

郭柯凡,王 丰,娄文月,等. 有机种植对滨海稻田氨挥发特征及水稻产量的影响[J]. 江苏农业科学,2023,51(10):243–249.
doi:10.15889/j.issn.1002–1302.2023.10.033

有机种植对滨海稻田氨挥发特征及水稻产量的影响

郭柯凡^{1,2}, 王 丰³, 娄文月³, 朱元宏⁴, 沙之敏³, 曹林奎³, 蒋 敏^{1,2}

(1. 江苏省作物遗传生理重点实验室/江苏省作物栽培生理重点实验室/扬州大学农学院,江苏扬州 225009;

2. 江苏省粮食作物现代产业技术协同创新中心/扬州大学,江苏扬州 225009;

3. 上海交通大学农业与生物学院,上海 200240; 4. 上海青浦现代农业园区发展有限公司,上海 201717)

摘要:为了探讨有机种植对滨海稻田氨挥发损失及水稻产量的影响,设置不施肥对照(CK)、常规种植(CT)、有机种植(CO)3个处理,采用密闭室间歇抽气法,开展有机种植方式下滨海稻田氨挥发特征的研究。结果表明,有机种植的滨海稻田氨挥发总量为 34.72 kg/hm²,较常规种植显著降低 55.94% ($P < 0.05$)。田面水 NH₄⁺-N 浓度与稻田氨挥发通量呈极显著正相关($P < 0.01$),有机种植可有效降低田面水 NH₄⁺-N 浓度,从而直接减少了氨挥发的产生。有机种植的水稻产量下降 4.33%,但与常规种植相比,未达显著水平。因此,有机种植在保持水稻基本稳产的情况下,有效降低了滨海稻田由于氨挥发造成的氮素损失。

关键词:水稻;滨海盐土;有机种植;氨挥发;产量

中图分类号:S181;S511.06 **文献标志码:**A **文章编号:**1002–1302(2023)10–0243–07

滨海盐碱土是我国盐碱土的一个重要组成部分,主要分布在沿海地区,面积约为 130 万 hm²^[1],并随着河流入海口的增长而不断增加^[2]。滨海盐碱土作为我国重要的后备土地资源,用于种植水稻不但能有效缓解粮食压力,还能通过淋溶与水稻自身生物作用而降低土壤的盐碱程度^[3–4]。而土壤盐碱含量高及土壤有机质、肥力低,不但会降低水稻产量^[5],还会极大促进氨挥发的产生。

氨(NH₃)作为大气中的主要碱性气体,与空气中的 SO₂、NO_x 等反应形成的次级产物,占 PM_{2.5} 总量的 25% ~ 60%^[6–7],严重影响空气质量;还能通过干湿沉降引起水体富营养化、土壤酸化等环境问题^[8–9]。有研究表明,中国氨挥发量达 14 Tg/年^[10]。农业源氨排放占总排放量的 80% ~ 90%^[11–12],其中 29.41% ~ 47.40% 是由化肥不合理施用导致的^[13]。氨挥发在水稻种植期间也大量发生,施入稻

田的氮肥有 13.2% ~ 47.0% 是通过氨挥发途径损失的^[14]。有机肥替代化肥,不但减少了化肥用量,还能有效降低稻田氨挥发的产生^[15]。李喜喜等研究表明,使用猪粪或菜籽饼替代 30% ~ 50% 的化肥可降低 10% ~ 18% 的氨挥发量^[16]。有机种植模式使氨挥发下降幅度更大。单施菜籽饼时,氨挥发下降 40%^[17];单施粪肥时,氨挥发可减少至 0.7% ~ 1.0%,基本不产生氨挥发^[18]。但粪肥或菜籽饼存在养分含量不足、存储运输困难等负面效应^[19],难以大规模使用。有机肥养分较高,兼顾生态与高效,是菜籽饼肥与粪肥的良好替代之一。

本研究分析粪肥配施商品有机肥的有机种植模式对稻田氨挥发及水稻产量的影响,旨在为促进水稻绿色生产提供科学依据和理论基础。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验于 2021 年在上海市崇明区滨海水稻生态农场(121.81°E,31.59°N)展开。该地区属于亚热带季风气候区,年平均气温 15.2℃,年平均降水量 1 056 mm,年平均日照时长 1 960.7 h,无霜期约 247 d(图 1)。试验区土壤为典型滨海盐土,保肥能力较差。试验前土壤基础理化性质:全氮、全磷、速效钾、有机质含量分别为 0.91、0.79、0.11、14.21 g/kg, pH 值 8.15。

收稿日期:2022–12–14

基金项目:国家自然科学基金(编号:31801310);上海市水稻产业体系项目[编号:沪农科产字(2022)第 3 号];江苏省研究生科研与实践创新计划(编号:KYCX21–3243);江苏省高等学校基础科学(自然科学)研究项目(编号:21KJA210001)。

