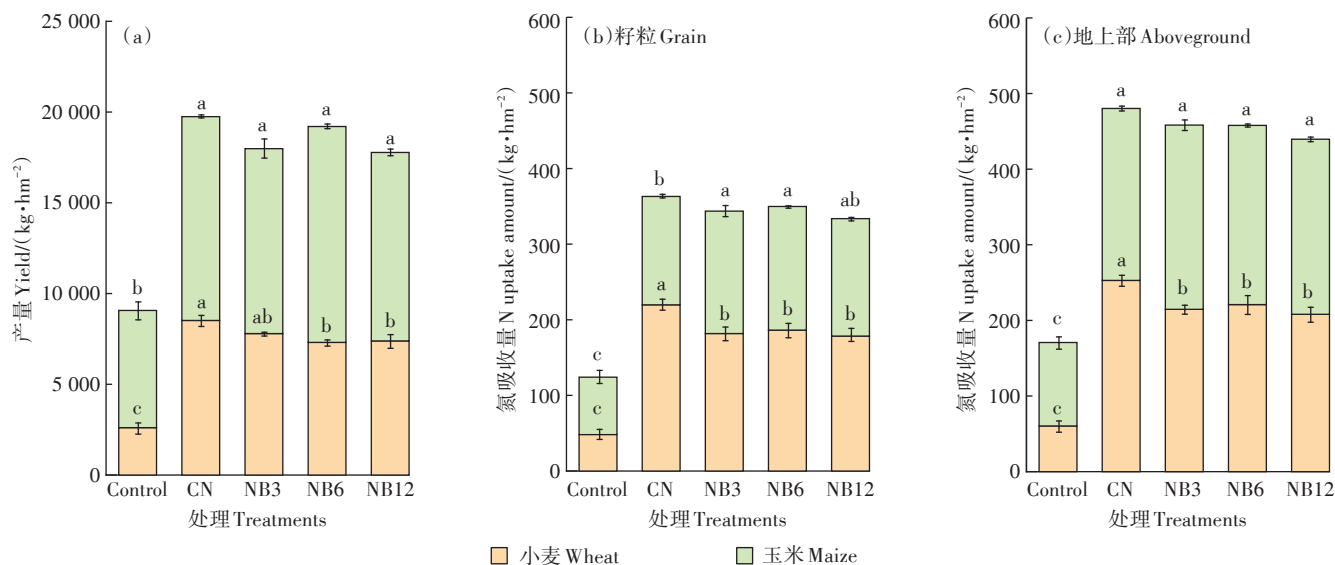


图2 作物产量和氮吸收量

Figure 2 The yield and N uptake of wheat and maize

幅为12.6%~17.7%;施肥处理玉米地上部分氮吸收量为227.43~243.55 kg·hm⁻²,处理间无显著差异(图2c)。

2.2 NH₃挥发量

2.2.1 NH₃挥发速率动态变化

小麦和玉米季各处理NH₃挥发速率季节性变化规律基本一致,NH₃排放峰出现在施肥后,且1~4 d内降至背景值(图3)。小麦季基肥和追肥NH₃排放速率变化范围分别为0.15~6.26 kg·hm⁻²·d⁻¹和0.23~0.54 kg·hm⁻²·d⁻¹;在基肥施用后前3 d,NB处理的NH₃排放速率显著低于CN处理,而追肥后NH₃挥发速率很低,且各施肥处理间无显著差异。玉米季基肥和追肥施用后NH₃排放速率分别为0.25~1.72 kg·hm⁻²·d⁻¹和0.28~22.43 kg·hm⁻²·d⁻¹;NB处理基肥施用后第1 d的NH₃排放速率低于CN处理,而在追肥施用后前2 d,NB处理的NH₃排放速率高于CN处理。

2.2.2 NH₃累积排放量

小麦季基肥期CN处理的NH₃累积排放量为19.39 kg·hm⁻²,NB处理显著降低NH₃累积排放量17.8%~60.1%;追肥期各处理NH₃累积排放量为1.37~1.78 kg·hm⁻²,处理间无显著差异(表1)。整个小麦季,NH₃累积排放量由CN处理的21.05 kg·hm⁻²降至NB处理的9.52~17.36 kg·hm⁻²,降幅为17.5%~54.8%;相反,玉米季NH₃累积排放量由CN处理的24.71 kg·hm⁻²增至NB处理的26.24~29.75 kg·hm⁻²,增幅为6.2%~20.4%。玉米季基肥期CN处理NH₃累积排放量为3.51 kg·hm⁻²,NB6和NB12处理分别降低了

25.2%和31.1%;追肥期CN处理NH₃累积排放量为21.20 kg·hm⁻²,NB处理则显著增加NH₃累积排放量11.4%~28.9%。Control、CN、NB3、NB6和NB12处理年度NH₃累积排放量分别为4.99、45.76、45.76、39.37、39.28 kg·hm⁻²,NB6和NB12处理较CN处理分别显著降低14.0%和14.2%。

2.2.3 单位产量NH₃排放量

小麦季CN处理单位产量NH₃排放量为2.48 g·kg⁻¹,NB6和NB12处理排放量显著降低了27.5%和47.9%。玉米季CN处理单位产量NH₃排放量为2.29 g·kg⁻¹,与其相比,NB3和NB12处理显著增加了22.4%和19.9%。Control处理年度单位产量NH₃排放量为0.55 g·kg⁻¹,施肥处理则为2.10~2.55 g·kg⁻¹,NB6处理较CN处理显著降低11.3%。

