

不同施肥措施对河套灌区盐化潮土氨挥发及氧化亚氮排放的影响^①

武岩¹, 红梅^{1*}, 林立龙², 美丽¹, 张建强³

(1 内蒙古农业大学/内蒙古自治区土壤质量与养分资源重点实验室, 呼和浩特 010010; 2 内蒙古土壤肥料工作站, 呼和浩特 010011; 3 杭锦旗农业推广中心, 内蒙古巴彦淖尔 015000)

摘要: 本研究以河套灌区农田盐化潮土为研究对象, 通过静态暗箱-气相色谱法和田间土壤氨挥发原位测定法(通气法), 研究了 4 种不同施肥措施(农民习惯施肥、膨润土+农民习惯施肥、生物炭+农民习惯施肥、腐殖酸+农民习惯施肥, 分别标记为 CK、B、C、HA)对土壤氨(NH₃)挥发及氧化亚氮(N₂O)排放的影响。结果表明: B 处理可以显著降低土壤 N₂O 的排放, 其 N₂O 累计排放量较 CK 降低 30.9%, 氮肥损失率较 CK 降低 31.5%; 其他处理 N₂O 累计排放量与 CK 无显著差异。各处理 NH₃ 挥发速率于施肥灌水后 3~5 d 达到峰值, 之后逐渐降低趋于平稳。B、C、HA 处理可以显著降低土壤 NH₃ 挥发, NH₃ 累计挥发量较 CK 降低 56.0%、41.2%、49.0%, 氮肥损失率较 CK 降低 56.0%、41.2%、52.1%。相关性分析表明, 土壤温度和空气温度与土壤 N₂O 的排放呈显著正相关; 生育期土壤含水量处于 151.2~203.3 g/kg, 在这一范围内, 土壤含水量与土壤 N₂O 的排放呈正相关关系。B 处理可显著降低土壤 NH₃ 挥发及 N₂O 排放, 且比 CK 增产 11.1%, 是较为合理的施肥措施。

关键词: 施肥措施; NH₃; N₂O; 河套灌区

中图分类号: S152.6; X511 **文献标识码:** A

目前, 我国主要粮食作物的氮肥利用率不到 30%^[1], 氮肥利用率低已经成为我国农业生产上的一大难题。氮肥施入土壤后除被作物吸收利用外, 一部分随水淋溶至土壤深层^[2-3], 一部分以 NH₃ 或 NO_x 的形式排放到大气中^[4-5], 其中, NH₃ 挥发是氮肥气态损失的主要途径^[6-8]。有研究表明, 进入大气中的 NH₃ 可以通过降雨、干沉降等方式重新进入农田, 引起土壤、水体氮素富营养化和土壤酸化^[9-10]。

农田土壤排放到大气中的 N₂O 占人类活动排放总量的 65% 左右, 对温室效应的贡献率达到 7%^[11-12]。N₂O 可以在大气中稳定存在 150 a 左右^[9-10], 其增温效应约为 CO₂ 的 265 倍, CH₄ 的 23 倍^[13], 与其他温室气体相比, N₂O 不仅增温效应显著, 且增温潜势巨大^[14]。

农田 NH₃ 挥发及 N₂O 排放主要受到气候因素、土壤因素及农业措施等方面的影响, 而采用合理的施肥措施是减少农田 NH₃ 挥发和 N₂O 排放的主要方法^[15]。膨润土、生物炭、腐殖酸是 3 种普遍施用的改土肥料, 它们固有的结构特征和理化特性使其拥有了较强的

吸附能力, 可以有效减少农田 NH₃ 挥发及 N₂O 的排放^[16]。在近几年对其减少氮肥挥发损失、提高氮肥利用率的研究中发现, 由于研究方法和研究材料的不同, 所得出的结论也不尽一致。刘玉学等^[17]和王欣欣等^[18]通过对稻田土壤的研究发现, 生物炭的施入不仅改善了土壤的理化性质, 还增强了土壤对 NO₃⁻的吸附能力, 进而对稻田 N₂O 的排放产生了抑制作用。高德才等^[19]认为, 在旱地土壤中施入少量生物炭(<5 t/hm²)提高了土壤 pH, 增强了反硝化细菌的活性, 进而促进了 N₂O 的排放; 相关研究发现, 腐殖酸、膨润土对土壤中 NH₄⁺ 和 NO₃⁻ 有较好的络合和吸附能力^[20-21], 对减少农田 NH₃ 挥发和 N₂O 排放有很大的应用前景, 但目前关于腐殖酸、膨润土对农田氮肥气态损失的研究还罕见报道。前人多以 N₂O 排放或 NH₃ 挥发进行单独研究, 两者相结合的研究较少, 且针对其施肥措施的单一性和研究结果的不确定性, 本文就不同施肥措施下土壤 NH₃ 挥发及 N₂O 排放同时展开研究, 以期为提高河套灌区农田氮肥利用率和增强综合环境效

基金项目: 内蒙古“青年科技英才支持计划”项目(NJYT-15-A11)和乌梁素海生态过渡带面源污染控制示范推广项目资助。

* 通讯作者(nmhm1970@sina.com)

作者简介: 武岩(1991—), 男, 内蒙古赤峰人, 硕士研究生, 主要从事土壤资源利用方面研究。E-mail: wuyan19911120@vip.qq.com

