

DOI: 10.12357/cjea.20240253

CSTR: 32371.14.cjea.20240253

白采禾, 陈玮, 李长飞, 鄢孟琴, 续勇波. 洱海流域不同类型有机肥替代化肥对稻鸭共生系统氨挥发和温室气体排放的影响[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2025, 33(2): 387–400

BAI C H, CHEN W, LI C F, YAN M Q, XU Y B. Effects of replacing chemical fertilizers with different types of organic fertilizers on ammonia volatilization and greenhouse gas emissions in a rice-duck symbiotic system in the Erhai Lake Basin[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2025, 33(2): 387–400

洱海流域不同类型有机肥替代化肥对稻鸭共生系统 氨挥发和温室气体排放的影响^{*}

白采禾¹, 陈 玮¹, 李长飞¹, 鄢孟琴¹, 续勇波^{2**}

(1. 云南农业大学资源与环境学院 昆明 650201; 2. 云南农业大学烟草学院 昆明 650201)

摘 要: 为揭示洱海流域稻鸭共生下有机肥替代化肥稻田氨挥发(NH_3)和温室气体(N_2O 、 CH_4 和 CO_2)排放规律及影响因素,本研究通过以等氮量($180\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)投入,以‘云梗 37’水稻、旱鸭为试验对象进行随机区组田间试验,共设置 4 个处理:不施肥不养鸭水稻单作、牛粪替代化肥+稻鸭共生、鸡粪替代化肥+稻鸭共生和单施化肥+稻鸭共生。每次施肥后监测稻田氨挥发和温室气体排放,同时测定土壤及田面水 pH、Eh、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量。结果表明,稻田氨挥发速率均在施肥后 1~4 d 内达峰;与单施化肥+稻鸭共生相比,有机肥替代化肥+稻鸭共生能降低稻田氨挥发速率 56.41%~87.05%,减少氨挥发累积量 95.47%~98.65%和挥发损失率 96.00%~99.22%;鸡粪和牛粪替代化肥+稻鸭共生处理间无显著差异。与单施化肥+稻鸭共生相比,有机肥替代化肥+稻鸭共生显著减少稻田 56.71%~56.93% N_2O 排放通量和 70.36%~70.52% N_2O 累积排放量,显著增加了稻田 136.56%~182.34% CH_4 排放通量和 61.96%~93.33% CH_4 累积排放量,减少稻田 10.49%~30.54% CO_2 累积排放量。有机肥替代化肥+稻鸭共生与单施化肥+稻鸭共生的全球增温潜势和温室气体强度差异不显著。影响氨挥发的主要因素是田面水总氮、可溶性总氮、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度,影响温室气体排放的主要因素是土壤温度、pH、Eh、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度和降雨量。稻鸭共生下,有机肥替代化肥能显著减少稻田氨挥发和 N_2O 排放,其中鸡粪替代化肥能够显著提高水稻产量,是减排增效稳产的可持续发展措施。

关键词: 稻鸭共生; 有机肥替代化肥; 氨挥发; 温室气体

中图分类号: S158.3; S19

Effects of replacing chemical fertilizers with different types of organic fertilizers on ammonia volatilization and greenhouse gas emissions in a rice-duck symbiotic system in the Erhai Lake Basin^{*}

BAI Caihe¹, CHEN Wei¹, LI Changfei¹, YAN Mengqin¹, XU Yongbo^{2**}

(1. College of Resources and Environment, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China; 2. College of Tobacco, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China)

^{*} 国家自然科学基金项目(32160758)、云南省重大科技专项计划(202202AE090034)和云南省中青年学术和技术带头人后备人才项目(202005AC160043)资助

^{**} 通信作者: 续勇波, 主要从事土壤碳氮养分循环和农业环境保护研究。E-mail: xuyongboxx@163.com

白采禾, 主要从事稻田种养的农学环境效应研究。E-mail: bcaihe@163.com

收稿日期: 2024-05-01 接受日期: 2024-07-26

^{*} This study was supported by the National Natural Science Foundation of China (32160758), the Major Science and Technology Special Plan of Yunnan Province (202202AE090034), and the Young and Middle-aged Academic and Technical Leaders Reserve Talents Project of Yunnan Province (202005AC160043).