2.2.4 NH₃排放系数

小麦季NH₃排放系数由CN处理的9.5%降至NB处理的3.7%~7.6%,玉米季NH₃排放系数则由CN处理的10.9%增至NB处理的11.7%~13.3%。但是年度NH₃排放系数由CN和NB3处理的10.2%降至NB6和NB12处理的8.6%。

2.3 土壤理化性质和气候因素对NH₃挥发的影响

2.3.1 土壤温度和水分含量

NH₃挥发测定期间,小麦季基肥和追肥期10 cm处土壤平均温度分别为15.9℃和9.6℃,玉米季土壤温度显著高于小麦季,分别达到32.5℃和28.0℃(图4a)。小麦季基肥和追肥期累积降雨量分别为32 mm和6 mm,土壤含水量平均值分别为44.1%~44.9%WF-

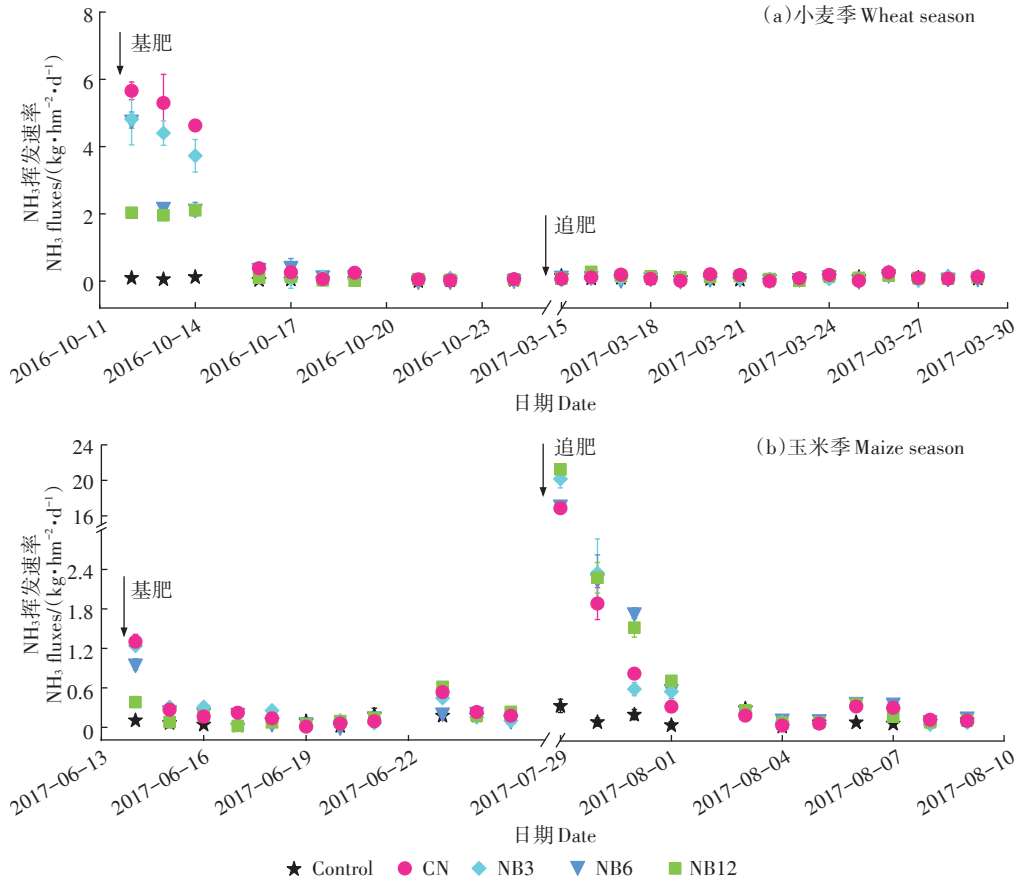


图3 小麦季和玉米季肥料氮 NH₃挥发速率的动态变化

Figure 3 Seasonal variation in NH₃ fluxes during the wheat and maize season

表1 小麦季和玉米季肥料氮 NH₃累积排放量和排放系数

Table 1 Cumulative NH₃ emission and the proportion of NH₃ emission to N fertilizer during the wheat-maize growing seasons