应的施肥措施提供理论依据。

1 材料与方 法

1.1 试验地概况

试验地位于内蒙古巴彦淖尔市杭锦后旗头道桥镇联增村(40°26′~41°13′N, 106°34′~107°34′E), 地处河套平原, 海拔 1 032~1 050 m; 属温带大陆性气候, 年均气温 7.9 °C, 年均降雨量 136.5 mm; 土壤以硫酸盐-氯化物盐化潮土为主。供试土壤(0~20 cm)的基本理化性质为 pH 8.2, 有机质 12.8 g/kg, 全氮 0.8 g/kg, 有效磷 8.1 mg/kg, 速效钾 102.1 mg/kg, 碱化度 233.8 g/kg, 盐度 5.3 g/kg, NO₃-N 7.4 mg/kg, NH₄⁺-N 3.2 mg/kg。

1.2 试验设计

试验以玉米内单 314 为研究对象, 共设 4 个处理, 具体为: 农民习惯施肥(磷酸二铵 600 kg/hm² 做基肥 + 尿素 825 kg/hm² 做追肥), 小区代码 CK; 农民习惯施肥 + 膨润土(6 t/hm²), 小区代码 B; 农民习惯施肥 + 生物炭(1.5 t/hm²), 小区代码 C; 农民习惯施肥 + 腐植酸(1.5 t/hm²), 小区代码 HA。以上肥料施用量均按照商品推荐用量施用, 每个处理 3 次重复, 随机排列。玉米于 2015 年 9 月 15 日进行收获, 其他管理措施同大田。

灌水及施肥: 在玉米全生育期内施肥、灌水 3 次, 氮肥的 50% 与全部磷肥在播种前基施(5 月 3 日), 6 月 19 日第一次追肥, 7 月 9 日第二次追肥, 追肥种类为尿素, 第一次追施全部氮肥的 30%, 第二次追施全部氮肥的 20%。试验区灌溉用水量 750~900 m³/hm², 第一次灌水在 5 月 11 日; 第二次灌水在 6 月 21 日, 第三次灌水在 7 月 10 日。

1.3 样品的采集及测定

N₂O 气体的采集与检测: 静态暗箱由箱体和底座两部分组成。箱体使用 1.2 cm 厚不锈钢板焊接制成, 长 50 cm 宽 50 cm 高 50 cm, 在一侧距底部约 25 cm 处接取气三通阀, 在其旁有温度探测口, 箱外层包覆泡沫层用来保温, 箱内顶部安装小型风扇用以混合箱内气体; 选每个小区内随机位置安装底座, 底座长、宽、高为 50 cm × 50 cm × 15 cm 底座插入土层 12 cm 深处, 整个生长季不再移动, 底座上有水槽用于注水, 用以密封箱体。气体每 7 d 采集 1 次, 追肥后每 2 d 采集 1 次, 追肥 1 周后恢复 7 d 采集 1 次, 于每天上午 8:30—11:30 进行, 分别于关箱后的 0、10、20、30 min 采用注射器采气, 用 300 ml 气袋收集气体, 收集气体带回实验室用 Picarro G2308 N₂O CH₄ H₂O

分析仪测定 N₂O 含量。

N₂O 排放通量根据下式进行计算^[22]:

$$F = \rho \times h \times dc/dt \times 273/(273+T) \quad (1)$$

式中: F 为被测气体排放通量(N₂O, μg/(m²·h)), ρ 为被测气体标准状态下的气体密度(kg/m³) h 为采样箱的有效高度(m), dc/dt 为箱体内被测气体的浓度变化率, T 为采样时箱内平均气温(°C), 273 为气态方程常数。对 N₂O 的测定只是排放通量的测定, 可以根据两次监测的间隔天数估算出这一段时间温室气体的累计排放量。N₂O 的累计排放量(N₂O, kg/hm²)= N₂O 的排放通量(N₂O, mg/(m²·h)) × 测定间隔天数(d) × 24(h) × 10⁻²。

NH₃ 挥发的采集与测定: 试验采用通气法来测定 NH₃ 的挥发量。该方法操作方便, 且测定结果准确, 回收率高达 99.5%^[23]。装置以聚氯乙烯硬质塑料管制成, 内径 15 cm, 高 10 cm, 分别将两块厚度均为 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 1 000 ml)后, 置于硬质塑料管中, 下层的海绵距管底 5 cm, 上层的海绵与管顶部相平。土壤 NH₃ 挥发的捕获于施肥后的当天开始, 在各小区随机放置 3 个通气法捕获装置, 次日早晨 8:00 时取样。每施肥灌水后第 1 周, 1~2 d 取样 1 次; 第 2~3 周, 视检测到的 NH₃ 挥发量进行取样, 如挥发量较多, 每 1~3 d 天取样 1 次, 挥发量较少, 取样时间可延长到 7 d 取样 1 次。将通气法装置中下层的海绵分别装入 500 ml 的塑料振荡瓶中, 加 300 ml 的 2 mol/L 的 KCl 溶液, 使海绵完全浸于其中, 振荡 1 h 后, 浸提液中的 NH₃-N 用连续流动分析仪(FIAstar5000)测定。

计算土壤 NH₃ 挥发速率的公式为:

$$\text{NH}_3 \text{ 挥发速率}(N, \text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})) = [M / (A \times D)] \times 10^{-2} \quad (2)$$

式中: M 为通气法单个装置平均每次测得的氨量(N, mg); A 为捕获装置的横截面积(m²); D 为每次连续测定的时间(d)。NH₃ 的累计排放量(N, kg/hm²)= NH₃ 的挥发速率(N, kg/(hm²·d)) × D 。