^{**} Corresponding author, E-mail: xuyongboxx@163.com

Received May 1, 2024; accepted Jul. 26, 2024

<http://www.ecoagri.ac.cn>

Abstract: To understand the emission rules and influencing factors of ammonia volatilization (NH_3) and greenhouse gases (N_2O , CH_4 , and CO_2) in paddy fields, where organic fertilizer replaces chemical fertilizer under a rice-duck symbiosis system in the Erhai Lake Basin, we conducted a randomized block field experiment. The experiment used the ‘Yungeng 37’ rice variety and dry ducks as experimental subjects, with an equal nitrogen input of $180 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$. Four treatments were established: 1) rice monocropping with no fertilizer and ducks (CK), 2) cattle manure replacing chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system (C+D), 3) chicken manure replacing chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system (P+D), and 4) chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system (F+D). Ammonia volatilization and greenhouse gas emissions from paddy fields were monitored after each fertilization, and pH, Eh, and contents of NH_4^+-N and NO_3^--N in the soil and surface water were measured. The results showed that ammonia volatilization rate peaked at 1–4 d post-fertilization. Compared with the F+D treatment, replacing chemical fertilizer with organic fertilizers in the rice-duck symbiosis system significantly reduced the ammonia volatilization rate of the paddy field by 56.41%–87.05%, decreased the accumulation of ammonia volatilization by 95.47%–98.65%, and lowered volatilization loss rate by 96.00%–99.22%. There was no significant difference in cumulative ammonia volatilization between the C+D and P+D treatments. Replacing chemical fertilizer with organic fertilizer in a rice-duck symbiosis system significantly reduced N_2O emission flux by 56.71%–56.93%, cumulative N_2O emissions by 70.36%–70.52%, and cumulative CO_2 emissions by 10.49%–30.54%. However, it significantly increased CH_4 emission flux by 136.56%–182.34%, and CH_4 cumulative emission by 61.96%–93.33%. There was no significant difference in the global warming potential (GWP) and greenhouse gas intensity (GHGI) between the rice-duck symbiosis system using organic fertilizer and the F+D treatment. The main factors affecting ammonia volatilization were the concentrations of nitrogen, total dissolved nitrogen, NH_4^+-N , and NO_3^--N in the surface water. The main factors affecting greenhouse gas emissions were soil temperature, pH, Eh, contents of NH_4^+-N and NO_3^--N , and rainfall. Under the rice-duck symbiosis system, replacing chemical fertilizer with organic fertilizer can significantly reduce ammonia volatilization and N_2O emissions. Additionally, using chicken manure instead of chemical fertilizers can significantly increase rice yield, making it a sustainable development measure for reducing emissions, increasing efficiency, and stabilizing yield.

Keywords: rice-duck symbiosis; organic fertilizer replacing chemical fertilizer; ammonia volatilization; greenhouse gases