生长季 Seasons	处理 Treatments	NH ₃ 累积排放量 Cumulative NH ₃ emission(kg·hm ⁻²)			单位产量 NH ₃ 排放量 Yield-scaled NH ₃ emission/ (g·kg ⁻¹ grain)	NH ₃ 排放系数 NH ₃ emission factor/%
		基肥 Basal fertilizer	追肥 Supplement fertilizer	整季 Whole season		
小麦	Control	0.75±0.01e	1.40±0.30a	2.15±0.31e	0.83±0.08d	—
	CN	19.39±0.35a	1.66±0.24a	21.05±0.54a	2.48±0.13a	9.45±0.18a
	NB3	15.94±0.38b	1.42±0.26a	17.36±0.33b	2.23±0.05a	7.60±0.25b
	NB6	11.75±0.20c	1.37±0.32a	13.12±0.43c	1.80±0.06b	5.48±0.08c
	NB12	7.74±0.32d	1.78±0.34a	9.52±0.26d	1.29±0.05c	3.68±0.14d
玉米	Control	1.35±0.23c	1.49±0.25e	2.84±0.11e	0.44±0.03c	—
	CN	3.51±0.16a	21.20±0.30d	24.71±0.43d	2.29±0.11b	10.94±0.22d
	NB3	3.30±0.14a	25.09±0.44b	28.40±0.29b	2.80±0.16a	12.78±0.19b
	NB6	2.63±0.10b	23.62±0.43c	26.24±0.39c	2.30±0.10b	11.70±0.25c
	NB12	2.42±0.12b	27.34±0.28a	29.75±0.27a	2.74±0.15a	13.32±0.06a
整年	Control	2.10±0.24e	2.89±0.28e	4.99±0.39c	0.55±0.00d	—
	CN	22.90±0.28a	22.86±0.52d	45.76±0.76a	2.37±0.11ab	10.19±0.09a
	NB3	19.25±0.28b	26.51±0.20b	45.76±0.46a	2.55±0.11a	10.19±0.19a
	NB6	14.38±0.23c	24.99±0.31c	39.37±0.24b	2.10±0.03c	8.59±0.09b
	NB12	10.16±0.20d	29.12±0.12a	39.28±0.08b	2.16±0.11bc	8.57±0.12b

注:表中数据为平均值±标准误(n=3); 同列不同字母表示处理间差异显著(P<0.05)。下同。
Note: Means±standard errors(n=3). Values followed by different letters within the column are significant different at P<0.05. The same below.

PS和58.5%~59.9%WFPS,处理间无显著差异。玉米季基肥和追肥期累积降雨量分别为13 mm和45 mm,土壤含水量平均值分别为48.0%~50.3%WFPS和58.5%~59.9% WFPS,处理间差异不显著(图4)。小麦季追肥施用后(2017年3月13日)和玉米季基肥施用后(2017年6月13日)进行灌溉,灌水量大约为40 mm;玉米季追肥后第1 d和第3 d降雨量分别为0.6 mm和28.6 mm,不再进行灌溉。

2.3.2 土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量

小麦季基肥施用后土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量变幅为2.09~156.37 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,峰值出现在施肥后第3 d,CN处理显著高于NB处理; $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量变化范围为8.69~198.20 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,未观察到明显的峰(图5a和图5b)。受低温影响,追肥后土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量都很低,分别为1.16~43.57 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和0.68~9.93 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,且施肥后第1 d CN处理土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量显著低于NB处理。玉米季基肥期土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量变化范围为2.18~23.93 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,施肥1 d后土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量迅速降至背景值,且NB处理含量显著低于CN处理;追肥

期土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量变幅为4.88~53.88 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,施肥后5 d内土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量缓慢降低至背景值(图5c)。玉米季基肥和追肥期土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量变化范围分别为4.05~51.28 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和0.48~83.45 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,未观察到明显的峰(图5d)。

在小麦季(表2),CN处理基肥和追肥期土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均含量分别为30.96 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和4.62 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,NB处理显著增加追肥期土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量30.0%~59.1%;CN处理基肥和追肥期土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 平均含量分别为111.28 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和3.94 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,NB3和NB12处理分别降低基肥期土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量11.5%和10.9%。在玉米季,CN处理基肥和追肥期土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均含量分别为6.03 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和13.45 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,NB处理显著降低了基肥期土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量14.8%~24.6%,而NB3和NB6处理则分别增加了追肥期土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量18.8%和19.3%;玉米季CN处理基肥和追肥期土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 平均含量分别为24.22 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和32.55 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,NB6处理增加基肥期土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量20.7%,相反降低追肥期土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量10.3%,而NB12处理只降低基肥