土壤样品的采集与测定: 于每次收集气体后, 用直径 5 cm 的土钻多点采集 0~10 cm 土层土样, 采用烘干法测定土壤含水量。于每次施肥连续收集气体一周后及玉米收获后, 多点采集 0~20 cm 土层土样, 形成混合土样, 用 2 mol/L 的 KCl 溶液浸提(水土比 10:1), 用连续流动分析仪(FIAstar5000)测定其 NO₃-N 和 NH₄⁺-N 的含量。

玉米产量及产量构成考察: 玉米收获时全区考察空秆数、双苞数、有效穗数, 每小区选取有代表性的

15 株玉米，考察其穗长、穗粒数、千粒重，分小区单收单晒记产。

其他相关计算公式：

$$N_2O \text{ 排放导致的氮肥损失率} = \frac{N_2O-N \text{ 排放损失总量}}{\text{施氮量}} \times 100\% \quad (3)$$

$$NH_3 \text{ 挥发导致的氮肥损失率} = \frac{NH_3-N \text{ 挥发损失总量}}{\text{施氮量}} \times 100\% \quad (4)$$

$$\text{经济收入} = \text{玉米产值} (\text{玉米产量} \times \text{玉米市场价格}) - \text{种植成本} (\text{种子成本} + \text{肥料成本} + \text{人工劳动投入}) \quad (5)$$

1.4 数据分析

本文所有数据经 Excel 2003 整理、作图，SAS9.2 进行方差分析和相关性分析，LSD 法进行多重比较。

2 结果分析

2.1 不同施肥措施对土壤 N₂O 排放的影响

2.1.1 N₂O 排放速率动态特征 从整个生育期 N₂O 排放通量动态变化(图 1)可见，各施肥处理与 CK N₂O 排放通量变化情况基本一致，但其 N₂O 排放通量存在明显差异。施入基肥后，各处理 N₂O 排放通量较小且变化平稳，未出现排放峰值，结合图 2 可知，基肥时期温度较低，微生物活性差可能是其排放较低的原因之一。第一次追肥后 7 d，各处理 N₂O 排放通量达到峰值，其峰值大小顺序为 CK(5.54 mg/(m²·h))>C(5.40 mg/(m²·h))>B(4.57 mg/(m²·h))>HA(3.43 mg/(m²·h))，空气温度和土壤温度也在该天达到最高值，可见温度的升高促进了 N₂O 的排放，峰值过后各处理 N₂O 排放通量于 7 月 7 日降低至同一水平，第二次追肥后 7 d，即 7 月 15 日其 N₂O 排放通量又有所上升，后逐渐降低。

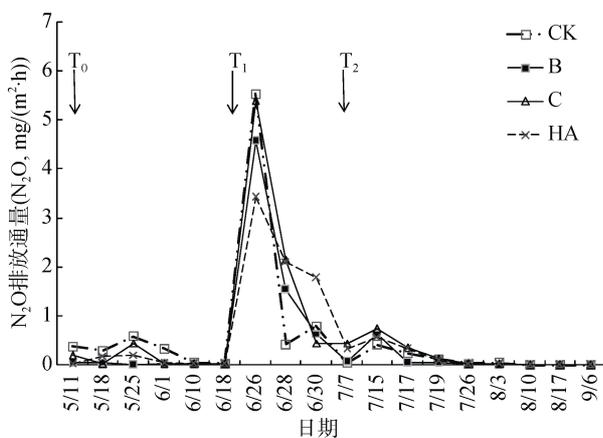


图 1 玉米生育期 N₂O 排放通量动态变化

Fig. 1 Dynamic change of N₂O emission flux in maize growth period

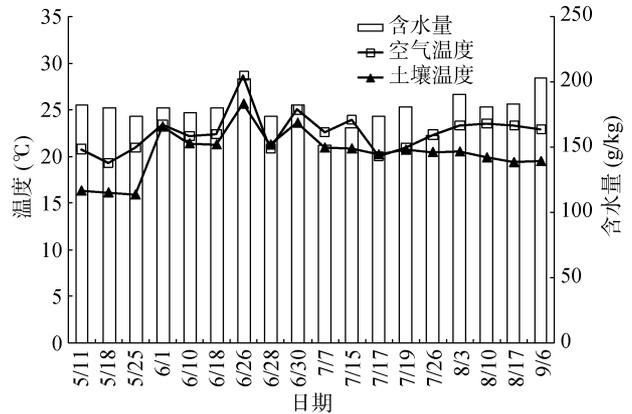


图 2 玉米生育期的土壤含水量、空气温度与土壤温度
Fig. 2 Changes of soil water content, air temperature and soil temperature during maize growth period

由表 1 可以看出，空气温度和土壤温度与各处理 N₂O 排放通量均呈显著或极显著正相关，相关系数 0.537 7~0.721 4，其中空气温度与 N₂O 排放通量相关性较好。玉米生育期土壤含水量变化范围处于 151.2~203.3 g/kg，在这一范围内，土壤含水量对 N₂O 排放通量无显著相关性，但可以看出均呈正相关关系。