水稻 (*Oryza sativa* L.) 是全球经济作物之一, 是洱海流域重要的粮食作物, 抓好水稻生产是保障粮食安全的基础^[1]。洱海流域是云南省第二大淡水湖流域, 是中国优质农业发展和环境保护的典型地区, 却面临着内部资源化利用率低和农业面源污染的挑战^[2]。农业生产排放的氮磷污染物是加剧洱海农业面源污染的重要来源之一。农业生产过程中排放的大量温室气体 (N_2O 、 CH_4 和 CO_2) 持续加剧全球变暖^[3]。有数据显示, 我国农业温室气体排放量为 8.3 亿 t ($\text{CO}_2\text{-eq}$), 其中包括畜牧养殖 (39.8%)、农业物资与农地利用 (30.4%)、水稻种植 (21.9%)、农田土壤 (7.9%)^[4] 以及农业生产及农业农村生活用能等, 共占全球温室气体排放总量的 15% 左右^[5-6]。有研究表明, 施肥和农业措施是影响氨挥发和温室气体排放的关键因素^[7-8]。稻鸭共作在减缓温室气体排放方面具有较大潜力^[9]。由于鸭子的生物扰动, 如划水、践踏和觅食等加速了土壤与田面水和大气之间的气体交换, 加速根系泌氧, 增加了土壤与氧气的接触, 从而降低稻田田面水的温度和 pH, 改善土壤氧化还原状况^[10-11], 进一步影响温室气体排放。有研究表明, 施用有机肥可以改善土壤结构, 增强土壤对氮素的吸附固持作用, 减少硝化和反硝化作用的底物, 减少 N_2O 排放^[12]; 改变土壤中的反硝化菌群落结构, 直接为产 CH_4 菌提供反应底物和前提物质从而促进 CH_4

排放^[13]。稻田中有很多微生物会分解土壤中的有机物质 (包括肥料施入增加的有机物质、植物残体和根系分泌物), 这个分解过程会产生 CO_2 ; 在夜间或光照不足的情况下, 水稻无法进行光合作用, 但仍然持续进行呼吸作用, 这时水稻会释放 CO_2 ^[14-15]。肥料中氮的不同形态会影响其在田间的转化过程以及氨挥发速率和总量^[16-17], 有机肥与无机肥混合施用可以平衡氮的供应, 减少氨的产生和挥发^[18]。

自 2018 年云南大理推行“三禁四推”政策, 当地作物生产禁止施用化肥^[19], 到 2025 年化肥减量行动方案中推行畜禽粪便综合利用、化肥多元替代和种养循环对接等措施, 旨在保护农业生产环境及控制洱海流域面源污染。目前, 鲜有洱海流域稻田种养下有机肥替代化肥对氨挥发和温室气体影响的综合性系统分析。因此, 本研究通过有机肥替代化肥+稻鸭共生实现化肥减施及绿色农业可持续发展, 以期为畜禽粪肥资源化高效利用, 缓解农业环境负担和开发稻田种养下的有机肥施用模式提供数据参考及理论基础。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验地位于云南省大理州古生村顺丰生态种植示范基地 ($25^\circ 48' \text{N}$, $100^\circ 08' \text{E}$)。该地区属低纬高原

中亚热带西南季风气候,海拔 1 964 m,干湿季分明,冬干夏雨,多年平均气温 16 ℃,年平均降雨量 1 065.7 mm。2023 年试验期间,日均温范围 16.4~24.6 ℃,平均气温 20.0 ℃,总降雨量 968.4 mm。该地区以夏水稻-冬油菜 (*Brassica napus* L.) 水旱轮作为主。试验前土壤 0~30 cm 土层理化性质如下:全氮 4.19 g·kg⁻¹、全磷 1.49 g·kg⁻¹、全钾 5.55 g·kg⁻¹、有机质 42.83 g·kg⁻¹、有效磷 55.39 mg·kg⁻¹、速效钾 85.97 mg·kg⁻¹、NO₃⁻-N 10.14 mg·kg⁻¹、NH₄⁺-N 3.6 mg·kg⁻¹、pH 7.13。

1.2 试验设计

试验从 2023 年 5 月开始 10 月中下旬结束,采用完全随机区组设计,3 次重复,小区面积 9 m×9.7 m=87.3 m²。施肥设计为等氮替代,氮养分投入量为 180 kg(N)·hm⁻²。共设置 4 个处理:1) CK,不施肥,不养鸭,只种植作物,田间管理措施相同;2) C+D,牛粪替代化肥+稻鸭共生处理;3) P+D,鸡粪替代化肥+稻鸭共生处理;4) F+D,单施化肥+稻鸭共生处理。