作者简介:郭柯凡(1997—),男,江苏苏州人,硕士研究生,从事稻田生态系统氮素利用方面研究。E-mail:1030219980@qq.com。

通信作者:蒋 敏,副研究员,主要从事农业生态学方面研究。

E-mail:jiangmin@yzu.edu.cn。

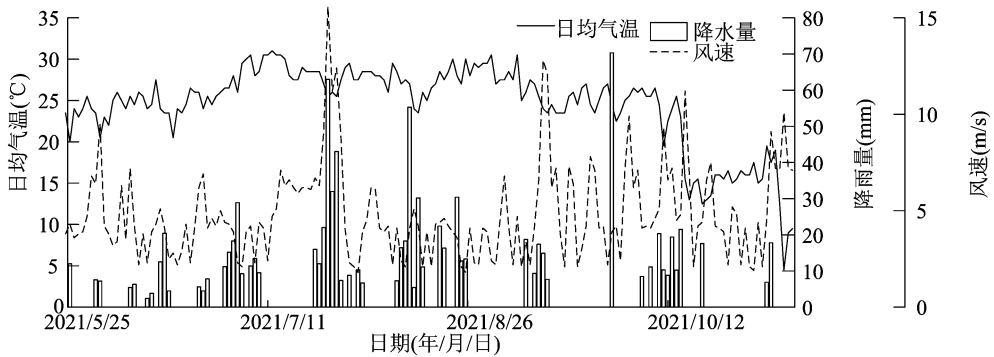


图1 2021 年试验区水稻生长气候条件

1.2 试验材料

供试水稻品种为中晚熟常规优质稻品种南粳46,肥料为复合肥(含 N、P₂O₅、K₂O 均为 15%)、尿素(含 N 46%)、干羊粪、商品有机肥(上海胜维有机肥有限公司)。有机肥主要养分含量见表 1。

表 1 不同有机肥主要养分含量

肥料	全氮含量 (%)	全磷含量 (g/kg)	速效钾含量 (g/kg)	有机质含量 (%)
有机肥	6.21	2.79	5.31	45.00
羊粪	1.52	6.22	13.78	25.00

1.3 试验设计及田间管理

试验设置 3 个处理,分别为空白对照(CK)、常

规种植(CT)、有机种植(CO),施肥量均以纯氮计(375 kg/hm²),每个处理重复 3 次。各小区面积 60 m²(8 m×7.5 m)。CO 处理以干羊粪为基肥,商品有机肥为追肥,基追比为 4∶6,施肥时间分别为 5 月 28 日、6 月 15 日、7 月 16 日、8 月 7 日;CT 处理按常规种植模式,以复合肥为基肥,尿素为追肥,基追比为 3∶7,施肥时间分别为 5 月 28 日、6 月 15 日、7 月 5 日、7 月 16 日、8 月 7 日。具体氮肥施用量见表 2。各小区单独设置进水口与排水口,小区间田埂采用防渗膜包裹隔离,防止串肥。水稻于 6 月 5 日移栽,移栽行株距为 20 cm×12 cm,每穴 4 苗,11 月 8 日收获水稻。

表 2 各处理的施用氮肥情况

处理	基肥		追肥 1		追肥 2		追肥 3		追肥 4		合计
	羊粪	复合肥	有机肥	尿素	有机肥	尿素	有机肥	尿素	有机肥	尿素	
不施肥(CK)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
常规种植(CT)	—	112.5	—	56	—	98.8	—	84.3	—	23.3	375
有机种植(CO)	138.2	—	39.7	—	—	—	98.7	—	98.7	—	375

1.4 样品采集与测定

1.4.1 NH₃ 的采样与测定 每次施肥后连续 9 d 进行取样,此后每隔 2 周取样 1 次。通过密闭室间歇抽气法^[20],于每天 07:00—09:00、15:00—17:00 进行收集。采样装置主要由抽气泵、洗气瓶、密封罩、换气杆、乳胶管等组成,密闭罩为直径 20 cm、高 30 cm 的圆柱形有机玻璃罩,底部开口,顶部安置 2 个气口:一个为 25 mm 进气口,与 2.5 m 进气管相连;另一个为采气口,与洗气瓶相连。采样时,将密闭罩置于小区中心,抽气泵使气体流经洗气瓶,氨气被吸收液(100 mL 0.005 mol/L H₂SO₄)吸收,设定换气频率为 15~20 次/min。取样结束后移开密封罩,避免内外环境影响。取样完成后,采用靛酚

蓝分光光度法测定氨含量,以 4 h 的平均通量值计算全天的氨挥发通量。

1.4.2 田面水收集及测定 水稻田面水采集与氨挥发采集时间一致,小区内采用五点取样法,将各点水样混合均匀,过滤后带回实验室分析。pH 值采用 pH 计(雷磁,PHSJ-3F)测定,NH₄⁺-N 浓度采用纳氏试剂分光光度法测定,NO₃⁻-N 浓度采用紫外分光光度法测定。