表 1 环境因子与 N₂O 排放通量的相关性分析
Table 1 Correlation coefficients between environmental factors and N₂O emission flux

| 处理 | 空气温度 | 土壤温度 | 含水量 |
|----|-----------|-----------|---------|
| CK | 0.721 4** | 0.537 7* | 0.459 1 |
| B | 0.696 5** | 0.608 9* | 0.395 5 |
| C | 0.632 5* | 0.558 5* | 0.339 2 |
| HA | 0.619 9* | 0.642 6** | 0.295 9 |

注：*表示在 P<0.05 水平显著相关，**表示 P<0.01 水平显著相关。

2.1.2 N₂O 累计排放特征及其氮肥损失率 由表 2 可见，基肥时期各处理 N₂O 累计排放量存在显著差异(P<0.05)，B 和 HA 处理 N₂O 累计排放量较 CK 分别降低了 91.7% 和 69.9%；第一次追肥期 C 和 HA 处理 N₂O 累计排放量较 CK 分别升高了 24.1% 和 12.7%，但差异未达到显著水平；第二次追肥时期各处理 N₂O 累计排放量较小，并无显著差异。B 处理全生育期 N₂O 累计排放量显著低于 CK，其 N₂O 累计排放量较 CK 降低 30.9%；CK、C、HA 处理 N₂O 累计排放量无显著差异，其中 CK 排放量最大，达 8.22 kg/hm²。

从 3 次施肥时期可以看出，各处理第一次追肥期 N₂O 累计排放量均显著高于其他施肥时期(P<0.05)。基肥时期由于天气温度较低，土壤微生物活性差，对硝化作用的促进效果较差，所以土壤中排放的 N₂O 量较少；在第一次追肥后，玉米进入拔节期，天气转

暖,温度上升,达到了硝化作用发生的最适土壤温度,土壤微生物活性增强,从而促进了硝化与反硝化作用的进行,所以该阶段土壤 N_2O 排放量最大;当第二次追肥后,玉米进入抽雄期,开始由营养生长转为生殖生长,这一时期是玉米一生中生长发育最快,对养分、水分、温度、光照要求最多的时期,也是玉米作物对氮素利用最多的时期,这可能是各处理 N_2O 累

计排放量较小的原因。

在各处理施入氮素量不等的条件下,氮肥损失率表现为 $CK(1.08\%) > C(1.07\%) > HA(0.87\%) > B(0.74\%)$,其中 CK 和 C 处理的肥料氮损失率较为接近, B 处理的氮肥损失率仅为 CK 的 68.5%,说明 B 处理可以有效减少土壤 N_2O 排放导致的氮肥损失。

表 2 不同施肥处理对各时期 N_2O 累计排放量及其氮肥损失率的影响
Table 2 Effects of different fertilization on N_2O cumulative emission and nitrogen loss rates in different periods

| 处理 | 施氮量 (kg/hm ²) | N_2O 累计排放量 (N ₂ O, kg/hm ²) | | | 氮肥损失率 (%) |
|----|------------------------------|--|-----------------|-----------------|--------------|
| | | 排放总量 | 施基肥期 | 第一次追肥期 | |
| CK | 487.5 | 8.22 ± 1.04 A [5.26] | 2.76 ± 0.08 Ab | 4.89 ± 1.10 ABa | 1.08 |
| B | 487.5 | 5.68 ± 1.17 B [3.63] | 0.23 ± 0.02 Cb | 4.90 ± 1.21 ABa | 0.74 |
| C | 487.5 | 8.20 ± 0.54 A [5.24] | 1.21 ± 0.04 ABb | 6.07 ± 0.60 Aa | 1.07 |
| HA | 519 | 7.10 ± 0.16 A [4.54] | 0.83 ± 0.02 BCb | 5.51 ± 0.08 ABa | 0.87 |

注: 括号[]内数值表示通过 N_2O 排放损失的纯 N 量(N, kg/hm²); 同行数据后不同小写字母表示同一处理不同时期 N_2O 排放量在 $P < 0.05$ 水平差异显著, 同列数据后不同大写字母表示同一时期不同处理 N_2O 排放量在 $P < 0.05$ 水平差异显著, 表 3 同。

2.2 不同施肥措施对土壤 NH_3 挥发损失的影响

2.2.1 NH_3 挥发速率动态特征

如图 3 所示,在不同施肥时期,4 种施肥处理下 NH_3 挥发速率存在明显差异。施基肥后 4 ~ 5 d,各处理 NH_3 挥发速率先后达到峰值,其峰值大小顺序为 $CK(2.95 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})) > C(1.48 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})) > HA(1.21 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})) > B(1.03 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d}))$,此后逐渐降低,于 6 月 18 日各处理 NH_3 挥发速率降低至无明显差异。两次追肥后从 NH_3 的挥发速率动态变化可以看出规律,各处理 NH_3 挥发速率都表现为在施肥灌水后 3 ~ 5 d 达到峰值,随后逐渐降

低。通过相关性分析可知,温度和土壤含水量对 NH_3 挥发均无显著影响。3 次施肥中,随着施入土壤中的氮素逐渐减少,各施肥时期 NH_3 挥发速率峰值也逐渐降低,可见,施入土壤中的氮素量是影响土壤 NH_3 挥发的主要原因。

2.2.2 NH_3 的累计挥发特征及其氮肥损失率

如表 3 所示,4 种施肥处理下,不同施肥时期 NH_3 累计挥发量存在显著差异($P < 0.05$)。各处理基肥时期 NH_3 累计挥发量显著高于其他施肥时期,其中 CK 基肥时期 NH_3 累计挥发量最大,为 $N 32.19 \text{ kg}/\text{hm}^2$,随着追施氮素量的逐渐减少, B 、 C 、 CK 处理 3 次施肥时期 NH_3 累计挥发量也逐渐降低。