F+D 处理所用化肥为尿素 (46% N)、过磷酸钙 (16% P₂O₅) 和氯化钾 (60% K₂O),N:P₂O₅:K₂O=180:72:90 (农业农村部推荐);氮肥运筹为基肥 25%、蘖肥 45% 和穗肥 30%,追肥为人工表层撒施;磷肥和钾肥作基肥在移栽前一次性撒施。试验所用牛粪和鸡粪由农业农村部大理综合实验站提供,并以烘干基计算投入量,扣除含水量,水稻移栽前作基肥一次性施用。试验所用有机肥料和化肥养分含量和各处理养分实际施用量如表 1 所示。

试验开始,人工翻耕 0~30 cm 耕层土壤,灌水耙田后,在水稻移栽前一天,人工均匀撒施有机肥,再与土壤翻匀后进行水稻移栽,化肥在移栽当天表层撒施。每个处理水分管理遵循常规灌溉方式,水稻移栽后维持田面水层深度 5 cm 左右,低于 3 cm 时灌

水,返青后为促进有效分蘖,于 6 月 15—20 日干水晒田,后续进入雨水期,水层深度维持在 6~8 cm,水稻收割前 1 周自然落干,根据情况进行灌水及排水。供试水稻品种为‘云梗 37’,鸭为旱鸭。水稻于 2023 年 5 月 20 日移栽,10 月 9 日收割,采用宽窄行人工栽秧,宽行行距 30 cm,窄行行距 20 cm,株距 15 cm,于 6 月 20 日追施蘖肥,8 月 7 日追施穗肥。根据云南省《稻鸭共生技术规程》,鸭子按 375 只·hm⁻² 密度投放,每个小区投放 3 只,若中途死亡补相同生长期的鸭子,于 6 月 24 日放入鸭子,9 月 13 日收回鸭子。

1.3 样品采集及指标测定

1.3.1 氨挥发采集及测定

氨挥发采用田间原位密闭室间歇抽气-酸碱滴定法 (2% 硼酸吸收) 测定。利用真空泵减压抽气使罩子内田面挥发出的氨随气流通过装有 60 mL 2% 硼酸的吸收瓶,使氨吸收于硼酸溶液中,交换频率为 15~20 次·min⁻¹,抽气结束将吸收液带回用标准稀硫酸滴定。采样时间为上午 9:00—11:00。各处理在施底肥后第 1、3、5、7 和 9 天分别采样至监测到的数据与对照无明显差异为止,仅 F+D 处理每次追肥后与其上相同时间采样至监测到的数据与对照相似为止 (根据测到的氨挥发量调整测定频率)。

氨挥发排放通量计算公式^[12]:

$$F = \frac{V \times C \times 0.014 \times 12 \times 10^4 \times 10^{-3}}{\pi \times r^2} \quad (1)$$

式中: F 为氨挥发通量 [kg(N)·hm⁻²·d⁻¹]; V 为滴定时标准硫酸用量 (mL); C 为标准稀硫酸浓度 (mol·L⁻¹); 0.014 为氮原子相对原子质量 (kg·mol⁻¹); 12 为 24 h 与日氨挥发收集 2 h 的比值; 10⁴ 为面积转换系数; 10⁻³ 为 mL 转换为 L 的系数; r 为气室半径 (m)。

表 1 各处理肥料实际施用量
Table 1 Actual fertilizer application amount of each treatment

处理 Treatment	所施肥料 Applied fertilizer	肥料养分含量 Fertilizer nutrient content /%			肥料C/N Fertilizer C/N ratio	肥料含水量 Fertilizer water content /%	养分投入量 Nutrient input amount /(kg·hm ⁻²)			施肥量(烘干基) Fertilizer rate (dry basis) /(kg·hm ⁻²)	小区施肥量 Fertilizer amount per plot /kg
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O			N	P ₂ O ₅	K ₂ O		
CK	/	0	0	0	/	/	0	0	0	0	0
C+D	牛粪 Cattle manure	1.35	0.07	0.25	15	48.44	180	9.33	33.33	13 333.35	116.40
P+D	鸡粪 Chicken manure	1.71	0.08	0.05	17	5.32	180	8.42	78.95	10 526.25	91.89
F+D	尿素 Urea	46			/	/	180			51.30	3.42
	过磷酸钙 Calcium superphosphate		16		/	/		72		58.95	3.93
	氯化钾 Potassium chloride			60	/	/			90	19.65	1.31