1.4.3 水稻产量测定 在水稻收获期,采集 1.0 m×1.0 m 样方内的水稻样品用于测定籽粒产量(Y,t/hm²)。

1.5 计算公式及数据分析

氨挥发通量计算公式为:

$$F = \frac{c \times v \times 10^{-3} \times 10^{-6} \times 6}{\pi \times r^2 \times 10^{-4}}。$$

式中: F 为氨挥发日通量, $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$; C 为吸收液 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度, mg/L ; V 为稀硫酸吸收液体积, mL ; 10^{-3} 为体积转换系数; 10^{-6} 为质量转换系数; 6 为时间转换系数; r 为密闭室半径, m ; 10^{-4} 为面积转换系数。

氨挥发损失率 = (施氮处理氨挥发总量 - 空白处理氨挥发总量) / 施氮量 $\times 100\%$;

氮肥农学利用率 = (施氮处理水稻产量 - 空白处理水稻产量) / 施氮量 $\times 100\%$;

单位产量下的氨挥发累积排放量 = 籽粒产量 / 氨挥发累积量。

运用 Origin 2018 进行数据处理及制图。采用 SPSS 25 进行单因素方差分析。

2 结果与分析

2.1 有机种植对稻田氨挥发特征的影响

2.1.1 有机种植对稻田氨挥发通量的影响 不同处理下, 滨海稻田氨挥发的季节性变化如图 2 所示。氮肥施用使氨挥发通量明显上升。除基肥期外, CT、CO 处理施氮后, NH_3 挥发日通量在 1~3 d 内达到峰值后, 在施肥 6~9 d 内降低至与 CK 处理相似水平。CT 处理的 NH_3 挥发日通量最高峰值发生在第 2 次追肥期, 为 $6.83 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$, CO 处理的 NH_3 挥发日通量最高峰值发生在第 4 次追肥期, 为 $3.83 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 。CO 处理在基肥期的氨挥发日通量无明显变化, 这可能是由于 CO 处理以堆肥后的羊粪为基肥, 含氮量低, 养分释放缓慢^[20], 并且羊粪中含有的有机质对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 有吸附作用^[21], 减

少了 NH_3 的挥发。除穗肥期外, CT 处理施肥后氨挥发日通量高于 CO、CK 处理; 在穗肥期 CO 处理的氨挥发日通量高于 CT 处理。这可能与施氮量相关, 穗肥期 CO 处理的施氮量为 $98.70 \text{ kg}/\text{hm}^2$, CT 处理为 $23.30 \text{ kg}/\text{hm}^2$, CO 处理的较大施氮量使氨挥发日通量高于 CT 处理。

2.1.2 有机种植不同时期氨挥发累积量与氮损失率 由表 3 可知, 不同处理下滨海稻田氨挥发累积排放总量为 $12.97 \sim 78.80 \text{ kg}/\text{hm}^2$, 呈 $\text{CT} > \text{CO} > \text{CK}$ 的趋势, 处理间差异显著 ($P < 0.05$)。与 CT 处理相比, CO 处理的氨挥发累积排放量显著降低了 55.94%。在基肥和 1、2、3 次追肥期, CT 处理的氨挥发累积量均显著高于其他处理, 分别为 16.93、17.35、22.98、16.12 kg/hm^2 , CO 处理的氨挥发累积量仅在第 1 次追肥期显著高于 CK 处理, 为 $5.03 \text{ kg}/\text{hm}^2$; 在第 4 次追肥期, CO 处理的 NH_3 累积排放量最高, 为 $11.39 \text{ kg}/\text{hm}^2$, CT 与 CO 处理间差异显著 ($P < 0.05$)。CT 处理的氨挥发主要发生在前 4 次施肥期, 氨挥发量占总量的 93.12%, 而 CO 处理的氨挥发主要发生在第 3、4 次追肥期, 氨挥发量占总量的 66.91%。

由表 4 可知, CT 处理氮损失率显著高于 CO 处理。CT 处理的氮损失率为 13.84% ~ 26.98%, 第 1、2 次追肥期氮损失率较高, 分别为 26.98%、22.51%; CO 处理的氮损失率为 1.01% ~ 10.00%, 追肥期氮损失率明显高于基肥期。

2.2 有机种植的水稻田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度及 pH 值变化

施肥后各处理的水稻田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度变化趋势与氨挥发日通量变化趋势相似 (图 3 - a),

