

CO₂ 浓度升高对稻麦轮作农田氨挥发的影响

戴海洋¹, 赵艺蓉¹, 薛淮文¹, 彭翔¹, 黄家宇¹, 李天玲¹, 胡正华², 申卫收^{1*}

(1. 南京信息工程大学环境科学与工程学院 / 江苏省大气环境监测与污染控制高新技术研究重点实验室 / 江苏省大气环境与装备技术协同创新中心, 江苏 南京 210044; 2. 南京信息工程大学应用气象学院 / 江苏省农业气象重点实验室, 江苏 南京 210044)

摘要: 氨挥发不仅造成农田氮素损失, 还加剧了大气灰霾污染。二氧化碳 (CO₂) 浓度升高和气候变化对农田氨挥发的影响尚不清楚。采用 OTC (Open-Top Chamber, 开顶式气室) 模拟研究 CO₂ 浓度渐升和骤升 200 mg/L 对南方稻麦轮作农田氨挥发的影响, 探明在 21 世纪末 CO₂ 浓度背景下农田氨挥发的响应特征。本研究分别设置 CK 对照组、T1 渐增组和 T2 骤增组, 通气式氨气捕获法测定农田氨挥发, 并比较各处理之间的差异。试验结果表明: (1) 两年田间试验后, 在 CO₂ 浓度升高下, 小麦田累积氨挥发为 7.87 kg/hm², 水稻田累积氨挥发为 80.38 kg/hm², 小麦季氨挥发量较少, 全年氨挥发量主要由水稻季贡献。(2) 小麦季氨挥发持续时间较长, 峰值出现与降水情况有关; 水稻季氨挥发峰值出现在施肥后 1 ~ 4 d, 随后下降, 氨挥发持续时间较短, 两周之后降至背景值。(3) 本试验影响氨挥发的主要因素是气温、降水和土壤铵态氮含量。(4) 2018 年冬小麦、2019 年水稻、2019 年冬小麦和 2020 年水稻的农田氨挥发量各处理之间均无明显差异。由此推论, 到 21 世纪末, 无论 CO₂ 浓度渐升或骤升 200 mg/L, 均对稻麦轮作农田氨挥发无明显影响。

关键词: 氨挥发; 气候变化; CO₂ 浓度升高; 开顶式气室 (OTC); 稻麦轮作

由于人类活动造成大气二氧化碳 (CO₂) 浓度迅速升高^[1-2], 目前全球大气 CO₂ 浓度比工业革命前增加了 40%, 达到了 400 mg/L^[3], 21 世纪末 CO₂ 浓度会再升高 200 mg/L。IPCC 第五次评估报告指出, 人为排放到大气中的累积 CO₂ 约 40% 留存在大气中, 其余储存在陆地和海洋中, 将对未来全球变暖起到决定性作用。氨气 (NH₃) 是大气中唯一的碱性气体, 农田 NH₃ 挥发不仅会造成土壤氮素损失、降低氮肥利用效率, 而且还是大气细颗粒物 PM_{2.5} 的重要前体物, 会加剧灰霾污染^[4]。农田化肥施用和畜禽养殖是大气 NH₃ 排放的主要来源^[5], 其中农田 NH₃ 挥发占总氨排放量的 60% 以上^[6], 农田化肥施用产生的 NH₃ 排放量占人为源 NH₃ 排放总量的 30%^[7]。在农业生产中, 稻麦轮作系统是一种典型的水旱轮作种植模式, 主要分布在亚洲。在全球 CO₂ 浓度升高的背景下, 研究稻麦轮

作系统的 NH₃ 挥发, 对于农业生产科学地应对未来气候变化挑战显得尤为重要。

大气 CO₂ 浓度升高可能改变陆地土壤-植物体系, 进而影响农田生态系统养分循环。当前, CO₂ 浓度升高的研究主要集中于碳、氮养分循环领域, 对农田温室气体如甲烷、氧化亚氮排放以及土壤和作物性状、养分积累及转运影响的研究较多, 侧重于对未来气候变化环境下温室气体控制, 特别是全球粮食产量、品质的关注, 但对于该气候背景下农田氨挥发损失的相关研究鲜见报道。以往的研究表明, 土壤性质如土壤 pH、阳离子交换量、CaCO₃ 含量等因素影响农田 NH₃ 挥发。土壤 pH 是影响 NH₃ 挥发的重要因素之一^[8-9]。一般认为, pH 越高, NH₃ 挥发量越高, 这是因为随着 pH 的升高, 液相中 NH₄⁺-N 所占的比例越大, NH₃ 挥发的潜力也就越大^[10-11]。陈震等^[12]发现土壤 NH₃ 挥发总量随着灌溉溶液 pH 的增大而增加。Chen 等^[13]发现将热裂解后形成的生物炭施入土壤可提高土壤 pH, 进而使氨挥发增加, 在较高生物炭施加量时更为显著。CaCO₃ 对于土壤 NH₃ 挥发的影响也是通过 pH 发挥作用, 随着 NH₃ 挥发的不断进行, H⁺ 不断产生, pH 不断降低, 如果没有 CaCO₃ 的缓冲, pH

收稿日期: 2021-02-03; 录用日期: 2021-02-18

基金项目: 国家自然科学基金面上项目 (41771291, 41775152); 南京信息工程大学人才启动基金。

作者简介: 戴海洋 (1995-), 硕士研究生, 主要从事农畜牧业氨气排放控制研究。E-mail: 1209699058@qq.com。

通讯作者: 申卫收, E-mail: wsshenn@nuist.edu.cn。

会迅速降低, NH_3 挥发则随之停止。

农业管理措施中主要是施氮量、肥料类型、耕作方式等影响农田 NH_3 挥发^[14]。氮肥施用量是影响 NH_3 挥发的最主要因子^[15], 随着施氮量的增加, NH_3 挥发也随之增大^[16-17]。有研究认为免耕会增加 NH_3 的挥发量^[18-19], 氮肥深施能够有效地将 NH_3 挥发底物带入深层土壤从而减少 NH_3 挥发^[20], 同时还可以促进土壤胶体对 NH_4^+-N 的吸附, 提高氮肥利用率, 降低 NH_3 挥发损失^[21], 也有研究表明 NH_3 挥发不会受到耕作方式的影响^[22]。