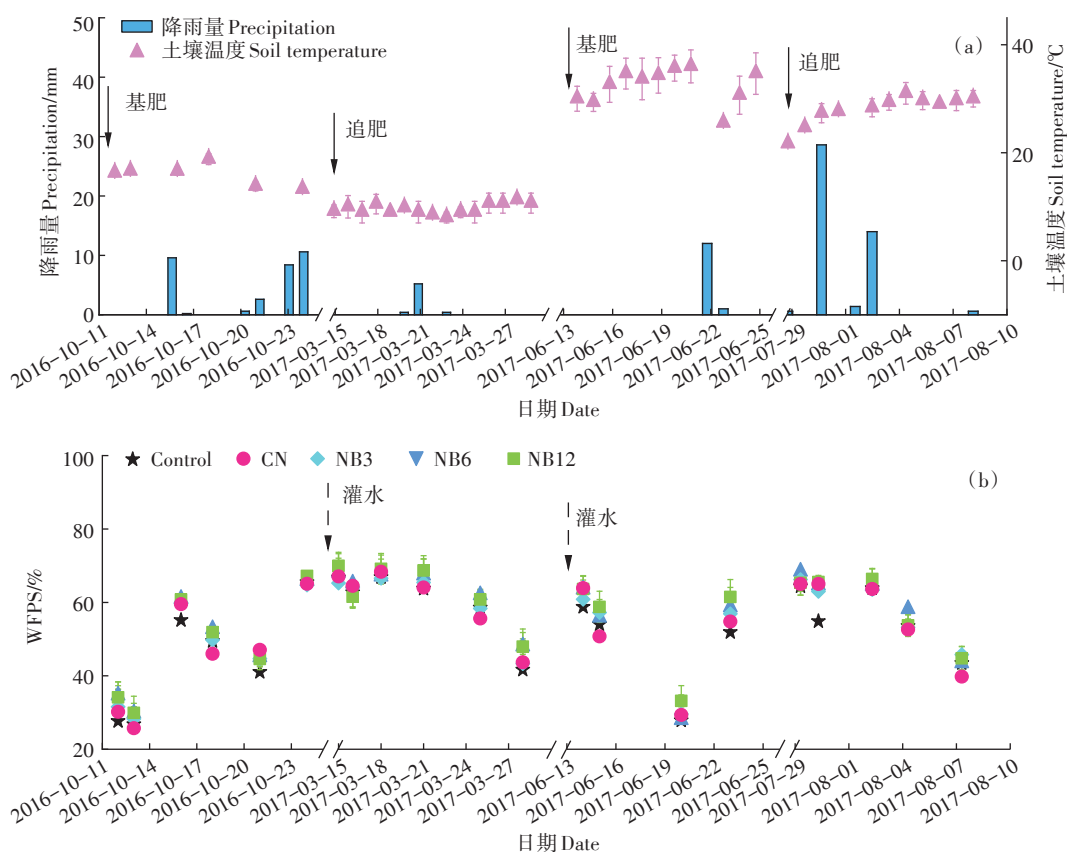


图4 降雨量、土壤温度和土壤孔隙含水量(WFPS)的动态变化

Figure 4 Variation of precipitation, soil temperature and soil water-filled pore space (WFPS) during the wheat-maize season

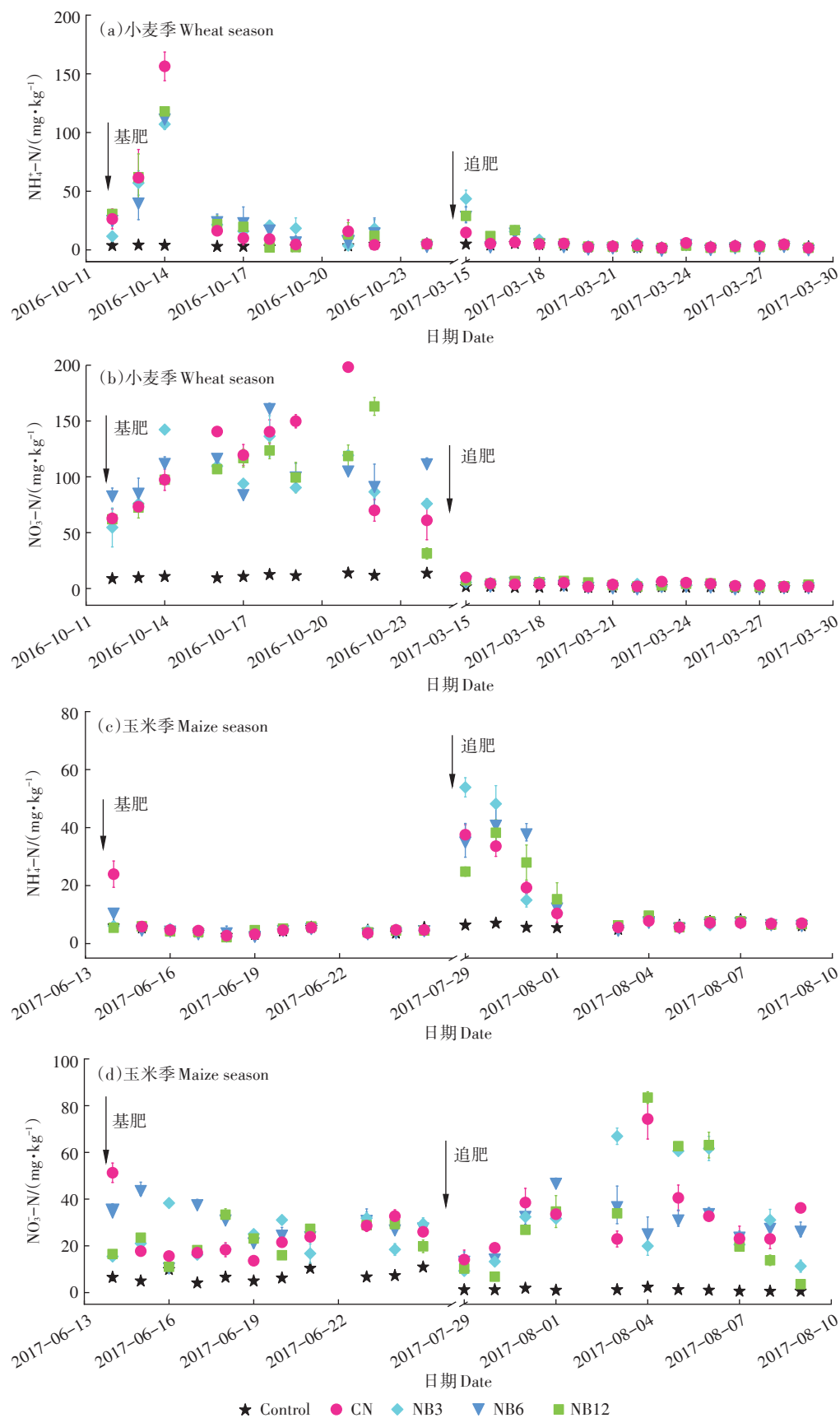


图5 施肥后土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量的动态变化

Figure 5 Seasonal variation in the concentration of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (a, c) and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (b, d)

