

添加外源碳对苹果园土壤无机氮变化和氨挥发损失的影响

葛顺峰, 朱占玲, 陈倩, 魏绍冲, 姜远茂

(作物生物学国家重点实验室, 山东农业大学园艺科学与工程学院, 山东 泰安 271018)

摘要: 大田条件下, 采用磷酸甘油—双层海绵通气法, 监测了玉米秸秆两种不同利用方式(直接施用和制成生物质炭施用)下土壤无机氮含量和氨挥发速率的变化, 研究了两种碳源对土壤氨挥发的影响。试验共设4个处理, 分别为CK(N0)、N(N 250 kg/hm²)、N+S(N 250 kg/hm²+生物秸秆)和N+B(N 250 kg/hm²+生物质炭)。结果表明: 不同处理间氨挥发速率存在显著差异, 施氮处理(N, N+S和N+B)的氨挥发速率均显著高于对照(CK)处理, 氨挥发速率随着施肥后时间的推移迅速增大, 均在施肥后第3天达到峰值, 然后逐渐下降, 呈“低—高—低”的单峰曲线。各施氮处理氨挥发峰值大小存在显著差异, N处理最大, 为2.37 kg/(hm²·d), 其次是N+S处理, 为1.65 kg/(hm²·d), N+B处理最低, 仅为1.32 kg/(hm²·d), N处理分别是N+S和N+B处理的1.44、1.80倍。0—10 cm土层土壤铵态氮浓度的变化趋势与氨挥发速率的变化趋势一致, 与氨挥发速率呈极显著正相关, 但各处理间土壤铵态氮含量的峰值存在显著差异, N处理最大, N+S处理次之, N+B处理最小。去掉CK本底值后, 氨挥发损失量以N处理最大, 为15.29 kg/hm², 占施氮量的6.12%; N+S处理次之, 为9.32 kg/hm²和3.73%; N+B处理最低, 仅为6.01 kg/hm²和2.40%。因此, 添加外源碳显著降低了氨挥发损失, 以添加生物质炭效果最好。

关键词: 苹果园土壤; 氨挥发; 秸秆; 生物质炭; 土壤无机氮

中图分类号: S143.6; S661.1

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2017)06-0257-05

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2017.06.040

Effect of Exogenous Carbon on Inorganic Nitrogen and Ammonia Volatilization in Apple Orchard Soil

GE Shunfeng, ZHU Zhanling, CHEN Qian, WEI Shaochong, JIANG Yuanmao

(State Key Laboratory of Crop Biology, College of Horticulture Science and Engineering, Shandong Agricultural University, Taian, Shandong 271018)

Abstract: A field experiment was conducted to study the effect of straw and biochar on ammonia volatilization and inorganic nitrogen content of the apple orchard soil using glycerolphosphate double layer sponge ventilation method. This experiment included four treatments, which were CK (N0), N (applied urea 250 kg/hm²), N+S (applied urea 250 kg/hm²+straw) and N+B (applied urea 250 kg/hm²+biochar). The results showed that there were significant differences in ammonia volatilization rate and losses amount among different treatments. Ammonia volatilization rate of the three treatments applied with urea (N, N+S and N+B) were significant higher than that of control (CK) treatment, and it increased quickly after fertilization, and the peak value of it appeared on the third day after applying nitrogen fertilizer, and then gradually declined. There were significant differences in the peak value of ammonia volatilization rate among different treatments, and the maximum peak value of it appeared in N treatment, which was 2.37 kg/(hm²·d), followed by N+S treatment (1.65 kg/(hm²·d)), and then N+B treatment (1.32 kg/(hm²·d)), and the peak value of ammonia volatilization rate of N treatment was 1.44 and 1.80 times of N+S treatment and N+B treatment, respectively. The variation trends of soil ammonium nitrogen content in 0—10 cm soil layer were consisted with those of ammonia volatilization rate, and there was a significant positive correlation between these two parameters. The peak value of ammonium nitrogen content was different significantly among the four treatments, the maximum peak value of it was found in N treatment, followed by N+S treatment, and the value of N+B treatment was the lowest. After removing background value of the CK, the maximum ammonia volatilization