气象因素如气温和降水也会对农田 NH_3 挥发造成影响。夏季由于气温高农田 NH_3 挥发会远高于其他季节^[23]。降水在不同的土壤条件下对农田 NH_3 挥发的影响是不同的。一般对于旱地来说, 降水会提高土壤水分, 促进肥料迅速水解成 NH_3 , 从而促进旱地土壤的 NH_3 挥发。杨洁等^[24]发现 NH_3 挥发速率的峰值喷灌方式显著小于沟灌方式。但是与此同时, 水分含量过高时也可能使水稻田面的 NH_4^+-N 浓度降低, 反而会减少 NH_3 的挥发。

对于全球气候变化背景下的农田气体排放研究, 国际上多采用开放式大气 CO_2 浓度升高 (FACE)、OTC (Open-Top Chamber, 开顶式气室) 等方法。在考虑试验成本因素的情况下, OTC 能够最大限度地还原自然环境, 较好地模拟在高 CO_2 浓度下农田作物的生长以及温室气体排放, 获得的数据更接近于真实情况^[25-27]。通常利用 OTC 模拟研究 CO_2 浓度升高下植物生理和温室气体的排放特征, 但对于 CO_2 浓度升高下的 NH_3 挥发特征了解较少。此外, CO_2 浓度渐升和骤升的生态效应尚不清楚。为了预测到 21 世纪末 CO_2 浓度升高背景下农田氨挥发特征, 采用 OTC 模拟 CO_2 浓度渐升和骤升对稻麦轮作农田 NH_3 挥发的影响, 探明农田 NH_3 挥发对 CO_2 浓度升高的响应规律, 这对未来全球气候变化情境下稻麦轮作农田生态系统 NH_3 排放速率和排放总量的预测具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验地位于江苏省南京市南京信息工程大学农业气象站, 属亚热带气候, 四季分明, 降水量适中。每年的 6 月末至 7 月初为梅雨季节。根据当地种植制度栽培小麦和水稻, 稻麦轮作、一年两熟。试验田占地约 1600 m^2 , 共设置 12 个气室 (开顶

箱), 以廊桥为中心对称设置 3 个处理, 每个处理 4 个重复。每个开顶箱间隔约 8 m, 开顶箱为正八边形棱柱体, 高 3 m, 对边直径 3.75 m, 底面积 10 m^2 , 铝合金框架, 周围安装高透光性的普通透明玻璃, 顶部开口向内倾斜 45°。气室中置有传感器和鼓风机来控制 CO_2 浓度。试验地概况见图 1。



图 1 试验地概况

1.2 气温和降水量数据

2018 ~ 2020 年大气温度和降水量数据如图 2 所示。

1.3 试验处理

设置为期 5 年的田间原位试验, 试验处理分别为 CK (对照组)、T1 (CO_2 渐增组)、T2 (CO_2 骤增组), 每组 4 个重复。作物生长期共施肥 3 次, 每次施肥后均进行 NH_3 和土样采集, 并分析样品以得到 NH_3 挥发通量和土壤 pH、含水率、 NH_4^+-N 等土壤理化性质。CK 组为自由空气中 CO_2 浓度, 在气室中直接种植作物; T1 组为 CO_2 浓度渐增处理, 每年在前一年的基础上增长 40 mg/L , 在第 5 年增长 200 mg/L ; T2 组为 CO_2 浓度骤增处理, 气室中 CO_2 浓度每年都保持在大气 CO_2 基础上增加 200 mg/L 。具体试验处理见表 1。

本文主要对第 3 年小麦季、第 4 年水稻季和小麦季以及第 5 年水稻季的 NH_3 挥发特性及影响因素进行研究。试验从 2018 年 11 月开始, 到 2020 年 7 月结束, 冬小麦的氮肥运筹: 基肥为 50%、返青肥为 35%、拔节孕穗肥为 15%。其中, 基肥为 15:15:15 复合肥, 返青肥和拔节孕穗肥均为尿素 (表 2)。水稻季氮肥运筹: 基肥 60%、分蘖肥 20%、穗肥 20%。基肥为复合肥, 追肥均为尿素 (表 3)。

1.4 NH_3 挥发收集装置以及分析方法

NH_3 收集装置为 PVC 材料, 包含圆柱体气室 (高为 20 cm, 内径为 15 cm); 海绵片 (2 片, 直径 15 cm, 厚 2 cm), 测定前将磷酸甘油混合液注入海绵片中 (下层海绵片用于吸收装置内土壤挥发的 NH_3 , 上层海绵片用于隔绝外界 NH_3 影响); 圆柱形支柱 (共 4 根, 长 15 cm, 直径 0.5 cm, 顶部延伸出 5 cm); 遮雨板 (30 cm × 30 cm)。