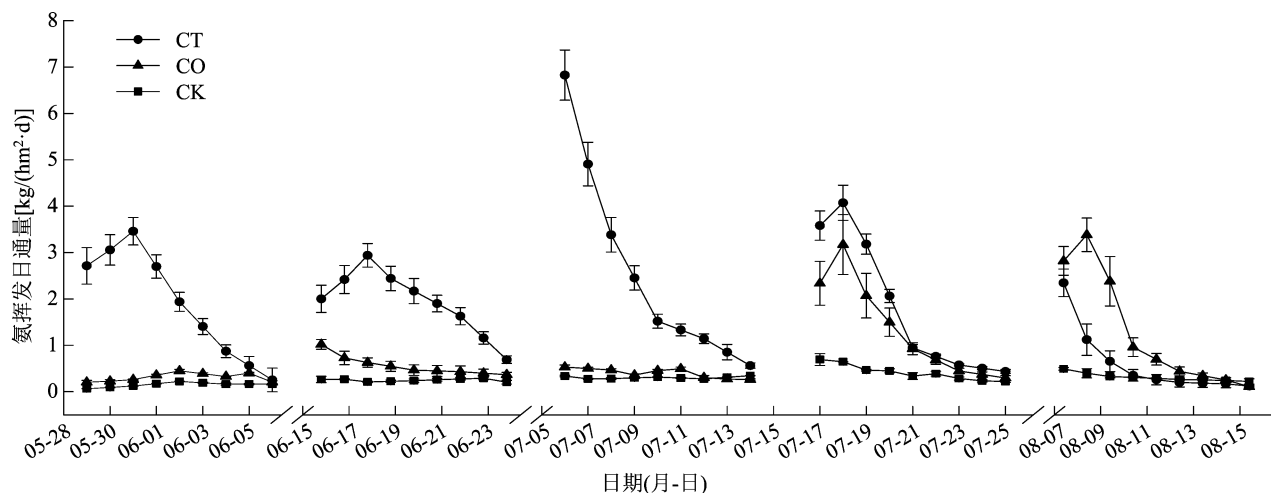


图2 不同处理下稻田氨挥发的动态变化

表 3 不同处理下稻田氨挥发累积排放量

kg/hm²

处理	氨挥发排放量					总排放量
	基肥	追肥 1	追肥 2	追肥 3	追肥 4	
CT	16.93 ± 2.24a	17.35 ± 1.96a	22.98 ± 2.12a	16.12 ± 1.27a	5.42 ± 1.39b	78.80 ± 5.23a
CO	2.82 ± 0.21b	5.03 ± 0.96b	3.64 ± 0.29b	11.84 ± 2.29b	11.39 ± 1.75a	34.72 ± 2.34b
CK	1.36 ± 0.08b	2.23 ± 0.28c	2.74 ± 0.10b	3.71 ± 0.39c	2.93 ± 0.53b	12.97 ± 1.49c

注:同列数据后不同小写字母表示处理间水平差异显著($P < 0.05$)。表 4、表 5 同。

表 4 不同处理下稻田氨挥发损失率

%

处理	氮损失率					总氮损失率
	基肥	追肥 1	追肥 2	追肥 3	追肥 4	
CT	13.84 ± 0.02a	26.98 ± 0.03a	22.51 ± 0.02a	14.72 ± 0.02a	14.98 ± 0.04a	17.55 ± 0.02a
CO	1.01 ± 0.01b	10.00 ± 0.02b	—	8.22 ± 0.02b	7.56 ± 0.02b	6.07 ± 0.01b

CT 处理的田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度在施肥后均有明显上升,并在 1~3 d 内达到最高峰后迅速下降,在 6~9 d 下降至与 CK 处理相似的水平,浓度范围在 0.53~124.58 mg/L 之间;CO 处理的田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度除基肥期无明显变化外,追肥后变化趋势与 CT 处理类似,浓度范围在 0.87~72.87 mg/L 之间,与 CT 处理相比有显著降低。

施肥后田面水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度变化幅度较小,且一直处于较低水平,变化范围在 0.05~1.24 mg/L 之间(图 3-b)。在追肥期,CO 处理的田面水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度变化较为平缓,并显著低于 CT 处理($P < 0.05$),表明商品有机肥对可能对稻田生态系统的氮素转化过程具有一定的影响。

各处理的水稻田面水 pH 值变化范围为 7.44~8.06,各处理变化趋势较为类似,不施肥处理略高于施肥处理(图 3-c)。CT 处理田面水 pH 值变化幅度最大;CO 处理的田面水 pH 值在基肥期以及第 1、4 次追肥期略高于 CT 处理,而第 2、3 次追肥期略低于 CT 处理,总体而言两者没有差别,均值均为 7.79。

2.3 有机种植的水稻田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度、pH 值与氨挥发通量的相关性分析

将氨挥发日通量与施肥后田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度、pH 值进行 Pearson 相关分析后发现(图 4),CT 处理的氨挥发日通量与田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度呈极显著正相关($P < 0.01$),与田面水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度呈显著负相关($P < 0.05$),与田面水 pH 值呈显著正相关($P < 0.05$)。CO 处理的氨挥发日通量与田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度呈极显著正相关($P < 0.01$),与田面水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度呈显著正相关

($P < 0.05$),与田面水 pH 值呈显著负相关($P < 0.05$)。可见田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度是影响稻田氨挥发的最重要因素,田面水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度与 pH 值也会影响稻田氨挥发,影响效果与肥料类型有关。