不同施肥处理下 NH_3 累计挥发量差异显著($P < 0.05$), B 、 C 、 HA 处理各施肥时期 NH_3 累计挥发量均显著低于 CK ,3 个施肥时期中 CK 的 NH_3 累计挥发量分别为 $N 32.19$ 、 6.28 、 $4.03 \text{ kg}/\text{hm}^2$ 。 CK 的 NH_3 总挥发量最高,为 $N 42.51 \text{ kg}/\text{hm}^2$, NH_3 挥发导致的氮肥损失率为 8.72%。 B 、 C 、 HA 处理生育期 NH_3 总挥发量均显著低于 CK , NH_3 挥发总量较 CK 降低 56.0%、41.2%、49.0%,氮肥损失率较 CK 降低 56.0%、41.2%、52.1%。

2.3 不同施肥措施对土壤 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N 含量的影响

不同施肥处理 0 ~ 20 cm 土层中 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N

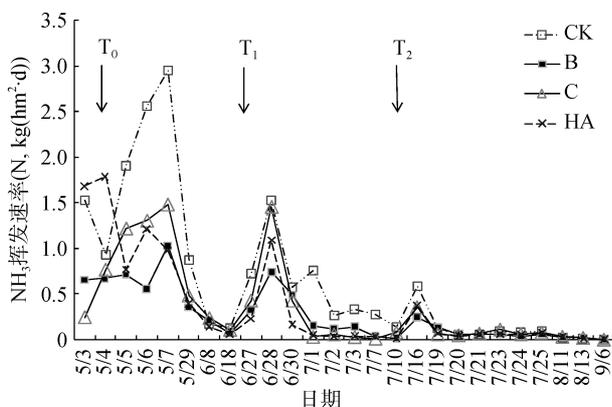


图 3 玉米生育期 NH_3 挥发通量动态变化

Fig. 3 Dynamic changes of NH_3 volatilization during maize growth period

含量如表 4 所示。B、C、HA 处理各时期土壤表层 NO_3^- -N 含量与 CK 无显著差异,但均高于 CK,收获后其 NO_3^- -N 含量分别比 CK 高出 17.6%、18.6% 和 34.9%,说明膨润土、生物炭和腐殖酸的施入对于提高 NO_3^- -N 在土壤中的存留时间和保存量有着一定作用。各处理 NH_4^+ -N 含量要明显低于 NO_3^- -N 含量,且随着施肥

次数的增加其土壤中 NH_4^+ -N 含量逐渐降低,于收获后达到最低。B、C、HA 处理各时期土壤 NH_4^+ -N 含量均高于 CK,收获后其 NH_4^+ -N 含量比 CK 分别高出 55.6%、36.8% 和 25.2%,可见,膨润土、生物炭和腐殖酸施入土壤后,使土壤对 NH_4^+ 固定能力得到一定的加强。

表 3 不同施肥处理对各时期 NH_3 累计挥发量及其氮肥损失率的影响
Table 3 Effects of different fertilization on NH_3 accumulation amounts and nitrogen loss rates in different periods

| 处理 | 施氮量 (kg/hm^2) | NH_3 累计排放量(N, kg/hm^2) | | | 氮肥损失率 (%) | |
|----|------------------------------------|--|------------------|----------------|----------------|--------|
| | | 排放总量 | 施基肥期 | 第一次追肥期 | | 第二次追肥期 |
| CK | 487.5 | 42.51 ± 4.61 A | 32.19 ± 2.86 Aa | 6.28 ± 1.46 Ab | 4.03 ± 0.29 Ab | 8.72 |
| B | 487.5 | 18.72 ± 0.50 C | 14.19 ± 0.09 Da | 2.67 ± 0.20 Bb | 1.86 ± 0.20 Cc | 3.84 |
| C | 487.5 | 25.00 ± 1.36 BC | 19.27 ± 0.93 BCa | 3.16 ± 0.27 Bb | 2.57 ± 0.16 Bb | 5.13 |
| HA | 519 | 21.69 ± 0.56 BC | 17.16 ± 0.71 CDa | 1.96 ± 0.18 Bb | 2.57 ± 0.03 Bb | 4.18 |

表 4 不同施肥处理对土壤 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N 含量的影响
Table 4 Effects of different fertilization on contents of NO_3^- -N and NH_4^+ -N in soil

| 氮形态 | 处理 | 基肥后 | 第一次追肥后 | 第二次追肥后 | 收获后 |
|--------------------|----|-----------------|----------------|----------------|----------------|
| NO_3^- -N | CK | 20.49 ± 0.58 b | 26.72 ± 0.43 a | 25.48 ± 0.03 a | 11.08 ± 0.29 a |
| | B | 29.14 ± 0.34 a | 27.32 ± 0.40 a | 25.60 ± 0.59 a | 13.03 ± 1.71 a |
| | C | 28.61 ± 0.32 ab | 28.79 ± 1.01 a | 28.82 ± 1.96 a | 13.15 ± 0.50 a |
| | HA | 26.73 ± 1.65 ab | 27.11 ± 0.17 a | 29.74 ± 2.28 a | 14.95 ± 1.33 a |
| NH_4^+ -N | CK | 20.93 ± 1.30 a | 10.14 ± 0.88 a | 7.11 ± 0.32 a | 4.68 ± 0.45 a |
| | B | 22.99 ± 2.04 a | 14.62 ± 2.44 a | 10.06 ± 1.09 a | 7.28 ± 1.19 a |
| | C | 21.41 ± 1.69 a | 11.51 ± 0.86 a | 8.91 ± 1.13 a | 6.40 ± 0.54 a |
| | HA | 21.64 ± 1.16 a | 12.38 ± 1.16 a | 9.24 ± 1.34 a | 5.86 ± 0.89 a |