表2 小麦季和玉米季施肥后土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 及 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 平均含量和土壤pHTable 2 Average concentration of soil $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ during the wheat and maize seasons, and soil pH

生长季 Seasons	处理 Treatments	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)		$\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ concentration/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)		pH (H_2O)
		基肥 Basal fertilizer	追肥 Supplement fertilizer	基肥 Basal fertilizer	追肥 Supplement fertilizer	
小麦	Control	3.53±0.11b	3.28±0.10d	11.12±0.54c	1.15±0.06c	8.40±0.14a
	CN	30.96±0.34a	4.62±0.27c	111.28±3.04a	3.94±0.07ab	8.29±0.10a
	NB3	27.91±2.52a	7.35±0.47a	98.46±2.94b	3.59±0.15ab	8.20±0.02a
	NB6	28.62±1.15a	6.01±0.64b	106.58±2.67ab	3.50±0.37b	8.19±0.03a
	NB12	28.67±1.54a	6.37±0.29ab	99.15±5.10b	4.09±0.07a	8.21±0.09a
玉米	Control	4.48±0.11b	6.59±0.24c	7.06±0.03d	1.09±0.06c	8.43±0.02a
	CN	6.03±0.43a	13.45±0.66b	24.22±0.56b	32.55±1.01a	8.06±0.03b
	NB3	4.55±0.20b	15.98±0.36a	23.83±0.68b	32.60±0.54a	8.14±0.05b
	NB6	5.14±0.18b	16.05±0.54a	29.23±0.17a	29.08±0.63b	8.15±0.03b
	NB12	4.57±0.17b	14.23±0.76b	22.45±0.17c	32.63±0.81a	8.12±0.04b

注:表中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 平均含量为图5中数值的算术平均值。

Note: The average contents of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in this table are the arithmetic mean of the values in figure 5.

期土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量7.3%。生物质炭对小麦季和玉米季土壤pH无显著影响。

2.3.3 NH_3 挥发速率的影响因子

小麦季施肥处理 NH_3 挥发速率与10 cm和15 cm处土壤温度及土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量显著正相关,与土壤水分含量呈极显著负相关(表3)。玉米季各处理 NH_3 挥发速率与5、10、15 cm处土壤温度显著负相关,与土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量显著正相关。

3 讨论

3.1 土壤 NH_3 挥发的影响因素

环境因子,如土壤温度、水分等,是 NH_3 挥发的主要影响因素。温度升高既提高了土壤脲酶活性,加速

尿素水解成 NH_4^+ ,也增加了液相中 $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ 的比率和扩散速率,促进土壤 NH_3 向大气排放^[18]。王珏等^[19]研究发现,小麦季追肥期土壤持续低温降低了脲酶活性,抑制了尿素水解,从而减少 NH_3 挥发,这可能是本研究中小麦季追肥期 NH_3 挥发速率显著低于基肥期的原因之一。在本研究中, NH_3 挥发速率与土壤温度呈显著正相关,并且追肥后土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 平均含量显著低于基肥期,这进一步证实低温对脲酶活性的抑制。

Yan等^[20]研究表明, NH_3 挥发对土壤水分的敏感性高于温度,土壤水分对 NH_3 挥发的解释率达87.2%;在相同温度下,增加土壤水分含量降低了 NH_3 挥发。降雨和灌溉将肥料带至底土层,有利于土壤或

表3 NH_3 挥发速率与土壤温度、孔隙含水量(WFPS)、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量的相关性Table 3 Correlations between NH_3 flux and soil temperature, WFPS, soil $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ concentration

生长季 Seasons	处理 Treatments	土壤温度 Soil temperature			土壤 WFPS Soil WFPS	土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ Soil $\text{NH}_4^+\text{-N}$	土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ Soil $\text{NO}_3^-\text{-N}$
		$T_{5\text{ cm}}$	$T_{10\text{ cm}}$	$T_{15\text{ cm}}$			
小麦	Control	-0.109	-0.330	-0.380	0.113	0.178	-0.515*
	CN	0.440*	0.533*	0.508*	-0.799**	0.726**	0.198
	NB3	0.454*	0.544*	0.514*	-0.801**	0.625**	0.344
	NB6	0.413	0.506*	0.480*	-0.713**	0.536**	0.329
	NB12	0.396	0.493*	0.482*	-0.772**	0.825**	0.217
玉米	Control	-0.492*	-0.350	-0.401	0.307	-0.05	0.026
	CN	-0.638**	-0.488*	-0.574**	-0.215	0.722**	-0.215
	NB3	-0.634**	-0.483*	-0.571**	-0.218	0.791**	-0.286
	NB6	-0.648**	-0.501*	-0.588**	-0.223	0.611*	-0.382
	NB12	-0.638**	-0.488*	-0.571**	-0.269	0.485**	-0.219

注:*表示显著相关($P<0.05$),**表示极显著相关($P<0.01$)。

Note: * indicates significant correlation ($P<0.05$), ** indicates extremely significant correlation ($P<0.01$).