氨挥发累积量计算公式^[12]:

$$F_c = \frac{F_1 + F_n}{2} + \sum_{i=1}^n \left[\left(\frac{F_i + F_{i+1}}{2} \right) \times (t_{i+1} - t_i) \right] \quad (2)$$

式中: F_c 为氨挥发累积量 [$\text{kg}(\text{N}) \cdot \text{hm}^{-2}$]; F_1 和 F_n 分别为第 1 次和最后 1 次采样时的氨挥发通量 [$\text{kg}(\text{N}) \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$]; n 为当季监测总数; F_i 和 F_{i+1} 为第 i 次和第 $i+1$ 次采样时的挥发速率 [$\text{kg}(\text{N}) \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$]; i 为监测次数; t 为采样时间天数 (d)。

氨挥发损失率计算公式^[12]:

$$E = \frac{F_c}{N} \times 100\% \quad (3)$$

式中: E 为氨挥发损失率 (%); N 为每个处理氮素投入量 [$\text{kg}(\text{N}) \cdot \text{hm}^{-2}$]。

1.3.2 稻田温室气体采集及测定

温室气体采用田间原位静态暗箱-气相色谱法测定。采样装置包括底座 ($0.5 \text{ m} \times 0.5 \text{ m} \times 0.1 \text{ m}$)、中段箱 ($0.5 \text{ m} \times 0.5 \text{ m} \times 0.6 \text{ m}$) 和顶箱 ($0.5 \text{ m} \times 0.5 \text{ m} \times 0.5 \text{ m}$) 3 部分, 均由 PVC 板制成并刷反光漆, 顶箱内部装有小型风扇 (均匀气体), 顶部面板预留小孔, 用于安置温度探头和连接风扇电源, 侧面设有气密性气体取样口, 底座设有水槽, 中段箱在水稻生长至 0.5 m 高度后放于底座上使用。采样时间固定在 9:00—11:00, 各处理施底肥后第 1、3、5、7 和 9 天分别采样测定 N_2O 、 CO_2 和 CH_4 , 之后每隔 15 d 采一次, 直至收获。F+D 处理每次追肥后与其上相同时间分别采样测定 N_2O 、 CO_2 和 CH_4 , 之后每隔 15 d 采一次, 直至收获。采样前将底座水槽内注满水将箱体放入水槽中, 形成气密性空间, 接通小风扇后, 每 0、15 和 30 min 采样, 用带三通阀的 60 mL 医用注射器每针取 30 mL 立即注射到真空气瓶中, 排出空气防止污染, 并用探针式电子温度计测定采样前后 5 cm 土壤温度。

温室气体排放通量计算公式^[20]:

$$F = \frac{dc}{dt} \times \frac{M}{V_0} \times \frac{P}{P_0} \times \frac{273}{T} \times \frac{V}{A} \quad (4)$$

式中: F 为气体排放通量, 即 F_{CH_4} [$\text{mg}(\text{CH}_4) \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$]、 F_{CO_2} [$\text{mg}(\text{CO}_2) \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$] 和 $F_{\text{N}_2\text{O}}$ [$\mu\text{g}(\text{N}_2\text{O}) \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$]; dc/dt 为单位时间密闭箱内气体浓度变化量; M 为气体摩尔质量 ($\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$); V_0 为标准状态下的气体摩尔体积 ($\text{mL} \cdot \text{mol}^{-1}$); P 为采样时静态箱内气压; P_0 为标准状况下大气压 (101.3 kPa); T 为采样时静态箱内气温 ($^{\circ}\text{C}$); V 为密闭箱有效体积 (m^3); A 为底座面积 (m^2)。