2.4 有机种植对水稻产量的影响

CT、CO 处理的水稻产量分别为 8.07、7.72 t/hm²,有机种植虽使水稻产量降低 4.33%,但无显著差异(表 5)。分别计算各处理的水稻单位产量的氨挥发累积排放量,CO 处理的平均单位产量氨挥发累积排放量较 CT 处理降低 53.95%,差异显著($P < 0.05$),这与各处理间稻田氨挥发季累积量的结果一致。与 CT 处理相比,CO 处理虽然在单位面积有效穗数、每穗粒数略有降低,但结实率、千粒质量略有提高,因此两者间产量并无显著差异。

3 讨论

本研究中,CO 与 CT 处理相比,稻田氨挥发累积损失量降低了 44.08 kg/hm²,降幅达 55.94%。可见,有机种植能显著降低滨海稻田氨挥发,这与已有研究结果一致。邢月等研究发现有机种植使上海稻田氨挥发降低了 28.7 kg/hm²^[22]。张奇等研究表明,有机种植使川中紫色土丘陵区稻田氨挥发降低了 77.52%^[23]。吴凡等研究表明,有机种植使洱海流域稻田氨挥发降低了 71.89%^[24]。氨挥发影响因素众多,这些因素都是通过影响田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度来影响氨挥发的产生^[25-27]。与化肥相比,施用有机肥后田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度变化幅度较低,减少氨挥发的产生^[21]。首先,与化肥施入后被脲酶迅速水解为 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 不同^[28],有机肥的矿