收稿日期: 2017-05-07

资助项目: 国家自然科学基金项目(31501713); 国家重点研发计划项目(2016YFD0201100); 国家现代农业产业技术体系建设项目(CARS-27)

第一作者: 葛顺峰(1985—), 男, 山东高密人, 博士, 主要从事土壤碳、氮循环和果树营养研究。E-mail: geshunfeng210@126.com

通信作者: 姜远茂(1964—), 男, 山东牟平人, 教授, 主要从事果树营养生理和土壤肥力研究。E-mail: ymjiang@sdau.edu.cn

loss occurred in N treatment, which reached to 15.29 kg/hm² and accounted for 6.12% of the total amount of nitrogen applied, and the above two values of N+S treatment and N+B treatment were 9.32 kg/hm² and 3.73%, and 6.01 kg/hm² and 2.40%, respectively. Therefore, adding straw and biochar could significantly reduce the nitrogen loss through ammonia volatilization, and adding biochar could get the best effect.

Keywords: apple orchard soil; ammonia volatilization; straw; biochar; soil inorganic nitrogen

施入土壤的氮肥当季只有 30%~35% 被作物吸收利用,其余很大一部分随雨水经地表损失,或随土壤渗漏到土壤深层,或以 NH₃、N₂、NO_x 等形态进入大气,其中氨挥发是化肥氮损失的重要途径^[1-2]。国内外研究表明,通过氨挥发损失的 N 可达施入量的 1%~47%^[3-4],如我国北方潮土上种植的水稻、玉米和小麦施肥后的氨挥发损失率分别为 30%~39%,11%~48%和 1%~20%^[5],而山东苹果园土壤施氮肥后的氨挥发损失量较低,仅为施氮量的 2.29%~3.46%^[6]。

我国苹果园土壤有机碳含量较低,肥水流失较为严重,过量施氮现象普遍发生,不仅导致了资源浪费,还带来了水体富营养化、温室气体排放和土壤质量下降等生态问题^[7-9]。施用有机物是提高果园土壤有机碳含量的有效措施,由于有机物中碳源种类不同,其对土壤中氮素转化的影响也不同^[10]。秸秆还田是推广多年的一项培肥地力措施,在土壤质量提升方面作用显著,但是其对土壤氨挥发影响的结论存在争议。如 Dong 等^[11]发现施用小麦和玉米秸秆后土壤铵态氮含量显著降低,进而减少了土壤氨挥发损失;而 Wang 等^[12]研究表明,稻田施用小麦秸秆会显著增加土壤氨挥发,增幅达 15.8%~21.3%,认为这可能是由于土壤铵态氮含量和 pH 升高以及氧化还原电位下降所致。近年来,生物质炭成为秸秆再利用的一种新方式,大量研究发现生物质炭可通过提高土壤阳离子代换能力增强对 NH₄⁺-N 的吸附和固持,从而减少土壤氮的气态损失^[13-14]。也有研究发现施用生物质炭提高了土壤 pH 值,使得生物质炭对铵态氮的吸附成为次要因素,从而导致氨挥发增加^[15]。当前苹果生产上通常直接利用作物秸秆进行覆盖或者还田,将秸秆裂解成生物质炭的应用较少,缺乏两者对氨挥发影响的对比研究,且大多数研究为室内培养试验。因此,本文在大田条件下,通过动态监测玉米秸秆两种不同利用方式(直接施用和制成生物质炭施用)下的土壤无机氮含量和氨挥发速率的变化,阐明两种碳源对土壤氨挥发的影响,以期为我国苹果园生物秸秆和生物质炭的合理利用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验设计