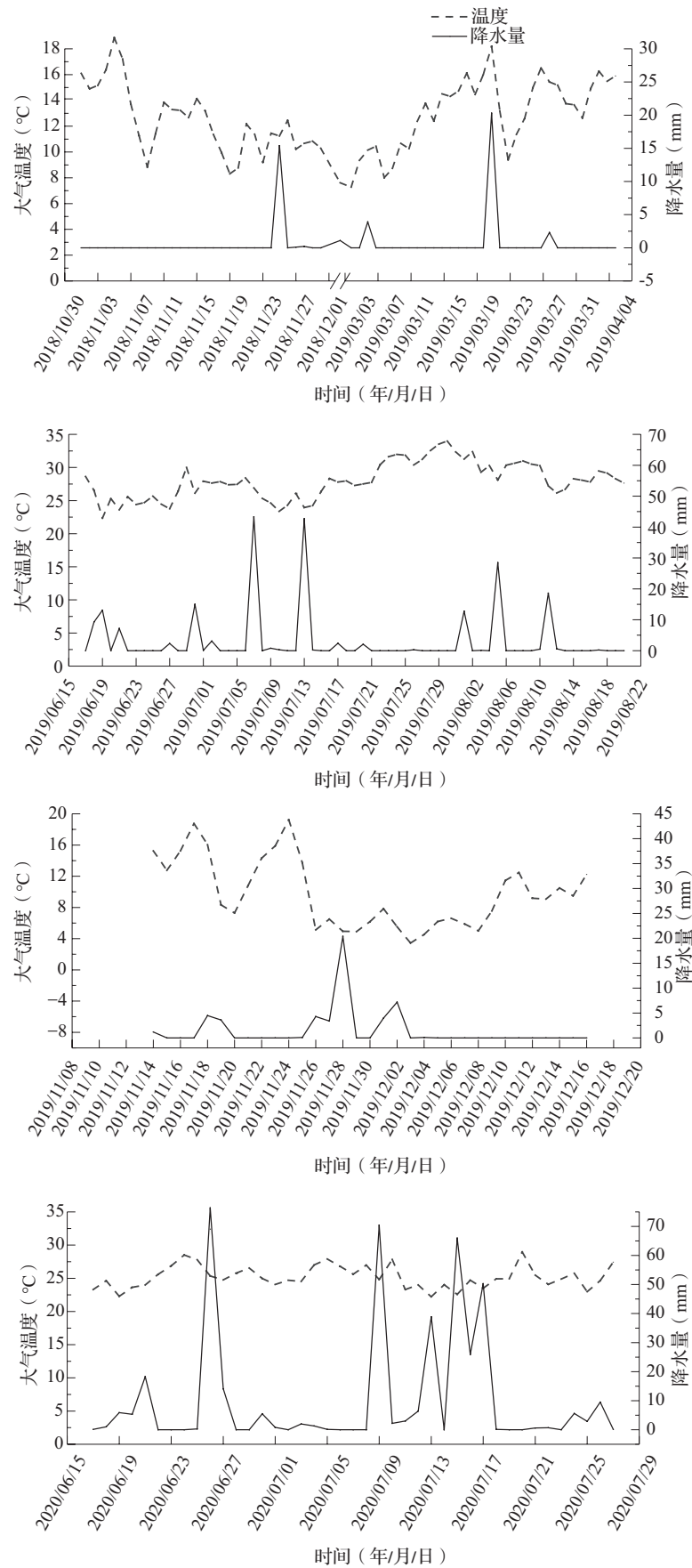


图 2 2018 ~ 2020 年大气温度和降水量

表1 试验处理设置 (mg/L)

时间	CK (对照组)	T1 (渐增组)	T2 (骤增组)
第1年	+0	+40	+200
第2年	+0	+80	+200
第3年	+0	+120	+200
第4年	+0	+160	+200
第5年	+0	+200	+200

表2 试验地冬小麦氮肥运筹

施肥	总施氮量 (g/m ²)	施氮量 (g/m ²)	小区 施肥量 (g)	区数	总计 (g)
基肥	22.5	11.25	195	12	2340
返青肥	22.5	7.88	45	12	540
拔节孕穗肥	22.5	3.38	19	12	228

表3 试验地水稻田氮肥运筹

施肥	总施氮量 (g/m ²)	施氮量 (g/m ²)	小区 施肥量 (g)	区数	总计 (g)
基肥	25	15	263.0	12	3156
分蘖肥	25	5	28.3	12	339
穗肥	25	5	28.3	12	339

通过通气式 NH_3 捕获法采集 NH_3 , 靛酚蓝比色法进行测定; 土样通过土钻进行采样, 通过电位法对 pH 进行测定, 烘干法测定含水率, 靛酚蓝比色法测定 NH_4^+-N 。

1.5 数据处理

使用 Origin 2018 绘图, 采用 SPSS 23.0 对结果进行显著性差异检验和多重比较。

2 结果与分析

2.1 小麦季氮挥发

2018 年小麦季施用基肥后氮挥发通量为 $0 \sim 0.036 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$, 施用拔节孕穗肥后氮挥发通量为 $0.01 \sim 0.175 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 。虽然两次施肥累积氮挥发量相差 5 倍左右, 但累积氮挥发量总体上都很少 (图 3)。施基肥当天氮挥发通量达到 $0.015 \sim 0.023 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$, 在施肥 5 和 10 d 后均有较大挥发通量; 在施肥后的一个月内, 氮挥发逐渐减少, 但在施肥后 20 到 28 d 出现氮挥发通量

上升的趋势。施拔节孕穗肥当天, 氮挥发通量达到最大值, 在 $0.10 \sim 0.18 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 之间, 施肥后的一个月内, 氮挥发逐渐达到背景值。

2019 年小麦季施用基肥后氮挥发通量在 $0 \sim 0.08 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 之间 (图 4)。对照组氮挥发通量第 1 次峰值在施肥后第 5 d 出现, 其值为 $0.017 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$, CO_2 渐增组和骤增组施肥后氮挥发通量第 1 次峰值均在施肥 2 d 后出现, 分别为 0.016 和 $0.012 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 。3 组处理均在施肥后 20 d 出现第 2 次峰值, 且高于第 1 次峰值, 对照组、 CO_2 渐增组和骤增组峰值分别为 0.055 、 0.032 、 $0.055 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 。无论 CO_2 浓度渐升或骤升, 对试验期间冬小麦农田氮挥发通量均无明显影响。

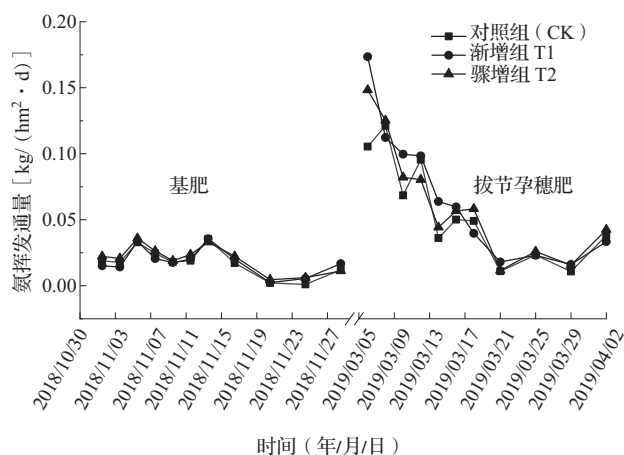


图3 2018 年小麦季氮挥发速率变化

注: 对照组 (CK): $+0 \text{ mg/L}$; 渐增组 T1: $+120 \text{ mg/L}$; 骤增组 T2: $+200 \text{ mg/L}$ 。下同。