作物对 NH_4^+ 的吸附/吸收^[21], 同时增加了 NH_3 扩散到地表的阻力, 这一影响效应在保水保肥能力差的砂壤土中尤为明显^[22]。在本研究中, 小麦季 NH_3 挥发速率与土壤含水量呈显著负相关, 说明灌溉也是追肥后 NH_3 挥发速率低于基肥的重要原因。我们发现土壤温度和水分对 NH_3 挥发速率的解释率分别为 3.9% 和 82.4%, 表明灌溉或降雨对 NH_3 挥发速率的影响更强。

施肥方式通过改变氮素在土壤中的分布影响 NH_3 挥发。与表施相比, 氮肥深施降低 NH_3 排放量 61.7%^[23], 主要是由于尿素深施有利于其水解产生的 NH_4^+-N 被土壤阳离子交换复合体吸附, 增加土壤对 NH_4^+ 的固定, 同时通过吸附降低了脲酶的活性^[24-25]。另外, 氮肥撒施后灌水、翻耕或条施覆土均能进一步增加土壤对 NH_4^+ 的固定, 降低 NH_3 挥发^[26]。本研究中, 施肥方式为基肥撒施后翻耕和追肥撒施后灌溉, 两种方式均能有效降低氮肥的 NH_3 挥发损失。然而, 玉米季追肥时预报有强降雨, 实际降水量较少且未立即灌水, 导致 NH_3 挥发量显著高于基肥。氮肥施用量也是 NH_3 挥发的重要影响因素, 当华北平原潮土施氮量超过 $150 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时, 小麦季 NH_3 挥发量会显著增加^[27]。在本研究中小麦季常规施氮肥(以 N 计, 下同)处理 ($200 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$) NH_3 挥发的损失率为 9.45%, 高于倪康等^[17]在同一地点、氮肥用量为 $150 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时的测定值 (8.09%)。

Wang 等^[28]研究发现土壤 pH 越高, NH_4^+ 与 OH^- 反应生成 NH_3 的速率越快, 因此碱性土壤较中性和酸性土壤更易诱发 NH_3 挥发。也有研究表明, 砂质土壤中氮肥的 NH_3 排放系数为 19%~36%, 而黏性土壤中只有 10%^[24, 29], 黏粒含量较高的土壤对 NH_4^+ 的吸附能力较强, 可更加有效地降低液相中 NH_4^+ 的浓度, 减少 NH_3 挥发^[30]。本研究土壤的 pH 为 8.4、砂粒含量 68%, 属于较易诱发 NH_3 挥发的土壤, 急需建立有效阻控 NH_3 挥发损失的技术和方法。

3.2 田间老化生物质炭对土壤 NH_3 挥发的影响

生物质炭对旱地土壤 NH_3 挥发的影响效应尚存在争议。与单施氮肥相比, $22.5 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 新鲜生物质炭与 $82.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 氮肥配施显著降低了冬小麦生育前期潮土 NH_3 挥发 14.9%, 主要原因为生物质炭吸附了土壤中的 NH_4^+ 和 NH_3 ^[31]; 相反, 每季添加新鲜生物质炭降低了土壤容重, 增加潮土 NH_3 挥发损失 102%^[32]。田间老化 3 a 后, $20 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 生物质炭显著降低了小麦季 NH_3 挥发 36.6%, 而 $40 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 生物质炭则增加 NH_3 挥发 20.3%, 可能是因为高剂量生物质炭显著提高了土

壤 pH, 而低用量生物质炭老化过程中逐渐削减了其对土壤 pH 的影响效应, 相反却逐渐增强其对 NH_4^+-N 的吸附能力^[33]。本研究中 $3 \sim 12 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 生物质炭田间老化 3 a 后分别降低小麦季和玉米季基肥期 NH_3 挥发损失量 17.5%~54.8% 和 6.0%~31.1%, 抑制作用随其用量增加而增强。同时, NH_3 挥发速率与土壤 NH_4^+-N 含量显著正相关, 峰值期 NB 处理土壤 NH_4^+-N 含量显著低于 CN 处理也证实了生物质炭对 NH_4^+-N 的吸附, 这种吸附作用随生物质炭用量的增加而增强。生物质炭田间老化后, 其物理和化学性质均发生改变, 一些含氧官能团例如羟基、酚羟基等将在其表面形成, 增加表面负电荷和阳离子交换量, 促进 NH_4^+ 的吸附^[15-16]。基肥施用后翻耕将肥料与生物质炭充分混匀, 生物质炭能有效吸附尿素水解产生的 NH_4^+ , 降低土壤 NH_4^+-N 含量, 减缓 NH_4^+ 向 NH_3 的转化和 NH_3 挥发损失。

然而, 生物质炭对小麦季和玉米季追肥期 NH_3 挥发的影响却不一致。生物质炭增加了小麦季追肥期土壤 NH_4^+-N 含量, 但是不影响 NH_3 挥发, 可能是由于灌溉将撒施于土壤表面的尿素带入土壤中, 有利于生物质炭吸附尿素水解产生的 NH_4^+-N 。另外, 小麦季追肥期土壤温度较低, 减缓了尿素水解成 NH_4^+-N 的进程, 降低土壤 NH_3 挥发, 屏蔽了田间老化生物质炭对 NH_3 挥发的抑制作用。相反, 生物质炭显著增加了玉米季追肥期 NH_3 挥发损失。Wei 等^[12]研究发现生物质炭通过提高土壤 pH 促进玉米季 NH_3 挥发, Mandal 等^[8]也发现当土壤 pH>8 时, 生物质炭能进一步提高土壤 pH, 促进 NH_3 挥发。虽然本研究中玉米季土壤 pH 从 CN 处理的 8.06 增至 NB 处理的 8.12~8.15, 但是施氮处理间差异不显著。因此, 生物质炭导致的土壤 pH 微小增加可能不是 NH_3 挥发增加的主要原因, 更为可能的是: (1) 追肥后尿素撒施在土壤表面, 更高的土壤温度加速尿素水解, 导致土壤 NH_3 分压增加; (2) 生物质炭在基肥期已经吸附了大量的 NH_4^+ , 使其吸附能力降低^[15]; (3) 玉米季追肥期 NB 处理中土壤 NH_4^+-N 含量显著高于 CN 处理(表 2), 说明生物质炭释放的 NH_4^+ (包括基肥期吸附的 NH_4^+) 多于其吸附的量, 可能是由于部分基肥期吸附或固定的氮重新释放到土壤, 增加 NH_4^+ 含量, 而追肥期较高的土壤温度和湿度促进了该过程的进行^[34]。