气体累积排放量计算公式 (插值法)^[20]:

$$E_c = \sum_{i=1}^n (F_i + F_{i+1}) / 2 \times (t_{i+1} - t_i) \times 24 \quad (5)$$

式中: E_c 为温室气体累积排放量 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); n 为监测次数; $F_i + F_{i+1}$ 分别为第 i 次和第 $i+1$ 次采样时目标气体的排放通量 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$); $t_{i+1} - t_i$ 为两次采样间隔天数。

全球增温潜势 (GWP)^[21]:

$$\text{GWP} = F_{\text{N}_2\text{O}} \times 265 + F_{\text{CH}_4} \times 28 + F_{\text{CO}_2} \quad (6)$$

式中: GWP 为农田季节综合温室效应 [$\text{kg}(\text{CO}_2\text{-eq}) \cdot \text{hm}^{-2}$]; 将各温室气体季节总排放量的增温潜势换算为二氧化碳当量, CH_4 和 N_2O 在 100 年尺度上的增温潜势为 CO_2 的 28 倍和 265 倍。

温室气体排放强度 (GHGI)^[22]:

$$\text{GHGI} = \text{GWP} / Y \quad (7)$$

式中: Y 为该处理单位面积平均产量 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)。

1.3.3 土壤、田面水的采集及测定

水稻移栽后每 30 d 采集一次土壤, 用便携式速测仪现场测定 pH 和 Eh。多点采集 0~30 cm 土壤样品, 带回实验室测定含水率 (烘干法)、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (氯化钾溶液浸提-流动分析仪测定, 其中水土比 5:1)、有效磷 (碳酸氢钠浸提法) 和速效钾 (乙酸铵浸提-火焰光度法)。

田面水采集频率与温室气体采集一致。用便携式速测仪现场测定 pH 和 Eh。每个小区采集 5 个点的田面水后混合均匀, 带回实验室冷冻保存, 测定 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (流动注射分析仪)、总氮和可溶性总氮 [过硫酸钾 ($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$) 氧化-紫外分光光度法]^[23]。

1.4 统计分析

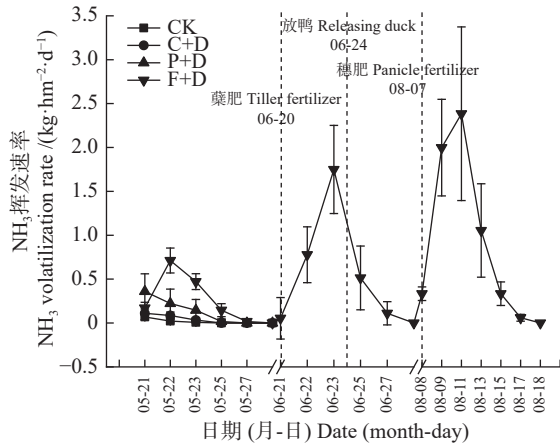
使用 Microsoft Office Excel 和 IBM SPSS statistics 20.0 进行数据整理和分析, 采用 Origin 和 Canoco5 进行作图和标注, 采用单因素方差分析和 Duncan 多重比较方法进行不同处理间的差异分析和显著性检验。

2 结果与分析

2.1 稻鸭共生下不同有机肥替代化肥对氨挥发排放特征的影响

2.1.1 氨挥发排放速率

氨挥发排放速率如图 1 所示。有机肥作基肥一次性施入不追肥, 故牛粪替代化肥+稻鸭共生 (C+D) 和鸡粪替代化肥+稻鸭共生 (P+D) 处理均在施基肥后第 1 天呈现氨挥发排放峰, 分别为 0.11 和 0.36 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 。单施化肥+稻鸭共生 (F+D) 处理基肥后有两次追肥, 共出现 3 次氨挥发排放峰, 均发生在施肥后 1~4 d 内, 达峰后逐渐降低至不能监测的水平, 排放峰值分别为 0.71 (基肥)、1.75 (蘖肥) 和 2.38



CK: 稻田不施肥、不养鸭; C+D: 牛粪替代化肥+稻鸭共生; P+D: 鸡粪替代化肥+稻鸭共生; F+D: 单施化肥+稻鸭共生。CK: rice monocropping with no fertilizer and ducks; C+D: cattle manure replacing chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system; P+D: chicken manure replacing chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system; F+D: chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system.