试验于 2016 年 6—8 月山东省泰安市山东农业大学园艺试验站进行。供试土壤类型为棕壤土,有机

质 10.82 g/kg,碱解氮 76.35 mg/kg,速效磷 26.21 mg/kg,速效钾 130.61 mg/kg,pH(H₂O) 5.90。试验共设 4 个处理,每个处理 5 个小区,每个小区为 1 次重复,共 20 个小区(小区面积 4 m×2 m,小区之间用塑料隔板分隔),每个小区内定植 3 株 5 年生红富士/平邑甜茶。处理一(CK):不添加外源碳,不施 N;处理二(N):不添加外源碳,施 N(尿素,250 kg/hm²);处理三(N+S):添加玉米秸秆(4.00 t/hm²,秸秆粉碎成 0.5 cm 小块后施入,基本性质为有机碳 346.37 g/kg)+施 N(尿素,250 kg/hm²);处理四(N+B):添加生物质炭(400 °C 低温热解的玉米秸秆,添加量与玉米秸秆等碳量,为 2.13 t/hm²,基本性质为有机碳 648.51 g/kg)+施 N(250 kg/hm²)。2016 年 5 月 28 日降雨 14 mm,4 天后(6 月 2 日)进行带状施肥,每个小区在距离苹果植株中心干左右两侧 20 cm 处挖 2 条宽 30 cm、深 10 cm 的施肥带,将尿素和外源碳均匀撒施在施肥带内,同时施入 P₂O₅(过磷酸钙,250 kg/hm²)和 K₂O(硫酸钾,250 kg/hm²),然后覆土回填。

1.2 氨挥发田间原位监测

采用双层海绵通气法进行氨挥发的测定,氨收集装置由内径 15 cm,高 10 cm 的 PVC 管制成。测定过程中分别将两块厚度为 2 cm、直径为 16 cm 的海绵均匀浸以 15 mL 的磷酸甘油溶液(50 mL 磷酸+40 mL 丙三醇,定容至 1 L)后,置于硬质塑料管中,下层海绵距管底 5 cm,上层海绵与管顶部相平。浸润每块海绵所需要的磷酸甘油溶液不超过 15 mL,仅相当于海绵通气孔隙体积的 3.80%,试验过程中可以保证装置内的土壤表面经海绵与外界环境的空气流通。下层海绵用于吸收土壤挥发出的 NH₃,上层海绵用于防止空气中的 NH₃ 和灰尘进入。氨挥发的测定于施肥后的当天开始,每日上午 10:00 取样,该通量值作为每天氨挥发的平均通量。双层海绵吸收装置对氨气自然挥发有一定抑制作用,氨挥发速率为微风状态下的 85%左右,因此所测数值通过系数矫正后可代表自然条件下的氨挥发值^[16]。

每个小区在施肥带上选取 6 个位置放置氨挥发装置,施肥后最初 1 周,每 1~2 天取样 1 次,以后视测到的氨挥发数量的多少,每 3~5 天取样 1 次,直至监测到各处理氨挥发量与对照基本相同时结束。由

下公式计算田间土壤的氨挥发速率: $Y=[M/(A \times D)]/100$ 。式中: Y 为氨挥发速率 $[\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})]$; M 为通气法单个装置平均每次测得的氨量($\text{NH}_3\text{-N}$, mg); A 为捕获装置的横截面积(m^2); D 为每次连续捕获的时间(d)。同时测定 10 cm 处的土壤温度和土壤含水量。

1.3 土壤铵态氮和硝态氮浓度测定

氨挥发测定的同时,用土钻多点采集 0—10 cm 土壤,形成混合土样。采集的土样用 1 mol/L KCl 溶液浸提,浸提液用连续流动分析仪(SKALAR San++)测定铵态氮和硝态氮浓度。

1.4 数据分析

所有的试验数据利用 SPSS 15.0 单因素方差分析,Duncan 多重比较判断处理间的差异显著性($P<0.05$),用 Excel 2003 作图。

2 结果与分析

2.1 不同处理下土壤氨挥发速率的动态变化

由图 1 可知,不同处理间氨挥发速率变化存在明显差异。与 CK 相比,所有施氮处理均显著提高了氨挥发速率。施肥后 15 天内,各处理氨挥发速率变化较大,在 0.24~2.37 $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 之间,且各处理氨挥发速率峰值出现时间不一;施肥 15 天后,各施氮处理的氨挥发速率接近一致;施肥 30 天以后,所有施氮处理的氨挥发速率与 CK 间无显著差异。各施氮处理(N、N+S 和 N+B)的氨挥发速率均随施肥后时间的推移迅速增大,且均在施肥后第 3 天出现峰值,然后逐渐下降,整个变化过程呈单峰趋势。各施氮处理氨挥发速率峰值大小显著不同,N 处理最大,为 2.37 $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$,N+S 和 N+B 处理分别为 1.65,1.32 $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$,N 处理分别是 N+S 和 N+B 处理的 1.44,1.80 倍。