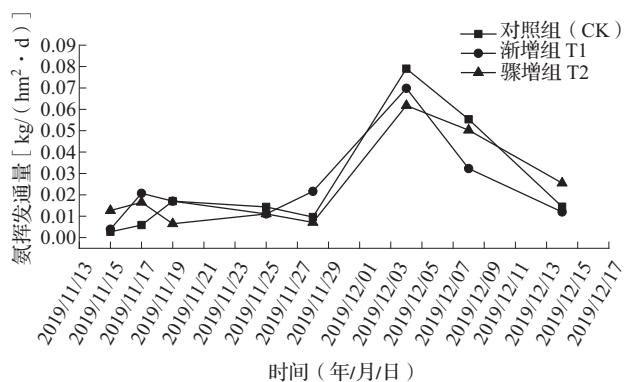


图4 2019 年冬小麦农田基肥氮挥发速率变化

2018 年 CO_2 渐增组小麦季农田累积氮挥发量最高, 为 $2.14 \text{ kg}/\text{hm}^2$; CO_2 骤增组的累积氮挥发量

与 CO_2 渐增组相当, 为 2.11 kg/hm^2 ; 对照组的累积氨挥发量略小于 CO_2 渐增组和骤增组, 为 1.82 kg/hm^2 (图 5)。3 组处理累积氨挥发量都很低, 并且均无明显差异。2019 年对照组基肥氨累积挥发量略高于 CO_2 渐增组和 CO_2 骤增组, 但是 3 组处理相差不大 (图 6) 且累积氨挥发量无明显差异。

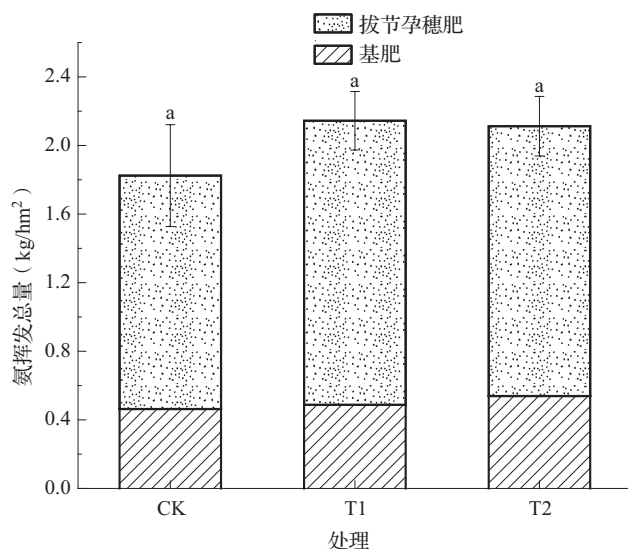


图 5 2018 年小麦季农田累积氨挥发量

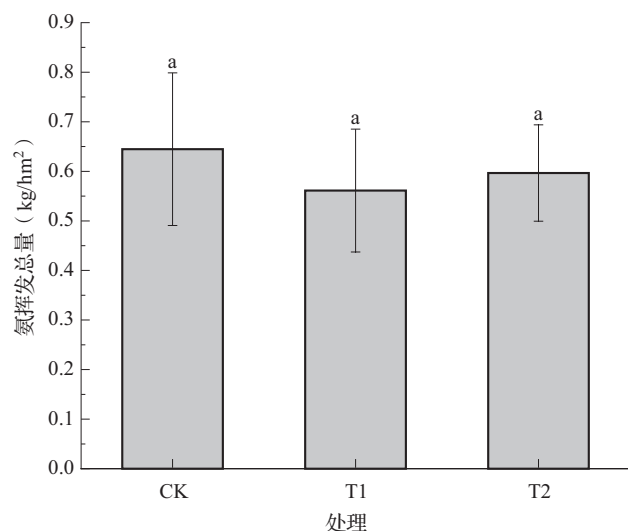


图 6 2019 年冬小麦农田基肥累积氨挥发量

测定土壤基本理化性质得到冬季小麦农田土壤的 NH_4^+-N 。2018 年, 在施基肥后的一个月, 土壤中 NH_4^+-N 含量在 $2 \sim 12 \text{ mg/kg}$ 范围内, 施肥当天土壤中 NH_4^+-N 含量最高, 施肥后 4 d 最低, 施肥后 10 d 含量升高, 之后下降 (图 7)。在施拔节孕穗肥后的一个月, 土壤中 NH_4^+-N 含量在 $8 \sim 18 \text{ mg/kg}$

范围内, 3 组处理变化趋势相同, 均在 2019 年 3 月 13 日出现高峰 (图 7 中虚线位置), 在 3 月底到 4 月初的时候出现上升趋势。在 2019 年, 施用基肥后土壤中 NH_4^+-N 含量达到峰值, 之后慢慢下降。在施肥后一个月内, 土壤中 NH_4^+-N 含量在 $1 \sim 27 \text{ mg/kg}$ 之间 (图 8)。无论 CO_2 浓度渐升或骤升, 对试验期间冬小麦农田 NH_4^+-N 含量均无显著影响。