图1 不同处理下稻田的氨挥发速率

Fig. 1 Ammonia volatilization rate of paddy field under different treatments

kg·hm⁻²·d⁻¹ (穗肥)。与 F+D 处理相比, 有机肥替代化肥+稻鸭共生能降低稻田氨挥发速率 56.41%~87.05%。

2.1.2 氨累积挥发量和挥发损失率

通过试验结果计算 (表2) 得出, F+D 处理氨挥发累积量和挥发损失率最高; 与 F+D 处理相比, C+D 和 P+D 处理均显著降低了稻田氨挥发累积量和挥发强度 ($P<0.05$), C+D 和 P+D 处理之间差异不显著。C+D 和 P+D 处理氨挥发累积量较 F+D 处理分别显著降

表2 不同处理下稻田氨挥发累积量及挥发损失率
Table 2 Accumulated ammonia volatilization and ammonia volatilization loss rates of paddy field under different treatments

处理 Treatment	氨挥发累积量 Cumulative ammonia volatilization /[kg(NH ₃)·hm ⁻²]	氨挥发损失率 Ammonia volatilization loss rate /%
CK	0.10±0.07b	/
C+D	0.25±0.09b	0.08±0.05b
P+D	0.84±0.60b	0.41±0.33b
F+D	18.54±6.55a	10.24±3.64a

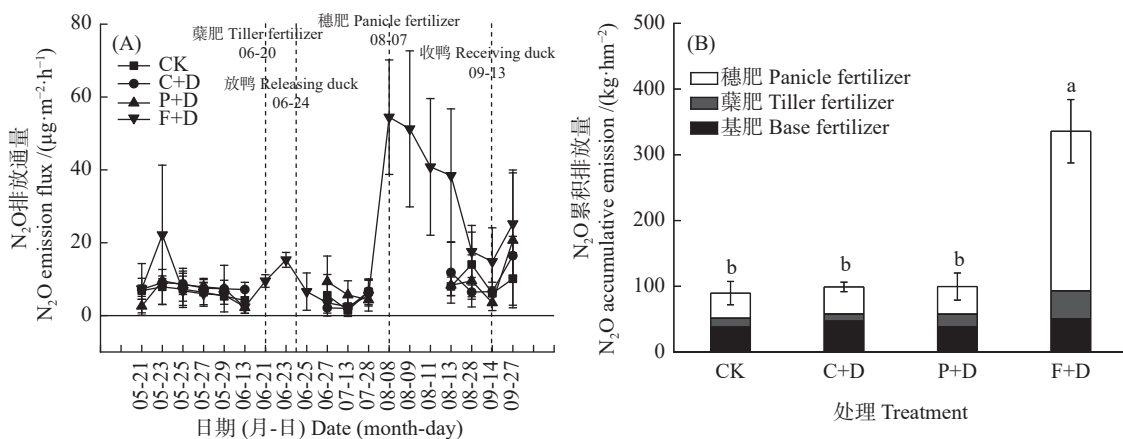
CK: 稻田不施肥、不养鸭; C+D: 牛粪替代化肥+稻鸭共生; P+D: 鸡粪替代化肥+稻鸭共生; F+D: 单施化肥+稻鸭共生。同列不同小写字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$)。CK: rice monocropping with no fertilizer and ducks; C+D: cattle manure replacing chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system; P+D: chicken manure replacing chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system; F+D: chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system. Different lowercase letters in the same column mean significant differences among treatments ($P<0.05$).