注：同列数据后不同小写字母表示同一时期不同处理 NO_3^- -N 或 NH_4^+ -N 含量在 $P < 0.05$ 水平差异显著。

2.4 不同施肥措施对玉米产量及经济效益的影响

由表 5 所示,各处理玉米籽粒产量在 11 683 ~ 12 980 kg/hm^2 ,其中 B 处理的玉米籽粒产量最高,为 12 980 kg/hm^2 ,CK 玉米籽粒产量最低,仅为 11 683 kg/hm^2 。B、C、HA 处理较 CK 均能显著提高玉米籽粒产量 ($P < 0.05$),分别增产 11.1%、9.6% 和 10.2%,其产量增长较为平稳。与玉米产量相比,其经济效益规律大体相似,膨润土、生物炭和腐殖酸的施用显著增加了玉米的经济利益,与 CK 相比,平均每公顷玉米收益增加了 8.7%、6.8% 和 7.6%。

表 5 不同施肥处理对籽粒产量及经济收益的影响
Table 5 Effects of different fertilization on grain yield and economic income

| 处理 | 籽粒产量 (kg/hm^2) | 经济收益(元/ hm^2) |
|----|----------------------------------|-------------------------|
| CK | 11 683 ± 55 b | 9 183 b |
| B | 12 980 ± 52 a | 9 980 a |
| C | 12 812 ± 41 a | 9 812 a |
| HA | 12 878 ± 56 a | 9 878 a |

注：同列数据后不同小写字母表示不同处理籽粒产量或经济效益在 $P < 0.05$ 水平差异显著。

3 讨论

3.1 不同施肥措施对土壤 NH_3 挥发及 N_2O 排放的影响

生物质炭对土壤的改良作用一直是人们研究的热点,它施入土壤后可以提高土壤的吸附能力,改善土粒结构^[17],是农民常用的土壤改良肥料。相关研究表明,生物质炭在稻田施用和在旱田施用对土壤 N_2O 排放的影响截然不同。刘玉学等^[17]认为,生物质炭可以显著减少稻田土壤 N_2O 的排放量。这是因为稻田土壤中水分含量大,生物质炭的施用改善了稻田土壤土粒结构,增强了土壤的通气性,抑制了反硝化作用和歧化作用的进行,促进了土壤有机物质以 N_2O 和 O_2 为原料发生的非生物反应,从而减少了 N_2O 的排放量。高德才等^[19]和 Zhang 等^[24]发现生物质炭可以显著降低旱地 N_2O 的排放,当生物质炭施用量达到 20 t/hm^2 时可以显著减少土壤对 N_2O 的排放量,施用量达到 40 t/hm^2 时对 N_2O 的排放降幅在 54.3% ~ 56.7%,这可能是由于生物质炭的大量施用,增加了

土壤的阳离子交换量, 从而对 NH_4^+ 的固定量增加, 减少了硝化作用的氮源, 抑制了 N_2O 的生成。本研究生物质炭的施入量仅为 1.5 t/hm^2 , 对土壤 N_2O 的排放无抑制作用, 与农民习惯施肥处理 N_2O 的累计排放量较为接近, 但均高于其他施肥处理。其原因可能是少量生物质炭的施用, 虽然增加了土壤阳离子交换量, 使土壤胶体对 NH_4^+ 的固定能力加强, 从根本上减弱了硝化作用的进行和 NH_3 的挥发, 但生物质炭的施入, 提高了土壤 pH(由原来的 8.2 提升至 8.7), 加强了硝化微生物的活性, 产生了更多的硝酸盐, 为反硝化作用提供了充足的底物, 此消彼长之下, 未能对土壤 N_2O 的排放产生抑制作用。本研究前期虽已考虑到 1.5 t/hm^2 生物质炭的施用量可能对 N_2O 排放抑制作用较差, 但 20 t/hm^2 的施用量成本过高, 农民不能接受, 其推广意义不大, 故未增大生物质炭施用量。

目前, 膨润土对农田土壤 NH_3 挥发及 N_2O 排放影响方面的研究还罕见报道。膨润土作为土壤改良材料可提高肥料和水分的蓄积能力, 改良土壤, 提高作物产量。相关的研究发现, 膨润土的阳离子交换量一般在 $50 \sim 90 \text{ cmol/kg}$, 比一般土壤要高出 $5 \sim 6$ 倍^[25], 施入膨润土可以大幅度提升土壤阳离子交换量, 增强土壤对 NH_4^+ 的吸附性, 对于减少土壤 NH_3 挥发及 N_2O 排放有很大应用前景。