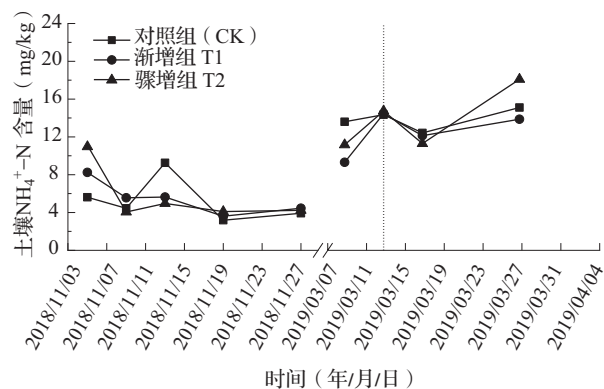


图 7 2018 年小麦季土壤 NH_4^+-N 含量

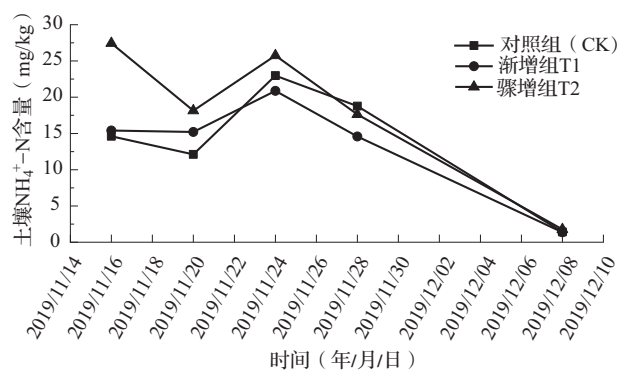


图 8 2019 年小麦季农田土壤 NH_4^+-N 含量

2018 年小麦季施用基肥后氨挥发通量变化趋势与气温变化趋势一致, 在施肥后 2 d 内气温下降, 氨挥发通量也随之下降; 在氨挥发通量达到峰值和次峰值的两个时间段内, 气温也较高。在施肥后的一个月, 氨挥发逐渐减少, 但总趋势与气温变化趋势相同。在 2018 年小麦季基肥施用后降水较少, 施肥后 21 d 仅有 15 mm 左右的降水量, 而在这段时间内, 氨挥发也较少。

施用拔节孕穗肥后一个月, 氨挥发通量相较于基肥施用后变化趋势较为明显, 推测其原因可能为两点。首先, 2019 年 3 月的气温比 2018 年的气温高, 温度越高, 越有利于氨挥发过程的进行; 其

次, 拔节孕穗肥施肥时间为2019年3月5日, 在施肥前, 3月4日和5日均有降水, 水分会加快尿素的水解, 使土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量增加, 有利于氨挥发。但在2018年11月施基肥时, 土壤较干, 多为结块状态, 氮肥仅附在土壤表面, 无法有效水解, 因而氨挥发较少。虽然在施基肥时氨挥发通量远小于拔节孕穗肥, 但土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量相差不多。考虑到基肥的化肥氮量是拔节孕穗肥的3倍多, 但施基肥后土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量甚至低于施基肥后, 可能是由于施基肥时土壤含水率较低, 肥料无法充分分解, 使土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量增加不多, 氨挥发也比较少。

OTC中 CO_2 浓度渐增组和骤增组对农田氨挥发均没有显著影响, 这可能是因为基肥期作物生长差别较小, 作物的氮素吸收利用能力并没有太大差异; 追肥期由于较小的施肥量, 并没有较大的氨挥发潜势。氨挥发是一种物理化学过程, 水分、施肥量和土壤pH可能是其主导的影响因素。因此, 在21世纪末, CO_2 浓度升高的背景下, 冬小麦农田氨挥发不会产生较大的变化。

2019年小麦季农田3组处理氨挥发通量第2次峰值均在施肥后20 d出现, 可能是由于峰值前有连续降水, 土壤含水率升高, 促进了氮肥水解使土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度升高, 促进氨挥发。前20 d氨挥发通量较少, 可能是因为 CO_2 浓度升高加大了穗部对氮素的需求^[28]。

2019年冬小麦氨挥发总量和2018年差别不大, 对比2018年冬小麦和2019年冬小麦土壤理化性质可以发现, 2018年土壤pH在6.2~7.2的范围内, 土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量在3~17 mg/kg的范围内, 而2019年土壤pH在5.2~6.0的范围内, 土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量在1~27 mg/kg的范围内, 分析其原因可能是2019年土壤pH较低, 土壤中以 NH_4^+ 形式存在的氮素比例较高。根据3组处理的氨挥发累积排放量, 到21世纪末, CO_2 浓度升高的背景下, 冬小麦农田氨挥发较现在不会产生较大的变化。

2.2 水稻季氨挥发

2019年夏季水稻田3组处理氨挥发通量趋势几乎相同, 施用基肥后氨挥发通量一直呈上升趋势, 13 d后才达到峰值, 在施用分蘖肥6 d后和施用穗肥4 d后也出现较高挥发量(图9)。施用基肥后氨挥发速率的峰值明显高于两次追肥。施穗肥之

后, 虽然氨挥发通量不高, 但氨挥发速率出现了4次上升趋势。2020年夏季水稻田氨挥发速率3组处理几乎相同, 在施用基肥后出现峰值, 随后迅速下降, 在12 d后也出现较高排放量(图10)。之后虽有波动, 但大体都呈现下降的趋势。无论 CO_2 浓度渐升或骤升, 对试验期间水稻田氨挥发通量均无明显影响。

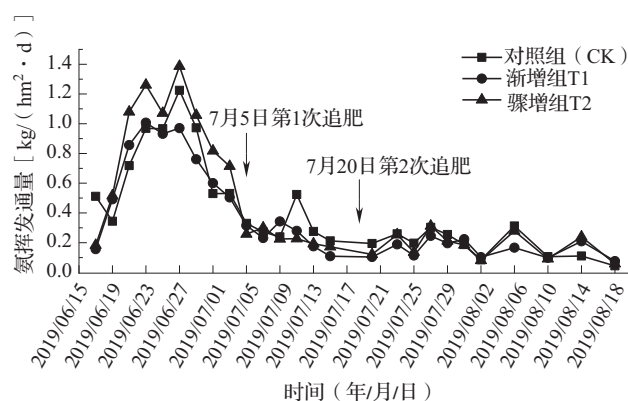


图9 2019年夏季水稻农田氨挥发速率变化

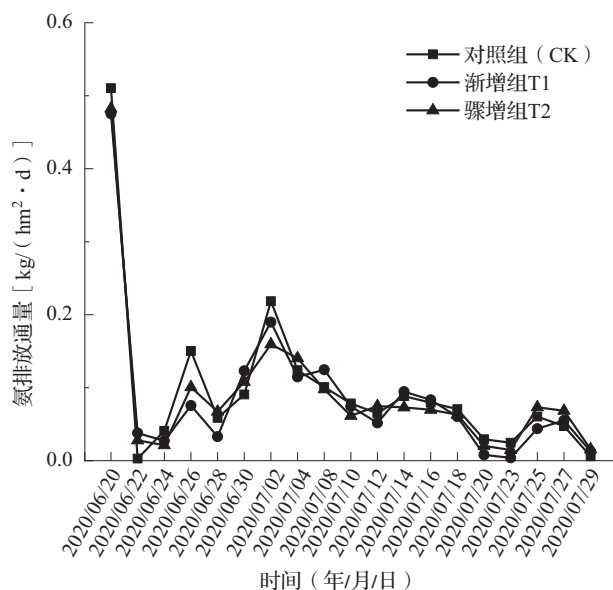


图10 2020年夏季水稻农田氨挥发速率变化

2019年夏季水稻农田3组处理氨挥发累积总量贡献最大的均是基肥, 这与Dong等^[29]、Sun等^[30]和Liu等^[31]研究结果相一致, 其次是穗肥, 最少的是分蘖肥(图11), 并且均无明显差异。2020年3组处理水稻季农田氨挥发累积总量贡献最大的也均是基肥, 其次是分蘖肥, 最少的是穗肥(图12)。对照组、 CO_2 渐增组、骤增组氨累积挥发量无明显差异, 结果与2019年水稻季完全一样。