Sha 等^[35]通过整合分析发现, 生物质炭 $5 \sim 15 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 与尿素 ($<200 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 以 N 计) 联用能有效降低 NH_3 挥发量, 可能是由于生物质炭对无机氮的吸附作

用^[36-37]。本研究中,6 t·hm⁻²和12 t·hm⁻²生物质炭施用3 a后显著降低了小麦-玉米轮作系统年度NH₃挥发量,而3 t·hm⁻²无显著效果,进一步证明了生物质炭的吸附作用对减少土壤NH₃挥发损失的重要性。

4 结论

(1)施用3 a后,生物质炭降低小麦产量和籽粒氮吸收量;生物质炭对玉米产量无影响,但增加了其籽粒氮吸收量。

(2)田间老化3 a后,生物质炭降低小麦季和玉米季基肥期肥料氮诱导的NH₃挥发量,对小麦季追肥期NH₃挥发量无显著影响,但增加玉米季追肥期NH₃挥发量。

(3)6 t·hm⁻²和12 t·hm⁻²生物质炭田间老化3 a后降低全年肥料氮诱导的NH₃挥发量和单位产量NH₃挥发量。

参考文献:

- [1] Xu R, Tian H, Pan S, et al. Global ammonia emissions from synthetic nitrogen fertilizer applications in agricultural systems: Empirical and process-based estimates and uncertainty[J]. *Global Change Biology*, 2019, 25:314-326.
- [2] Xu P, Zhang Y, Gong W, et al. An inventory of the emission of ammonia from agricultural fertilizer application in China for 2010 and its high-resolution spatial distribution[J]. *Atmospheric Environment*, 2015, 115:141-148.
- [3] Ju X T, Xing G X, Chen X P, et al. Reducing environmental risk by improving N management in intensive Chinese agricultural systems[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2009, 106(9):3041-3046.
- [4] Wu Y, Gu B, Erisman J W, et al. PM_{2.5} pollution is substantially affected by ammonia emissions in China[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 218:86-94.
- [5] Lehmann J, da Silva Jr J P, Steiner C, et al. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthroisol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: Fertilizer, manure and charcoal amendments[J]. *Plant and Soil*, 2003, 249:343-357.
- [6] 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.
- [7] Karer J, Wimmer B, Zehetner F, et al. Biochar application to temperate soils: Effects on nutrient uptake and crop yield under field conditions [J]. *Agricultural and food Science*, 2013, 22:390-403.
- [8] Mandal S, Thangarajan R, Bolan N S, et al. Biochar-induced concomitant decrease in ammonia volatilization and increase in nitrogen use efficiency by wheat[J]. *Chemosphere*, 2016, 142:120-127.
- [9] Taghizadeh-Toosi A, Clough T J, Sherlock R R, et al. A wood based low-temperature biochar captures NH₃-N generated from ruminant urine-N, retaining its bioavailability[J]. *Plant and Soil*, 2011, 353(1/2):73-84.
- [10] Sohi S P, Krull E, Lopez-Capel E, et al. A review of biochar and its use and function in soil[J]. *Advances in Agronomy*, 2010, 105:47-82.
- [11] Song Y, Zhang X, Ma B, et al. Biochar addition affected the dynamics of ammonia oxidizers and nitrification in microcosms of a coastal alkaline soil[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2014, 50(2):321-332.
- [12] Wei W, Yang H, Fan M, et al. Biochar effects on crop yields and nitrogen loss depending on fertilization[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 702:134423.
- [13] Pan B, Lam S K, Mosier A, et al. Ammonia volatilization from synthetic fertilizers and its mitigation strategies: A global synthesis[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2016, 232:283-289.
- [14] Yang F, Cao X, Gao B, et al. Short-term effects of rice straw biochar on sorption, emission, and transformation of soil NH₄⁺-N[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22:9184-9192.
- [15] Mia S, Dijkstra FA, Singh B. Long-term ageing of biochar: a molecular understanding with agricultural and environmental implications[J]. *Advances in Agronomy*, 2017, 141:1-51.
- [16] Cheng C H, Lehmann J, Engelhard M H. Natural oxidation of black carbon in soils: Changes in molecular form and surface charge along a climosequence[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2008, 72(6):1598-1610.
- [17] 倪康, 丁维新, 蔡祖聪. 有机无机肥长期定位试验土壤小麦季氮挥发损失及其影响因素研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(12):2614-2622. NI Kang, DING Wei-xin, CAI Zu-cong. Ammonia volatilization from soil as affected by long-term application of organic manure and chemical fertilizers during wheat growing season[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(12):2614-2622.
- [18] Xu J, Heeraman D A, Wang Y. Fertilizer and temperature effects on urea hydrolysis in undisturbed soil[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1993, 16:63-65.
- [19] 王珏, 巨晓棠, 张丽娟, 等. 华北平原小麦季氮肥氨挥发损失及影响因素研究[J]. 河北农业大学学报, 2009, 32(3):5-11. WANG Jue, JU Xiao-tang, ZHANG Li-juan, et al. Ammonia volatilization of N fertilizer and influencing factors in the North China Plain[J]. *Journal of Agricultural University of Hebei*, 2009, 32(3):5-11.
- [20] Yan L, Zhang Z, Chen Y, et al. Effect of water and temperature on ammonia volatilization of maize straw returning[J]. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 2016, 98:638-647.
- [21] Ni K, Pacholski A, Kage H. Ammonia volatilization after application of urea to winter wheat over 3 years affected by novel urease and nitrification inhibitors[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2014, 197:184-194.
- [22] 张承先, 武雪萍, 吴会军, 等. 不同土壤水分条件下华北冬小麦基施不同氮肥的氨挥发研究[J]. 中国土壤与肥料, 2008(5):28-32. ZHANG Cheng-xian, WU Xue-ping, WU Hui-jun, et al. Research on the relationship of ammonia volatilization rate and fertilizer type with irrigation treatments for winter wheat in north China[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2008(5):28-32.
- [23] Huang S, Lv W, Bloszies S, et al. Effects of fertilizer management