腐植酸在施入土壤后可以增强土壤微生物活性, 改善土壤的团粒结构, 提高土壤的吸附能力^[26]。Paula 等^[27]和邹建文等^[28]研究表明, 腐植酸的施入提高了土壤的 C/N 比, 在有机物的分解过程中加剧了微生物对氮源的竞争利用, 从而减少了硝化和反硝化作用的底物, 从根本上减少了 N_2O 的排放。但本研究却发现腐植酸对减少土壤 N_2O 的排放没有明显作用。这可能是由于腐植酸的施入提高了土壤中细菌、放线菌、真菌的数量^[29], 这些微生物会对土壤的硝化过程产生很大影响。据报道^[30], 许多异养型微生物通过固氮作用将氧化氮和还原态氮化物转化成 N_2O 和 N_3O^- , 其产生的 N_2O 是自养型硝化细菌的 10 倍左右, 同时, 腐植酸处理施入氮素量本身就高于其他处理, 所以该处理土壤 N_2O 累计排放量并未与农民习惯施肥处理形成显著差异。

3.2 环境因子对 N_2O 排放的影响

综合国内外相关研究发现, 温度对土壤 N_2O 的排放均呈显著正相关^[31-32], 温度可以增加土壤中的微生物活动能力, 促进了硝化与反硝化作用的进行, 增加了 N_2O 的排放速率。本研究亦证明了此结论, 空气温度与地表温度均对土壤 N_2O 的排放呈显著或极

显著正相关。前人研究发现不同农田中土壤含水量在一定范围内与土壤 N_2O 的排放有显著相关性^[32-33], 本研究虽然得出了土壤含水量与土壤 N_2O 排放通量呈正相关关系, 但却并不显著。生育期土壤含水量处于 $151.2 \sim 203.3 \text{ g/kg}$, 其变幅较小, 不是影响 N_2O 排放的主要因素。

4 结论

1) 河套灌区玉米田 N_2O 的排放主要受到温度的影响, 空气温度与土壤温度的升高会显著促进 N_2O 的排放, 在一定范围内, 土壤含水量与 N_2O 的排放呈正相关关系。B 处理可以显著减少土壤 N_2O 的排放及氮肥损失率。

2) $\text{NH}_3\text{-N}$ 挥发在施肥灌水后 $3 \sim 5 \text{ d}$ 达到峰值, 之后逐渐趋于平稳, 增施氮肥可能会增加土壤 NH_3 的挥发量。B、C、HA 处理均可显著减少土壤 NH_3 挥发及其氮肥损失率。

3) B 处理可以显著减少 NH_3 挥发及 N_2O 排放, 较 CK 增益 8.7%, 是较为科学的施肥措施, 值得在河套灌区推广。C 和 HA 处理虽然对玉米产量有很大的提高作用, 对减少 NH_3 挥发也有显著作用, 但考虑到 N_2O 对环境的综合影响, 故不推荐。

参考文献:

- [1] 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
- [2] 张维理, 田哲旭, 张宁, 等. 我国北方农用氮肥造成地下水硝酸盐污染的调查[J]. 植物营养与肥料学报, 1995, 1(2): 80-87
- [3] 吕殿青, 同延安, 孙本华, 等. 氮肥施用对环境污染影响的研究[J]. 植物营养与肥料学报, 1998, 4(1): 8-15
- [4] 张文, 周广威, 闵伟, 等. 应用 ^{15}N 示踪法研究咸水滴灌棉田氮肥去向[J]. 土壤学报, 2015, 52(2): 372-380
- [5] 孙海军, 闵炬, 施卫明, 等. 硝化抑制剂施用对水稻产量与氮挥发的影响[J]. 土壤, 2015, 47(6): 1027-1033
- [6] 朱兆良. 中国土壤氮素研究[J]. 土壤学报, 2008, 45(5): 778-783
- [7] 苏芳, 丁新泉, 高志岭, 等. 华北平原冬小麦-夏玉米轮作体系氮肥的氮挥发[J]. 中国环境科学, 2007, 27(3): 409-413
- [8] 黄容, 高明, 廖燕妮, 等. 生物质灰渣与化肥混合对氮挥发的影响[J]. 土壤学报, 2014, 51(5): 1160-1167
- [9] 张振贤, 华珞, 尹逊霄, 等. 农田土壤 N_2O 的发生机制及其主要影响因素[J]. 首都师范大学学报(自然科学版), 2005, 26(3): 114-120.
- [10] 李鑫, 巨晓棠, 张丽娟, 等. 不同施肥方式对土壤氮挥发和氧化亚氮排放的影响[J]. 应用生态学报, 2008, 19(1): 99-104