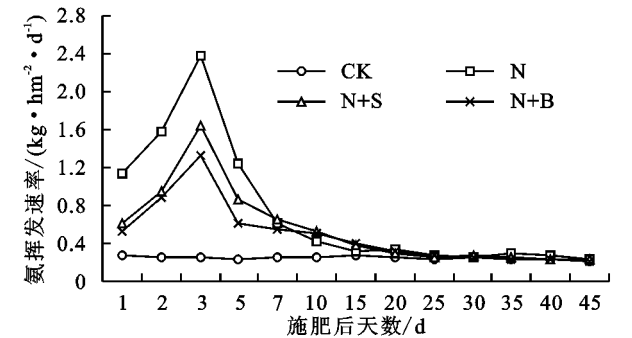


图 1 不同处理下土壤氨挥发速率动态变化

2.2 不同处理下土壤氨挥发损失量

由表 1 可见,与 CK 相比,施加 N 肥显著增加了土壤氨挥发损失量($P<0.05$)。各施氮处理的氨挥发总量存在显著差异,N、N+S 和 N+B 处理的氨挥发总量分别为 22.75,16.78,13.47 kg/hm^2 。单施 N

处理的氨挥发总量显著高于其他两个添加外源碳处理,其氨挥发总量分别是 N+S 和 N+B 处理的 1.36,1.69 倍。N+S 处理的氨挥发总量也显著高于 N+B 处理,N+S 处理为 N+B 处理的 1.25 倍。

各施氮处理施 N 产生的氨挥发总量占施氮量的比例存在显著差异($P<0.05$)。去除 CK 本底值后,单施 N 处理施 N 产生的氨挥发总量为 15.29 kg/hm^2 ,占施氮量的比例最高,为 6.12%;而 N+S 处理和 N+B 处理则分别为 9.32,6.01 kg/hm^2 ,N+S 处理和 N+B 处理的氨挥发损失量仅为 N 处理的 60.95%,39.31%;与 N+S 处理相比,N+B 处理的氨挥发损失更低,仅为 N+S 处理的 64.48%。因此,添加外源碳能够显著降低氨挥发损失,以添加生物炭效果最好。

表 1 不同处理的氨挥发损失量

处理	氨挥发总量/ 施 N 产生的氨挥发总量/ 占施氮量		
	($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)	($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)	比例/%
CK	7.46d	—	—
N	22.75a	15.29a	6.12a
N+S	16.78b	9.32b	3.73b
N+B	13.47c	6.01c	2.40c

注:同列不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。

2.3 不同处理土壤铵态氮和硝态氮浓度的变化

由图 2 可见,施氮显著增加了 0—10 cm 表层土壤铵态氮浓度。不同施氮处理铵态氮浓度变化趋势一致,均在施肥后第 3 天达到最大值,然后逐渐降低,直至接近对照处理,整个变化过程均呈单峰趋势,这与氨挥发速率变化趋势相吻合。不同施氮处理铵态氮浓度峰值大小存在差异,单施 N 处理峰值最大,为 55.64 mg/kg ,N+S 处理次之,为 44.67 mg/kg ,N+B 处理峰值最小,为 38.32 mg/kg 。但 3 个不同施氮处理间铵态氮浓度达到峰值后下降的速度不同,施肥后前 5 天,单施 N 处理铵态氮浓度一直高于 N+S 和 N+B 处理,然后随着时间的推移,N 处理铵态氮浓度快速下降,而 N+S 和 N+B 处理铵态氮浓度下降速度较为缓和,因此施肥 5 天以后,N+B 处理铵态氮浓度一直稍高于 N+S 处理,两者均高于 N 处理。

与土壤铵态氮浓度变化趋势一致,施氮也显著提高了 0—10 cm 表层土壤硝态氮浓度(图 3)。N、N+S 和 N+B 处理土壤硝态氮浓度均呈先升高后降低的趋势,但是峰值出现时间和大小存在差异。N 处理土壤硝态氮浓度峰值出现时间最早,在施肥后的第 5 天,且峰值最大,为 83.24 mg/kg ;N+S 和 N+B 处理土壤硝态氮浓度峰值出现时间比 N 处理晚,发生在施肥后的第 7 天,且峰值也均低于 N 处理。