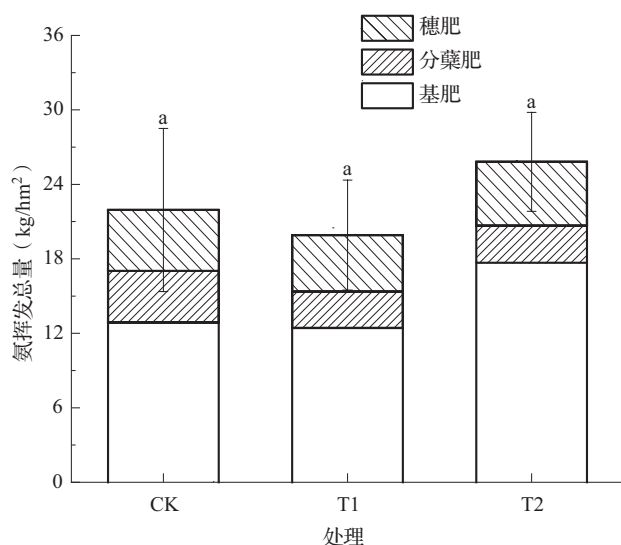


图 11 2019 年夏季水稻农田累积氨挥发量

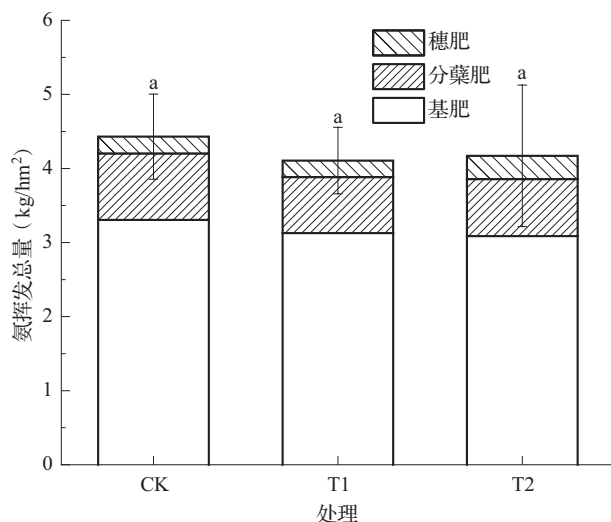
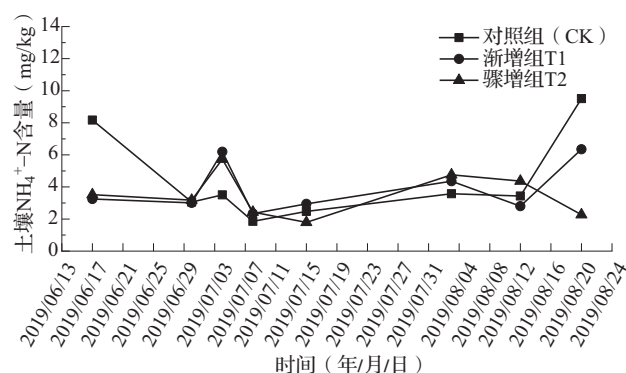
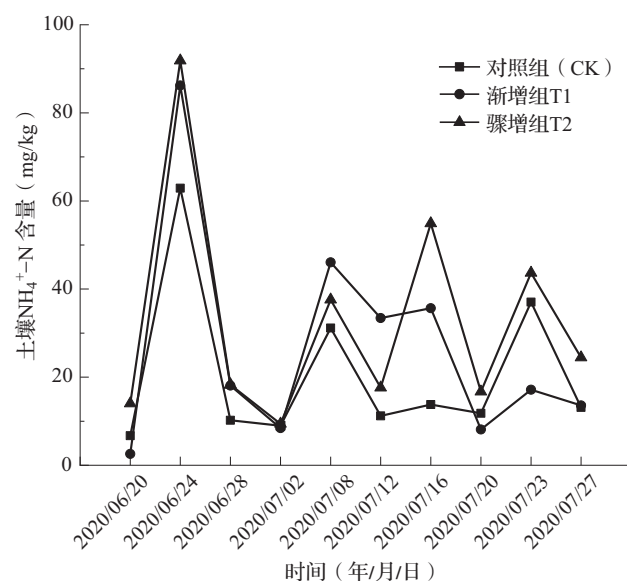


图 12 2020 年夏季水稻农田累积氨挥发

测定土壤基本理化性质以得到夏季水稻农田土壤的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 。2019 年，由土壤的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 曲线可以看出，在施用基肥和分蘖肥当天土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量突然升高之后慢慢下降，在施用分蘖肥 10 d 后含量逐渐升高（图 13）。2020 年，在施基肥后 2 d，3 组处理土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 都达到了最大峰值，之后迅速下降，在施用分蘖肥当天以及施用后的第 8 d 出现峰值，在施用穗肥后也同样出现峰值（图 14）。无论 CO_2 浓度渐升或骤升，对试验期间水稻田 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量均无显著影响。

2019 年，施用基肥后氨挥发通量一直呈上升趋势，13 d 后才达到峰值，分析原因可能由于在施肥后有连续降水，从而降低了田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的浓度，

图 13 2019 年水稻农田土壤的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量图 14 2020 年水稻农田土壤的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$