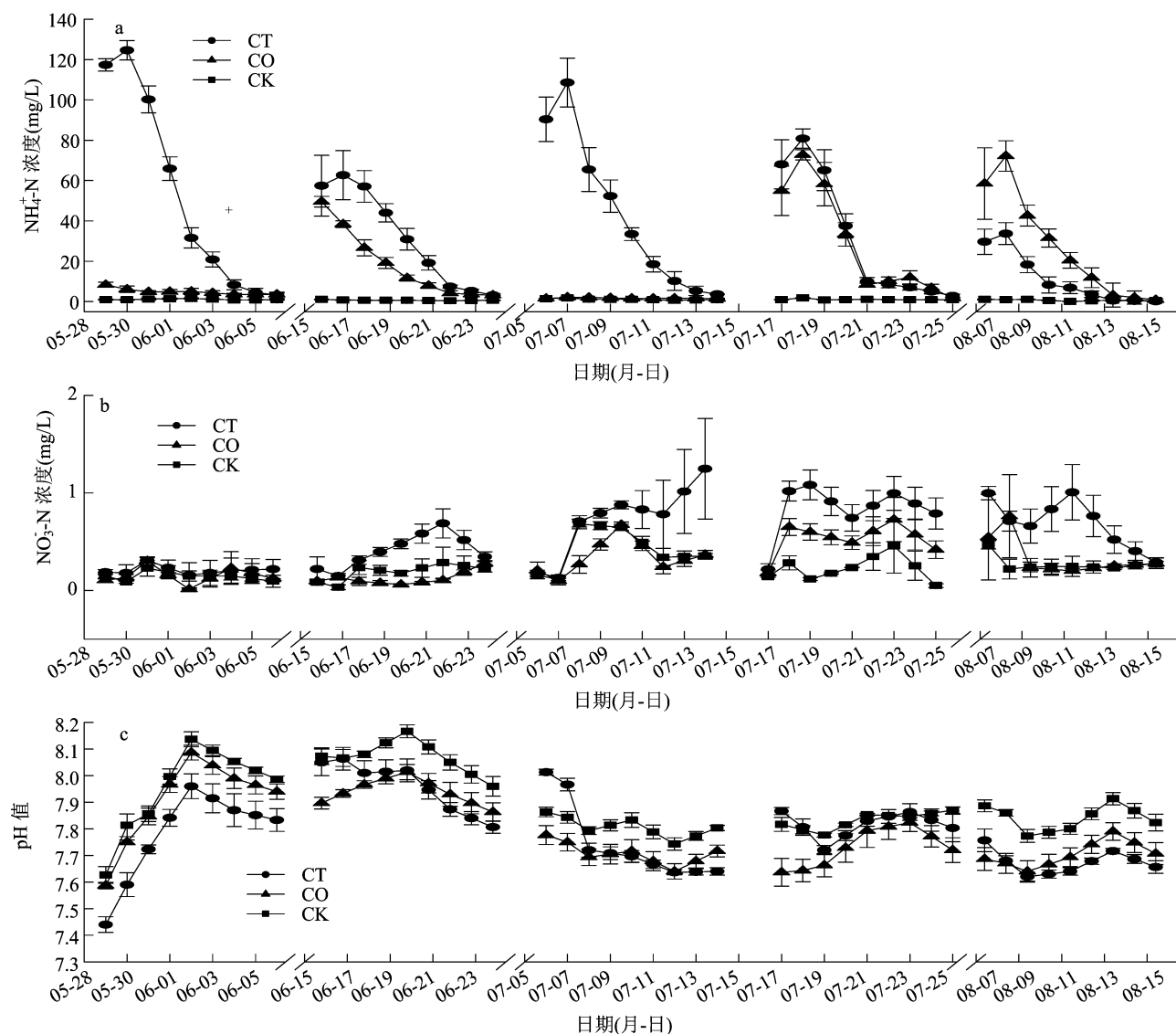


图3 不同处理水稻田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度、pH 值的动态变化

化较为缓慢^[20],养分释放较慢,使田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度维持在较低水平;其次,有机肥能增加土壤有机质含量和阳离子交换量(CEC)^[28-29],使土壤对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的固存能力提高^[21]。此外,有机质分解过程产生的有机酸与腐殖质降低了土壤 pH 值,也间接降低氨挥发的产生^[13]。本研究中,有机种植 CO 处理主要降低了施肥后田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度以及 pH 值,从而降低氨挥发。有机肥对氨挥发的降低需要等氮替代的前提条件^[25]。本试验中,穗肥期 CO 处理施用有机肥的含氮量远高于 CT 处理,氨挥发也高于 CT 处理。

本研究中,CT 处理的稻田氨挥发主要发生在基肥以及前 3 次追肥期,这主要与施氮量以及温度有关^[30-31]。常规种植前期施氮量大,温度高,此时水

稻植株较小,对氮素的吸收能力较弱^[27],因此氨挥发量大。有机种植 CO 处理的氨挥发主要发生在追肥期,产生的氨挥发量占总量的 91.88%。这可能与不同有机肥的有机质矿化速率存在差异有关^[32]。研究表明,有机肥中有机氮矿化为可被作物吸收的无机氮的过程,需要微生物的主导,并与有机肥的碳、氮含量密切相关^[33]。有机肥较小的 C/N 比更易增加土壤微生物活性与加强矿化作用^[34]。周博等研究表明,氮含量是影响有机肥矿化的主要因子,有机氮的矿化量与全氮含量呈线性关系^[35]。本研究中追肥使用的商品有机肥全氮含量是羊粪的 4.08 倍,C/N 比较低,有机氮矿化速率及矿化量增加,因此氨挥发速率及损失率也随之增加。