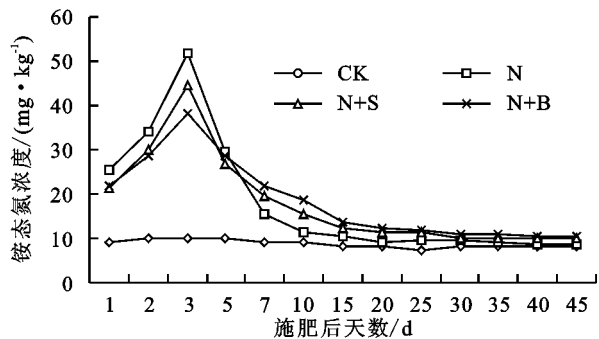


图 2 不同处理下 0—10 cm 土壤铵态氮浓度变化

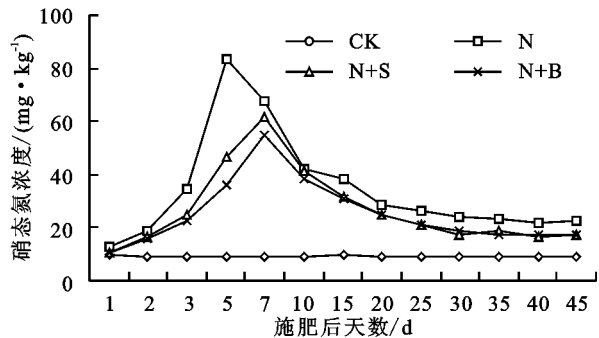


图 3 不同处理下 0—10 cm 土壤硝态氮浓度变化

2.4 氨挥发速率与土壤无机氮浓度及土壤温度和含水量的相关性

相关性分析表明(表 2),各处理的氨挥发速率与土壤铵态氮浓度具有极显著的正相关,相关系数为 0.775 2~0.895 4,表明铵态氮浓度的高低显著影响了氨挥发速率。各处理的氨挥发速率与土壤硝态氮浓度具有一定的相关性,但相关性不显著。N 处理的氨挥发速率与土壤温度呈显著正相关,但与土壤含水量相关性不显著。添加外源碳的两个处理的氨挥发速率与土壤温度相关性不显著,但与土壤含水量呈显著和极显著正相关。

表 2 氨挥发速率与土壤无机氮浓度及土壤温度和含水量的相关性

处理	铵态氮浓度	硝态氮浓度	土壤温度	土壤含水量
N	0.8954**	0.1921	0.5528*	0.1545
N+S	0.8136**	0.2085	0.2654	0.5109*
N+B	0.7752**	0.4092	0.3342	0.6753**

注: * 与 ** 分别表示相关性检验达到显著($P<0.05$)和极显著($P<0.01$)水平。

3 讨论

董文旭等^[16]和 Rochette 等^[17]发现随着施氮时间的推移,氨挥发速率呈“低—高一低”的变化规律,这与本研究得出的结论相似。本试验中所施氮肥为尿素,且为带状沟施,尿素水解成铵态氮需要一定的时间,本研究条件下施肥后第 3 天时土壤 NH_4^+ 浓度达到最大值,此时氨挥发速率也达到高峰。但也有研究得出施氮后氨挥发速率呈“高一低”的变化趋势,这主要与所施氮肥种类和施肥方式不同有关,如李鑫

等^[18]的研究中施入土壤中的氮源为铵态氮,施肥方式是以水带氮进行地表冲施,因此土壤表层 NH_4^+ 浓度瞬时升高,氨挥发速率在试验开始后第 1 天便达到峰值,之后随时间逐渐减小。