- [11] Nan W G, Yue S C, Li S Q, et al. Characteristics of N_2O production and transport within soil profiles subjected to different nitrogen application rates in China[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 542: 864–875
- [12] Winiwarter W, Klimont Z. The role of N-gases (N_2O , NO_x , NH_3) in cost-effective strategies to reduce greenhouse gas emissions and air pollution in Europe[J]. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2011, 3(5): 438–445
- [13] Ameloot N, Maenhout P, De N, et al. Biochar-induced N_2O emission reductions after field incorporation in a loam soil[J]. *Geoderma*, 2016, 267: 10–16
- [14] Stocker T F, Qin D H, Plattner G K, et al. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Intergovernmental Panel on Climate Change, Working Group I Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report*[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2013
- [15] 敖玉琴, 张维, 田玉华, 等. 脲胺氮肥对太湖地区稻田氮挥发及氮肥利用率的影响[J]. *土壤*, 2016, 48(2): 248–253
- [16] 李露, 周自强, 潘晓健, 等. 不同时期施用生物炭对稻田 N_2O 和 CH_4 排放的影响[J]. *土壤学报*, 2015, 52(4): 839–848
- [17] 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
- [18] 王欣欣, 邹平, 符建荣, 等. 不同竹炭施用量对稻田甲烷和氧化亚氮排放的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2014, 33(1): 198–204
- [19] 高德才, 张蕾, 刘强, 等. 生物黑炭对旱地土壤 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 排放及其环境效益的影响[J]. *生态学报*, 2015, 35(11): 3615–3624
- [20] 王文婷, 王云海. 膨润土改良土壤技术的研究进展[J]. *环境科技*, 2011(1): 66–68, 72
- [21] 刘增兵, 赵秉强, 林治安. 腐植酸尿素氮挥发特性及影响因素研究[J]. *植物营养与肥料学报*, 2010, 16(1): 208–213
- [22] Lyamuremye F, Dick R P, Baham J. Organic amendments and phosphorus dynamics I; Phosphorus chemistry and sorption[J]. *Soil Science*, 1996, 161(7): 426–435
- [23] 王朝辉, 刘学军, 巨晓棠, 等. 田间土壤氮挥发的原位测定——通气法[J]. *植物营养与肥料学报*, 2002, 8(2): 205–209
- [24] Zhang A F, Liu Y M, Pan G X, et al. Effect of biochar amendment on maize yield and greenhouse gas emissions from a soil organic carbon poor calcareous loamy soil from Central China Plain[J]. *Plant and Soil*, 2012, 351(1/2): 263–275
- [25] 崔立莉. 膨润土的改土机理与应用研究[D]. 河北保定: 河北农业大学, 2004
- [26] Andrade F V, Mendonca E S, Silva I R, et al. Dry-matter production and phosphorus accumulation by maize plants in response to the addition of organic acids in oxisols[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2007, 38(19/20): 2733–2745
- [27] Paula P, Petri K, Martti E, et al. Influence of alurry and mineral fertilizer application technique on N_2O and CH_4 fluxes from a barley field[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2006, 117(1): 71–78
- [28] 邹建文, 黄耀, 宗良纲, 等. 不同种类有机肥施用对稻田 CH_4 和 N_2O 排放的综合影响[J]. *环境科学*, 2003, 24(4): 7–12
- [29] 杨云马, 薛世川, 夏风召, 等. 腐植酸复合肥对土壤微生物量的影响[J]. *华北农学报*, 2007, 22(B10): 187–189
- [30] Anderson I C, Poth M, Homstead J, et al. A Comparison of NO and N_2O production by the autotrophic nitrifier *Nitrosomonas europaea* and the heterotrophic nitrifier *Alcaligenes faecalis*[J]. *Applied and environmental microbiology*, 1993, 59(11): 3525–3533
- [31] 郑循华, 王明星, 王跃思, 等. 温度对农田 N_2O 产生与排放的影响[J]. *环境科学*, 1997, 18(5): 3–7, 93
- [32] 谢立勇, 叶丹丹, 郭李萍, 等. 不同施肥方式对东北黑土农田土壤温室气体排放的影响[C]//中国气象学会. S3 聚焦气候变化, 探索低碳未来. 中国气象学会, 2012: 9
- [33] 郑循华, 王明星, 王跃思, 等. 稻麦轮作生态系统中土壤湿度对 N_2O 产生与排放的影响[J]. *应用生态学报*, 1996, 7(3): 273–279

Influence of Different Fertilization Measures on NH₃ Volatilization and N₂O Emission in Salined Flavo-aquic Soil of Hetao Irrigation Area

WU Yan¹, HONG Mei^{1*}, LIN Lilong², MEI Li¹, ZHANG Jianqiang³

(1 Inner Mongolia Agricultural University / Key Laboratory of Soil Quality and Nutrient Resources of the Inner Mongolia Autonomous Region, Hohhot 010010, China; 2 Soil and Fertilizer Station in Inner Mongolia, Hohhot 010011, China; 3 Hangjin Houqi Agricultural Extension Center, Bayannur, Inner Mongolia 015000, China)

Abstract: NH₃ volatilization and N₂O emission under different fertilization of a salined flavo-aquic soil in Hetao Irrigation Area studied through the static chamber gas chromatography and in situ field determination, the different fertilization included 1) CK, farmer conventional fertilization, 2) B, bentonite + CK, 3) C, biochar + CK, and 4) HA, humic acid + CK. The results showed that: compared with CK, B fertilization significantly reduced the cumulative emission of soil N₂O by 30.9% and decreased nitrogen loss by 31.5%, but there were no significant difference between the other fertilization and CK in N₂O cumulative emission. The NH₃ volatilization rate of each treatment reached the peak value in 3–5 days after fertilization, and then gradually tended to be stable. Compared with CK, B, C, and HA treatments significantly reduced total amount of soil NH₃ volatilization by 56.0%, 41.2% and 49.0%, and decreased nitrogen loss rate by 56.0%, 41.2% and 52.1%, respectively. Soil temperature and air temperature were significantly positively correlated with soil N₂O emission; Soil water content ranged from 151.2 g/kg to 203.3 g/kg in maize growth period in which soil moisture content and soil N₂O emission were positively correlated. B fertilization significantly reduced soil NH₃ volatilization and N₂O emission, and increased crop yield by 11.1% compared to CK, which indicate it is the more reasonable fertilization.

Key words: Fertilization measures; NH₃; N₂O; Hetao Irrigation Area