本研究中,CO 处理的水稻产量降低 4.33%,与

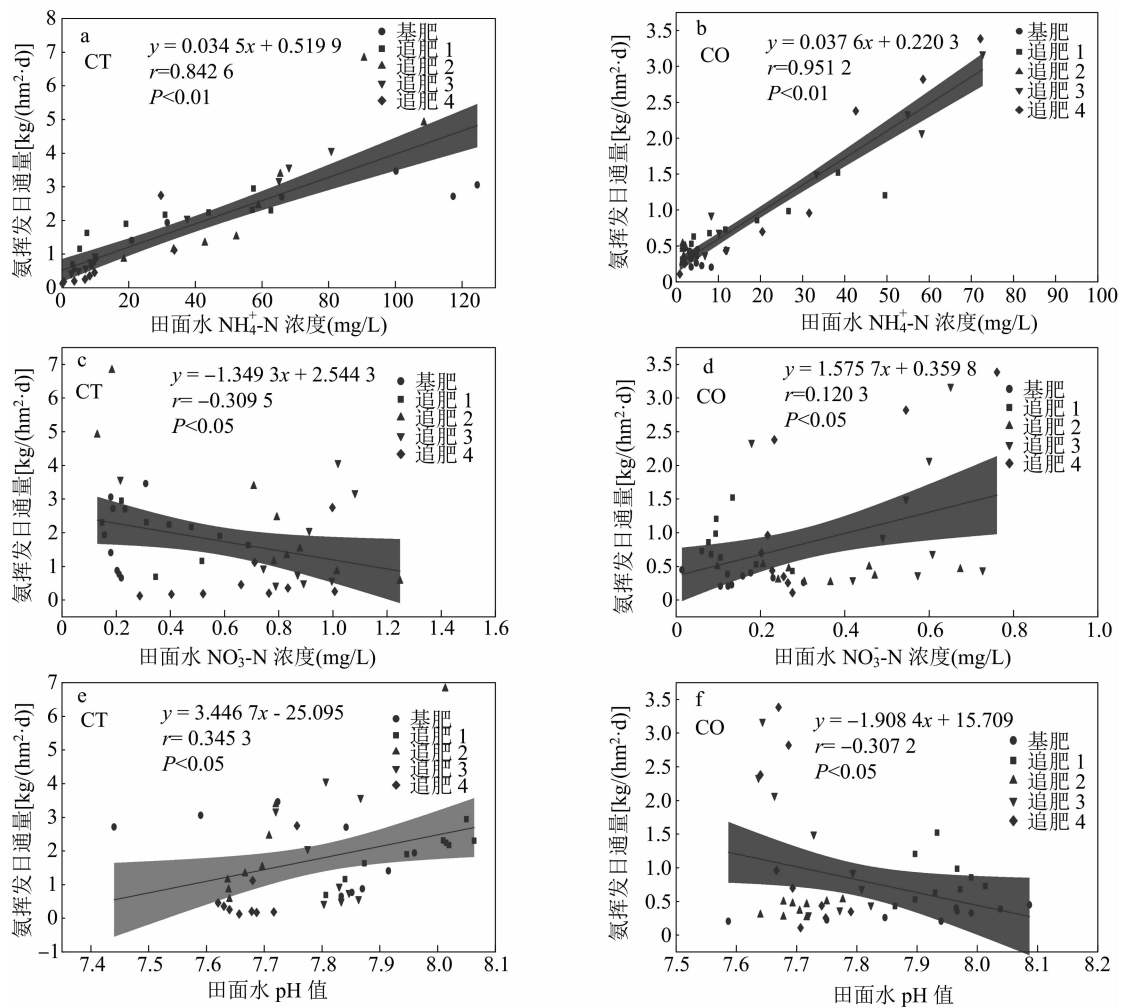


图4 不同处理稻田 NH_3 挥发通量与田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度和 pH 值的相关性分析

表 5 不同处理水稻产量和氮肥利用率

处理	单位面积有效穗 ($\times 10^4$ 穗/ hm^2)	每穗粒数 (粒/穗)	结实率 (%)	千粒质量 (g)	籽粒产量 (t/hm^2)	氮肥农学利用率 (kg/kg)	单位产量的氨挥发 累积排放量 (g/kg)
CT	327.61 \pm 0.71a	121.32 \pm 0.54a	82.77 \pm 2a	24.55 \pm 0.39ab	8.07 \pm 0.92a	7.31 \pm 0.25a	9.75 \pm 0.58a
CO	304.55 \pm 1.05a	112.48 \pm 0.76a	85.94 \pm 1.93a	25.24 \pm 0.50a	7.72 \pm 0.51a	6.37 \pm 1.43a	4.49 \pm 0.16b
CO	218.5 \pm 0.57b	110.72 \pm 2.25a	84.65 \pm 0.64a	25.97 \pm 0.47a	5.33 \pm 0.33b	—	2.26 \pm 0.08c

大多数研究结果一致。邢月等研究表明,全量有机肥替代化肥的水稻产量降低了 5.55%^[22]。分析各处理产量构成因素后发现,CO 处理的单位面积有效穗数、每穗粒数低于 CT 处理,而千粒质量及结实率高于 CT 处理。这可能是由于本研究基肥为羊粪,羊粪释放养分速率较慢,而分蘖期的商品有机肥追施量较少,无法给水稻及时提供充足的养分,从而导致水稻分蘖及每穗粒数减少;而在穗肥期追施足量商品有机肥后,充足且持续的氮素供应提高了结实率并增加了千粒质量,增加的结实率与千粒质量无法完全弥补有效穗及每穗粒数的减少对产

量造成的影响,所以产量还是略有下降。

4 结论

本研究表明,与常规种植相比,有机种植使滨海稻田氨挥发累积量下降 55.94%,氨挥发率下降 65.41%。水稻田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度是影响氨挥发的最主要因素。与常规种植相比,有机种植使水稻单位面积有效穗、每穗粒数略微下降,结实率、千粒质量略微增加,产量总体减少 4.33%。有机种植是有效减少滨海稻田氨挥发损失及保证水稻稳产的种植模式,但此模式减排稳产的持续性以及对土壤

质量的影响还需在未来的研究中进一步探索。

参考文献:

- [1] 杨劲松. 中国盐渍土研究的发展历程与展望[J]. 土壤学报, 2008, 45(5): 837–845.
- [2] 丁海荣, 洪立洲, 杨智青, 等. 盐碱地及其生物措施改良研究现状[J]. 现代农业科技, 2010(6): 299–300, 308.
- [3] 苑佰飞, 马玉涛, 包 岩, 等. 水稻种植对吉林省西部苏打盐碱土改良培肥效果[J]. 水土保持学报, 2019, 33(3): 320–326.
- [4] 傅庆林, 朱 芸, 郭 彬, 等. 稻麦轮作对滨海盐土土壤肥力的影响[J]. 浙江农业科学, 2022, 63(6): 1135–1138.
- [5] 严 凯, 蒋玉兰, 唐纪元, 等. 盐碱地条件下施氮量和栽插密度对水稻产量和品质的影响[J]. 中国土壤与肥料, 2018(2): 67–74.
- [6] Ti C P, Xia L L, Chang S X, et al. Potential for mitigating global agricultural ammonia emission; a meta-analysis[J]. Environmental Pollution, 2019, 245: 141–148.
- [7] Yao Y L, Zhang M, Tian Y H, et al. Urea deep placement for minimizing NH_3 loss in an intensive rice cropping system[J]. Field Crops Research, 2018, 218: 254–266.
- [8] Abdo A I, Shi D P, Li J, et al. Ammonia emission from staple crops in China as response to mitigation strategies and agronomic conditions; Meta-analytic study[J]. Journal of Cleaner Production, 2021, 279: 123835.
- [9] Sun H F, Zhou S, Zhang J N, et al. Effects of controlled-release fertilizer on rice grain yield, nitrogen use efficiency, and greenhouse gas emissions in a paddy field with straw incorporation[J]. Field Crops Research, 2020, 253: 107814.
- [10] Huang X, Song Y, Li M M, et al. A high-resolution ammonia emission inventory in China[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2012, 26(1): GB1030.
- [11] Tian X F, Li C L, Zhang M, et al. Controlled release urea improved crop yields and mitigated nitrate leaching under cotton-garlic intercropping system in a 4-year field trial[J]. Soil and Tillage Research, 2018, 175: 158–167.
- [12] Pan B B, Lam S K, Mosier A, et al. Ammonia volatilization from synthetic fertilizers and its mitigation strategies; a global synthesis[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2016, 232: 283–289.
- [13] 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.
- [14] He T H, Liu D Y, Yuan J J, et al. A two years study on the combined effects of biochar and inhibitors on ammonia volatilization in an intensively managed rice field[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2018, 264: 44–53.
- [15] 李燕青, 温延臣, 林治安, 等. 不同有机肥与化肥配施对作物产量及农田氮肥气态损失的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2019, 25(11): 1835–1846.
- [16] 李喜喜, 杨 娟, 王昌全, 等. 猪粪施用对成都平原稻季氨挥发特征的影响[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(11): 2236–2244.
- [17] 李菊梅, 李冬初, 徐明岗, 等. 红壤双季稻田不同施肥下的氨挥发损失及其影响因素[J]. 生态环境, 2008, 17(4): 1610–1613.
- [18] Qi X L, Nie L X, Liu H Y, et al. Grain yield and apparent N recovery efficiency of dry direct-seeded rice under different N treatments aimed to reduce soil ammonia volatilization[J]. Field Crops Research, 2012, 134: 138–143.
- [19] 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.
- [20] 武星魁, 姜振萃, 陆志新, 等. 有机肥部分替代化肥氮对叶菜产量和环境效应的影响[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2020, 28(3): 349–356.
- [21] 张怡彬, 李俊改, 王 震, 等. 有机替代下华北平原旱地农田氨挥发的年际减排特征[J]. 植物营养与肥料学报, 2021, 27(1): 1–11.
- [22] 邢 月, 沙之敏, 卑志钢, 等. 不同施肥方式对稻田氨挥发特征的影响[J]. 江苏农业科学, 2019, 47(17): 313–318.
- [23] 张 奇, 徐娅玲, 姚 莉, 等. 有机无机肥配施对川中紫色土丘陵区稻田氨挥发的影响[J]. 四川农业大学学报, 2021, 39(4): 518–523, 548.
- [24] 吴 凡, 张克强, 谢 坤, 等. 洱海流域典型农区不同施肥处理下稻田氨挥发变化特征[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(8): 1735–1742.
- [25] 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.
- [26] 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.
- [27] 卢昕宇, 陈丹艳, 宁运旺, 等. 水肥耦合对稻田氨挥发及水稻产量的影响[J]. 江苏农业学报, 2022, 38(5): 1211–1219.
- [28] 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.
- [29] 刘小粉. 有机种植对土壤养分含量及物理特性的影响[J]. 安徽农学通报, 2021, 27(12): 87–89.
- [30] 吴萍萍, 刘金剑, 杨秀霞, 等. 不同施肥制度对红壤地区双季稻田氨挥发的影响[J]. 中国水稻科学, 2009, 23(1): 85–93.
- [31] Yang W L, Que H L, Wang S W, et al. High temporal resolution measurements of ammonia emissions following different nitrogen application rates from a rice field in the Taihu Lake Region of China[J]. Environmental Pollution, 2020, 257: 113489.
- [32] 沈仕洲, 万 辰, 马璞骏, 等. 水旱轮作条件下畜禽有机肥氮素矿化特征[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(11): 2513–2520.
- [33] Agehara S, Warncke D D. Soil moisture and temperature effects on nitrogen release from organic nitrogen sources[J]. Soil Science Society of America Journal, 2005, 69(6): 1844–1855.
- [34] 韩晓日, 郑国砥, 刘晓燕, 等. 有机肥与化肥配合施用土壤微生物量氮动态、来源和供氮特征[J]. 中国农业科学, 2007, 40(4): 765–772.
- [35] 周 博, 高佳佳, 周建斌. 不同种类有机肥碳、氮矿化特性研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2012, 18(2): 366–373.