降低了氨挥发的潜势；施用分蘖肥 6 d 后氨挥发通量才出现峰值，原因可能是在施用分蘖肥后 2 d，降水量较大且气温较低，使氨挥发受阻，在降水结束后几日中，土壤含水率较高，促进了氮肥的水解，土壤 pH 也升高，使土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 增多，从而使氨挥发量增加；施穗肥后，虽然氨挥发通量不高，但出现了 4 次上升趋势，可能是由于这期间有降水，导致氨挥发速率几乎为零，降水之后氨挥发速率均呈现上升趋势。施用基肥和分蘖肥后土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量突然升高之后慢慢下降，这是因为肥料进入土壤之后被分解为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ，使得土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量突然上升。在施用分蘖肥后 2 ~ 10 d，土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量呈上升趋势，推测原因可能是因为在这段时间内持续降水，使得土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 随着雨水的渗透作用被带到了土壤深层，使得氨挥发受到阻力，土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 增加。

2020 年夏季水稻田氨挥发在施用基肥当天出现峰值,但在施用分蘖肥和穗肥后氨挥发速率却很低,可能原因是降水量太大且频繁,最高达到了 70 mm,在施肥后,土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 增加。2019 和 2020 年水稻田结果差异较大,对比氨挥发通量可以发现,2019 年氨挥发通量最高的为 CO_2 骤增组,达到 $1.4 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$,而 2020 年氨挥发通量最高的为对照组,为 $0.5 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$,约为 2019 年氨挥发通量的 1/3;对比氨累积挥发量也不难发现,2019 年氨累积挥发量为 $26 \text{ kg}/\text{hm}^2$,而 2020 年氨累积挥发量仅约为 $4 \text{ kg}/\text{hm}^2$,相差近 6 倍;而土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量差异也很大,2019 年土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量最高,约为 $10 \text{ mg}/\text{kg}$,而 2020 年达到 $90 \text{ mg}/\text{kg}$,分析原因可能是 2020 年降水量大^[32],氨挥发受阻,增加了土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量。对比小麦季和水稻季可以发现,在小麦季氨挥发较少,全年主要氨挥发发生在水稻季。尽管如此,2020 年水稻季农田氨挥发总量的差异性结果仍与 2019 年保持一致。可以预期,到 21 世纪末,在 CO_2 浓度升高的背景下,水稻季氨挥发较现在无明显差异。

3 结论

2 年田间试验后,在 CO_2 浓度升高下,小麦田累积氨挥发为 $7.87 \text{ kg}/\text{hm}^2$,水稻田累积氨挥发为 $80.38 \text{ kg}/\text{hm}^2$,小麦季氨挥发量较少,全年氨挥发量主要由水稻季贡献。小麦季氨挥发持续时间较长,峰值出现与降水情况有关;水稻季氨挥发峰值出现在施肥后 1 ~ 4 d,随后下降,氨挥发持续时间较短,两周之后降至背景值。本试验发现影响氨挥发的主要因素是气温、降水、土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量,较高的气温会促进氨挥发;对于小麦田来说,降水促进了氨挥发,而对于水稻田来说,在有大量田面水的情况下,降水反而会导致田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度降低,从而减少氨挥发;土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量越高,越有利于氨挥发。2018 年冬小麦、2019 年水稻田、2019 年冬小麦和 2020 年水稻田的累积氨挥发总量各处理之间均无明显差异。由此推论,到 21 世纪末,无论 CO_2 浓度渐升或骤升至 $200 \text{ mg}/\text{L}$,均对稻麦轮作农田氨挥发无明显影响。

参考文献:

[1] 杨连新,王云霞,朱建国,等. 开放式空气中 CO_2 浓度增高 (FACE) 对水稻生长和发育的影响 [J]. 生态学报, 2009,

30 (6): 1573-1585.
 [2] 赵俊芳,郭建平,张艳红,等. 气候变化对农业影响研究综述 [J]. 中国农业气象, 2010, 31 (2): 200-205.
 [3] 周娟,舒小伟,许高平,等. 大气 CO_2 浓度升高对不同品种类型水稻钾素吸收利用的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2021, 40 (4): 736-746.
 [4] Kim E, Kim B U, Kim H C, et al. Direct and cross impacts of upwind emission control on downwind $\text{PM}_{2.5}$ under various NH_3 conditions in Northeast Asia [J]. Environmental Pollution, 2021, 268 (PA): 115794.
 [5] Wang H, Zhang D, Zhang Y, et al. Ammonia emissions from paddy fields are underestimated in China [J]. Environmental Pollution, 2018, 235 (apr.): 482-488.
 [6] Fu H, Luo Z B, Hu S Y. A temporal-spatial analysis and future trends of ammonia emissions in China [J]. Science of the Total Environment, 2020, 731: 138897.
 [7] 刘春蕾,姚利鹏. 江苏省农业源氨排放分布特征 [J]. 安徽农业科学, 2016, 44 (22): 70-74.
 [8] 卢丽丽,吴根义. 农田氨排放影响因素研究进展 [J]. 中国农业大学学报, 2019, 24 (1): 155-168.
 [9] 段争虎,周玉麟. 土壤特性和环境因子对氨挥发的影响 [J]. 土壤通报, 1990 (2): 94-97, 93.
 [10] 习斌,张继宗,左强,等. 保护地菜田土壤氨挥发损失及影响因素研究 [J]. 植物营养与肥料学报, 2010, 16 (2): 327-333.
 [11] 江长胜,魏朝福,杨剑虹. 旱地土壤氨挥发损失及其影响因素研究 [J]. 土壤农化通报, 1998, 13 (4): 121-127.
 [12] 陈震,车宗贤. 肥料酸化对灌淤土氨挥发的影响 [J]. 干旱区资源与环境, 2019, 33 (12): 102-109.
 [13] Chen C R, Phillips I R, Condron L M, et al. Impacts of greenwaste biochar on ammonia volatilisation from bauxite processing residue sand [J]. Plant and Soil, 2013, 367 (1-2): 301-312.
 [14] 杨国英,郭智,刘红江,等. 稻田氨挥发影响因素及其减排措施研究进展 [J]. 生态环境学报, 2020, 29 (9): 1912-1919.
 [15] Yang Y, Li N, Ni X Y, et al. Combining deep flooding and slow-release urea to reduce ammonia emission from rice fields [J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 244: 118745.
 [16] 邓美华,尹斌,张绍林,等. 不同施氮量和施氮方式对稻田氨挥发损失的影响 [J]. 土壤, 2006, 38 (3): 263-269.
 [17] 杨淑莉,朱安宁,张佳宝,等. 不同施氮量和施氮方式下田间氨挥发损失及其影响因素 [J]. 干旱区研究, 2010, 27 (3): 415-421.
 [18] Bacon P E, Hoult E H, Megarity J W. Ammonia volatilization from fertilizers applied to irrigated wheat soils [J]. Fertilizer Research, 1986, 10 (1): 27-42.
 [19] Palma R M, Saubidet M I, Rimolo M, et al. Nitrogen losses by volatilization in a corn crop with two tillage systems in the Argentine Pampa [J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 1998, 29 (19-20): 2865-2879.
 [20] 张玉铭,胡春胜,董文旭. 华北太行山前平原农田氨挥发损