土壤氨挥发受气候条件、土壤理化性质和管理措施等多方面的影响,其根本在于土壤铵态氮的浓度以及土壤对铵态氮和氨气的吸附能力^[19]。降低土壤中铵态氮浓度,增强土壤对铵态氮和氨气的吸附能力是降低土壤氨挥发的主要途径^[20]。丁洪等^[21]发现,氮肥穴施条件下,前 3 天土壤铵态氮浓度最高,然后迅速硝化降低。在潮褐土上研究表明,条施后再覆土,铵态氮浓度在施肥后第 2 天达到高峰,而硝态氮浓度直到第 10 天才开始逐渐升高,表明覆土条件下土壤硝化作用明显滞后于地表撒施^[18]。本试验条件下尿素的水解较快,所有处理均在施肥后第 3 天土壤铵态氮浓度达到最大,然后迅速下降。铵态氮浓度达到最大值后,N 处理铵态氮浓度下降迅速,而 N+S 和 N+B 处理铵态氮浓度下降速度较为缓和,到后期两者的铵态氮浓度均稍高于 N 处理。此结果表明,添加秸秆和生物质炭能够显著减少土壤中铵态氮向硝态氮转化的幅度,这与 Laura 等^[22]对西班牙和苏格兰农业土壤的研究相同,本试验中土壤硝态氮浓度的变化也印证了这一点。这是因为在外源碳存在的情况下,部分的铵态氮被微生物利用,构建成微生物体内的微生物量氮,从而减少了硝化过程所需的底物浓度。同时生物质炭与秸秆相比,具有较大的孔隙结构,具有很强离子吸附交换能力,可作为肥料缓释载体,延缓肥料养分在土壤中的释放,降低肥料养分的淋失及固定等损失,提高土壤保肥能力。从土壤硝态氮的变化上来看,N 处理的硝态氮含量最高,整个试验过程中均高于添加外源碳处理,表明添加作物秸秆和生物质炭可见有效地降低硝态氮的淋失风险^[23]。

适量的碳源能够导致氮的迅速固定,从而减少氨挥发损失^[24]。Das 等^[2]和葛顺峰等^[6]在菜田和苹果园中施用不同种类肥料对土壤氨挥发的研究表明,施用尿素后土壤氨挥发量远大于施用有机肥后土壤氨挥发量。导致氨挥发损失存在差异的主要原因是土壤有机碳含量的差异,这是因为有机碳在分解过程中形成的腐殖质增加了土壤的吸附能力,进而抑制了氨挥发^[25]。但也有研究^[12-13,15]发现,外源碳对土壤铵态氮的吸附作用与土壤 pH 有关,当土壤为酸性($\text{pH}<5$)时,施用生物质炭提高了土壤 pH,使得生物质炭对铵态氮的吸附成为次要因素,从而增加了氨挥发;当土壤为强碱性($\text{pH}>9$)时,土壤中铵态氮通过氨挥发损失剧烈,施用生物质炭对氨挥发已经没有明显的影响;而当土壤 pH 处于 6~8 之间时,生物质炭对土壤铵态氮的吸附占主导作用,从而使氨挥发大大减少,这与本研究得出的结论一致。此外,外源碳的施入也

增加了土壤的持水能力,降低了液相中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度,从而降低了氨分压和氨挥发速率^[26]。但是本研究还发现添加外源碳处理的氨挥发速率与土壤含水量间具有显著的正相关关系,因此生产上需注意水分管理,避免过度灌溉而激发氨挥发。本试验中单施 N 处理氨挥发损失量最高,而添加外源碳处理氨挥发损失量明显偏低,其中 N+B 处理最低,说明向土壤中施入外源碳能明显降低氨挥发,这与在黑土和在水稻上的研究结果一致^[27-28]。与直接施用作物秸秆相比,施用作物秸秆的热解产物——生物质炭更能减少氨挥发的损失。

4 结论

(1)所有施氮处理氨挥发速率均呈“低—高一低”的变化趋势;N 处理氨挥发峰值最大,为 $2.37 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$,其次是 N+S 处理,N+B 处理最低,仅为 $1.32 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$;各施氮处理的氨挥发速率均与土壤铵态氮浓度呈极显著正相关。

(2)去掉 CK 本底值后,单施 N 处理氨挥发总量为 $15.29 \text{ kg}/\text{hm}^2$,而添加玉米秸秆和生物质炭的氨挥发总量仅为 $9.32, 6.01 \text{ kg}/\text{hm}^2$ 。可见,添加外源碳显著减少了氨挥发损失,以添加生物质炭效果最好。

参考文献:

- [1] Zhang F S, Cui Z L, Fan M S, et al. Integrated soil-crop system management: Reducing environmental risk while increasing crop productivity and improving nutrient use efficiency in China[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2012, 40(4): 1051-1057.
- [2] Das P, Kim K H, Sa J H, et al. Emissions of ammonia and nitric oxide from an agricultural site following application of different synthetic fertilizers and manures[J]. *Seosciences Journal*, 2008, 12(2): 177-190.
- [3] Rawluk C D, Grant C A, Racz G J, et al. Ammonia volatilization from soils fertilized with urea and varying rates of urease inhibitor NBPT[J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 2011, 81(2): 239-246.
- [4] Wang Z, Liu X, Ju X, et al. Ammonia volatilization loss from surface-broadcast urea: Comparison of vented and closed-chamber methods and loss in winter wheat-summer maize rotation in North China Plain[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2004, 35(19/20): 2917-2939.
- [5] Cai G X, Chen D L, Ding H, et al. Nitrogen losses from fertilizers applied to maize, wheat and rice in the North China Plain[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, 63(2/3): 187-195.
- [6] 葛顺峰,姜远茂,彭福田,等.春季有机肥和化肥配施对苹果园土壤氨挥发的影响[J]. *水土保持学报*, 2010, 24(5): 199-203.
- [7] Snyder C S, Bruulsema T W, Jensen T L, et al. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and

- fertilizer management effects[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2009, 133(3/4): 247-266.
- [8] Guo J H, Liu X J, Zhang Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands[J]. *Science*, 2010, 327(5968): 1008-1010.
- [9] 刘钦普.中国化肥投入区域差异及环境风险分析[J]. *中国农业科学*, 2014, 47(18): 3596-3605.
- [10] Sentile R, Vanlauwe B, Chivenge P, et al. Interactive effects from combining fertilizer and organic residue inputs on nitrogen transformations[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2008, 40(9): 2375-2384.
- [11] Dong W X, Hu C S, Zhang Y M, et al. Ammonia volatilization from urea incorporation with wheat and maize straw on a loamy soil in China[C]//The Proceedings of the International Plant Nutrition Colloquium. Davis: Department of Plant Sciences, UC Davis, 2009.
- [12] Wang J, Wang D J, Zhang G, et al. Effect of wheat straw application on ammonia volatilization from urea applied to a paddy field[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2012, 94(1): 73-84.
- [13] Chen C R, Phillips I R, Condon L M, et al. Impacts of greenwaste biochar on ammonia volatilization from bauxite processing residue sand[J]. *Plant and Soil*, 2013, 367(1/2): 301-312.
- [14] Taghizadeh-Toosi A, Clough T J, Sherlock R R, et al. Biochar adsorbed ammonia is bioavailable[J]. *Plant and Soil*, 2012, 350(1/2): 57-69.
- [15] 李琦.棉花秸秆及其生物炭对滴灌棉田土壤碳氮动态与氨挥发的影响[D].石河子:石河子大学, 2016.
- [16] 董文旭,胡春胜,张玉铭.华北农田土壤氨挥发原位测定研究[J]. *中国生态农业学报*, 2006, 1(3): 46-48.
- [17] Rochette P, Angers D A, Chantigny M H, et al. Ammonia volatilization following surface application of urea to tilled and no-till soils[J]. *Soil and Tillage Research*, 2009, 103(2): 310-316.
- [18] 李鑫,巨晓棠,张丽娟,等.不同施肥方式对土壤氨挥发和氧化亚氮排放的影响[J]. *应用生态学报*, 2008, 19(1): 99-104.
- [19] Sigunga D O, Janssen B H, Oenema O. Ammonia volatilization from Vertisols[J]. *European Journal of Soil Science*, 2002, 53(2): 195-202.
- [20] 朱兆良.农田中氮肥的损失与对策[J]. *土壤与环境*, 2009, 9(1): 1-6.
- [21] 丁洪,蔡贵信,王跃思,等.玉米—潮土系统中氮肥硝化反硝化损失与 N_2O 排放[J]. *中国农业科学*, 2001, 34(4): 416-421.
- [22] Laura S M, Vallejo A, Dick J, et al. The influence of soluble carbon and fertilizer nitrogen on nitric oxide and nitrous oxide emissions from two contrasting agricultural soils[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2008, 40(1): 142-151.