- practices on yield-scaled ammonia emissions from croplands in China: A meta-analysis[J]. *Field Crops Research*, 2016, 192:118-125.
- [24] Liu T Q, Fan D J, Zhang X X, et al. Deep placement of nitrogen fertilizers reduces ammonia volatilization and increases nitrogen utilization efficiency in no-tillage paddy fields in central China[J]. *Field Crops Research*, 2015, 184:80-90.
- [25] Linquist B A, Liu L, Van kessel C, et al. Enhanced efficiency nitrogen fertilizers for rice systems: Meta-analysis of yield and nitrogen uptake [J]. *Field Crops Research*, 2013, 154:246-254.
- [26] Xu J, Peng S, Yang S, et al. Ammonia volatilization losses from a rice paddy with different irrigation and nitrogen managements[J]. *Agricultural Water Management*, 2012, 104:184-192.
- [27] 山楠, 赵同科, 毕晓庆, 等. 不同施氮水平下小麦田氨挥发规律研究[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(9):1858-1865. SHAN Nan, ZHAO Tong-ke, BI Xiao-qing, et al. Ammonia volatilization from wheat soil under different nitrogen rates[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(9):1858-1865.
- [28] Wang X, Xu S J, Wu S H, et al. Effect of *Trichoderma viride* biofertilizer on ammonia volatilization from an alkaline soil in northern China [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2018, 66:199.
- [29] 宋勇生, 范晓晖, 林德喜, 等. 太湖地区稻田氨挥发及影响因素的研究[J]. 土壤学报, 2004, 41(2):265-269. SONG Yong-sheng, FAN Xiao-hui, LIN De-xi, et al. Ammonia volatilization from paddy fields in the Taihu Lake region and its influencing factors[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41(2):265-269.
- [30] Pelster D E, Watt D, Strachan I B, et al. Effects of initial soil moisture, clod size, and clay content on ammonia volatilization after sub-surface band application of urea[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2019, 48:549-558.
- [31] 张水清, 张博, 岳克, 等. 生物质炭对华北平原4种典型土壤冬小麦生育前期氨挥发的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2021, 38(1):127-134. ZHANG Shui-qing, ZHANG Bo, YUE Ke, et al. Effects of biochar on NH_3 volatilization from four typical soils during early growth stage of winter wheat in the North China Plain[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2021, 38(1):127-134.
- [32] 赵进, 赵旭, 王慎强, 等. 长期秸秆黑炭施加对石灰性潮土肥力、固碳及氨挥发的影响[J]. 应用生态学报, 2018, 29(1):176-184. ZHAO Jin, ZHAO Xu, WANG Shen-qiang, et al. Effects of successive incorporation of rice straw biochar into an alkaline soil on soil fertility, carbon sequestration and ammonia volatilization[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2018, 29(1):176-184.
- [33] 董玉兵, 吴震, 李博, 等. 追施生物炭对稻麦轮作中麦季氨挥发和氮肥利用率的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2017, 23(5):1258-1267. DONG Yu-bing, WU Zhen, LI Bo, et al. Effects of biochar re-application on ammonia volatilization and nitrogen use efficiency during wheat season in a rice-wheat annual rotation system[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2017, 23(5):1258-1267.
- [34] Haider G, Steffens D, Moser G, et al. Biochar reduced nitrate leaching and improved soil moisture content without yield improvements in a four-year field study[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 2017, 237:80-94.
- [35] Sha Z, Li Q, Lv T, et al. Response of ammonia volatilization to biochar addition: A meta-analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 655:1387-1396.
- [36] Li N, Ma X, Xu H, et al. Biochar addition mitigates nitrogen loss induced by straw incorporation and nitrogen fertilizer application[J]. *Soil Use and Management*, 2020, 36(4):751-765.
- [37] Wu Y, Li F, Zheng H, et al. Effects of three types of soil amendments on yield and soil nitrogen balance of maize-wheat rotation system in the Hetao Irrigation Area, China[J]. *Journal of Arid Land*, 2019, 11(3):904-915.