- 失 [J]. 植物营养与肥料学报, 2005, 11 (3): 417-419.
- [21] 肖其亮, 朱坚, 彭华, 等. 稻田氨挥发损失及减排技术研究进展 [J]. 农业环境科学学报, 2021, 40 (1): 16-25.
- [22] Griggs B R, Norman R J, Wilson C E, et al. Ammonia volatilization and nitrogen uptake for conventional and conservation tilled dry-seeded, delayed-flood rice [J]. Soil Science Society of America Journal, 2007, 71 (3): 745-751.
- [23] 张翀, 韩晓阳, 李雪倩, 等. 川中丘陵区紫色土冬小麦/夏玉米轮作氨挥发研究 [J]. 中国生态农业学报, 2015, 23 (11): 1359-1366.
- [24] 杨洁, 焦燕, 杨文柱, 等. 喷灌和沟灌方式对农田土壤 NH_3 挥发的影响 [J]. 中国环境科学, 2019, 39 (3): 960-968.
- [25] 郭艳亮, 王晓琳, 张晓媛, 等. 田间条件下模拟 CO_2 浓度升高开顶式气室的改进及其效果 [J]. 农业环境科学学报, 2017, 36 (6): 1034-1043.
- [26] 刘国一, 谢永春, 侯亚红, 等. 温度和二氧化碳浓度升高对青稞生长的影响 [J]. 中国农业气象, 2018, 39 (9): 567-574.
- [27] 王明娜, 罗卫红, 孙彦坤, 等. 开放式空气 CO_2 浓度升高对小麦冠层微气候的影响 [J]. 中国农业气象, 2008 (4): 392-396.
- [28] 韩雪, 郝兴宇, 王贺然, 等. 高浓度 CO_2 对冬小麦旗叶和穗部氮吸收的影响 [J]. 中国农业气象, 2012, 33 (2): 197-201.
- [29] Dong Y, Wu Z, Zhang X, et al. Dynamic responses of ammonia volatilization to different rates of fresh and field-aged biochar in a rice-wheat rotation system [J]. Field Crops Research, 2019, 241: 107568.
- [30] Sun L Y, Wu Z, Ma Y C, et al. Ammonia volatilization and atmospheric N deposition following straw and urea application from a rice-wheat rotation in southeastern China [J]. Atmospheric Environment, 2018, 181: 97-105.
- [31] Liu T Q, Huang J F, Chai K B, et al. Effects of N fertilizer sources and tillage practices on NH_3 volatilization, grain yield, and N use efficiency of rice fields in central China. [J]. Frontiers in Plant Science, 2018, 9: 385.
- [32] 谭方颖, 郑昌玲, 宋迎波, 等. 2020 年夏季气象条件对农业生产的影响 [J]. 中国农业气象, 2020, 41 (11): 744-746.

Effect of elevated CO_2 concentration on ammonia volatilization from rice-wheat rotation field

DAI Hai-yang¹, ZHAO Yi-rong¹, XUE Huai-wen¹, PENG Xiang¹, HUANG Jia-yu¹, LI Tian-ling¹, HU Zheng-hua², SHEN Wei-shou^{1*} (1. School of Environmental Science and Engineering, Nanjing University of Information Science and Technology/Key Laboratory of High Technology Research on Atmospheric Environment Monitoring and Pollution Control in Jiangsu Province/Jiangsu Atmospheric Environment and Equipment Technology Collaborative Innovation Center, Nanjing Jiangsu 210044; 2. School of Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science and Technology/ Jiangsu Key Laboratory of Agricultural Meteorology of Jiangsu Province, Nanjing Jiangsu 210044)

Abstract: Ammonia volatilization not only causes nitrogen loss from agricultural soil, but also aggravates atmospheric haze pollution. It remains unknown about the effects of elevated carbon dioxide (CO_2) concentration and climate change on ammonia volatilization from the agricultural soil. The effects of elevated CO_2 concentration, either gradual increase or abrupt increase by 200 mg/L, on ammonia volatilization from rice wheat rotation field in southern China were investigated through OTC (open top air chamber) simulation. The response of ammonia volatilization from rice-wheat rotation field was simulated with the continuous increase of CO_2 concentration by the end of this century. This study investigated the ammonia volatilization from rice-wheat field under three CO_2 treatments, including ambient CO_2 (CK), gradual increase in CO_2 (T1) and abrupt increase in CO_2 (T2). The ammonia volatilization in farmland was determined by vented chamber for trapping. The results showed that: (1) After two years of field experiment, the cumulative ammonia volatilization was 7.87 kg/hm² in wheat field and 80.38 kg/hm² in rice field under elevated CO_2 concentration. Ammonia volatilization in the wheat season was relatively low, and the annual ammonia volatilization was mainly contributed by the rice season. (2) Ammonia volatilization in the wheat season lasted longer, and the volatilization peak was closely related to the precipitation. The peak of ammonia volatilization in the rice season was found in 1 to 4 days after fertilization and persisted for a short period of time, then declined to the background value in 2 weeks. (3) The main factors affecting ammonia volatilization in this study were air temperature, precipitation and soil ammonium nitrogen concentration. (4) There was no significant difference in the volatilization of 2018 winter wheat, 2019 rice, 2019 winter wheat and 2020 rice. Therefore, it can be preliminarily inferred that there is nearly no significant impact on the ammonia volatilization from rice-wheat field, even if the CO_2 concentration increase by 200 mg/L by the end of this century.

Key words: ammonia volatilization; climate change; elevated CO_2 concentration; open top air chamber (OTC); rice-wheat rotation