低 98.65% 和 95.47% ($P<0.05$), 氨挥发损失率较 F+D 处理分别显著降低 99.22% 和 96.00% ($P<0.05$)。

2.2 稻鸭共生下不同有机肥替代化肥对温室气体排放特征的影响

2.2.1 N₂O 排放通量和累积排放量

N₂O 排放通量如图 2A 所示。整个稻田生育期 N₂O 排放变化呈先升后降的规律, CK、C+D 和 P+D 处理的 N₂O 排放通量保持在较低水平波动。F+D 处理 N₂O 排放通量在施基肥和穗肥后第 3 天达峰; 施穗肥后第 1 天达峰随即降低, 可能是因为 8 月 7 日追穗肥后的强降雨加快了土壤氧化亚氮生成。F+D 处理的 3 次排放峰值呈穗肥 (54.47 μg·m⁻²·h⁻¹)>基肥 (22.16 μg·m⁻²·h⁻¹)>穗肥 (15.3 μg·m⁻²·h⁻¹)。与 F+D 处理



CK: 稻田不施肥、不养鸭; C+D: 牛粪替代化肥+稻鸭共生; P+D: 鸡粪替代化肥+稻鸭共生; F+D: 单施化肥+稻鸭共生。不同小写字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$)。CK: rice monocropping with no fertilizer and ducks; C+D: cattle manure replacing chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system; P+D: chicken manure replacing chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system; F+D: chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system. Different lowercase letters mean significant differences among treatments ($P<0.05$).

图2 不同处理下稻田 N₂O 排放通量动态变化 (A) 和 N₂O 累积排放量 (B)

Fig. 2 Dynamic changes of N₂O emission flux (A) and N₂O accumulative emission (B) of paddy field under different treatments

相比,有机肥替代化肥+稻鸭共生显著减少 56.71%~56.93% 稻田 N_2O 排放通量。

N_2O 累积排放量如图 2B 所示。CK、C+D 和 P+D 处理的 N_2O 累积排放量放鸭后(蘖肥期+穗肥期)>放鸭前(基肥期), 蘖肥期排放量最小, N_2O 排放均集中在基肥和穗肥期, 且 3 个处理间 N_2O 累积排放差异不显著。F+D 处理的 N_2O 排放量最大, 穗肥期 N_2O 排放量最高, 占处理总排放量的 72.25%。F+D 处理 N_2O 总排放量较 CK、C+D 和 P+D 处理分别显著提高 274.88%、239.30% 和 237.39% ($P<0.05$)。

2.2.2 CH_4 排放通量和累积排放量

CH_4 的排放通量如图 3A 所示。基肥后放鸭前, CK 和 F+D 处理 CH_4 排放变化较小, C+D 和 P+D 处理 CH_4 排放通量逐渐升高, P+D 处理 CH_4 排放量在 6 月 13 日达到峰值 ($60.81 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) 随之又降低。穗肥后稻鸭共作期间, C+D 处理的 CH_4 排放通量变化呈现“小幅度双峰型”规律。在整个稻作期, C+D 和 P+D 处理的 CH_4 排放通量均大于 F+D 和 CK 处理, 较 F+D 处理增加 136.65%~182.34%。

CH_4 累积排放量如图 3B 所示。C+D 和 P+D 处理与 CK 和 F+D 处理 CH_4 累积排放量差异显著 ($P<0.05$), 两处理间差异不显著 ($P>0.05$)。C+D 处理蘖肥期 CH_4 排放量最大, 占处理总排放量的 53.19%; 而 P+D 处理基肥期 CH_4 排放量最大, 占处理总排放量的 47.65%。C+D 处理 CH_4 累积排放量较 CK 和 F+D 处理分别显著增加 446.90% 和 61.96% ($P<0.05$), 较 P+D 处理减少 16.23%。说明有机肥替代化肥+稻

鸭共生模式会显著增加 CH_4 排放。

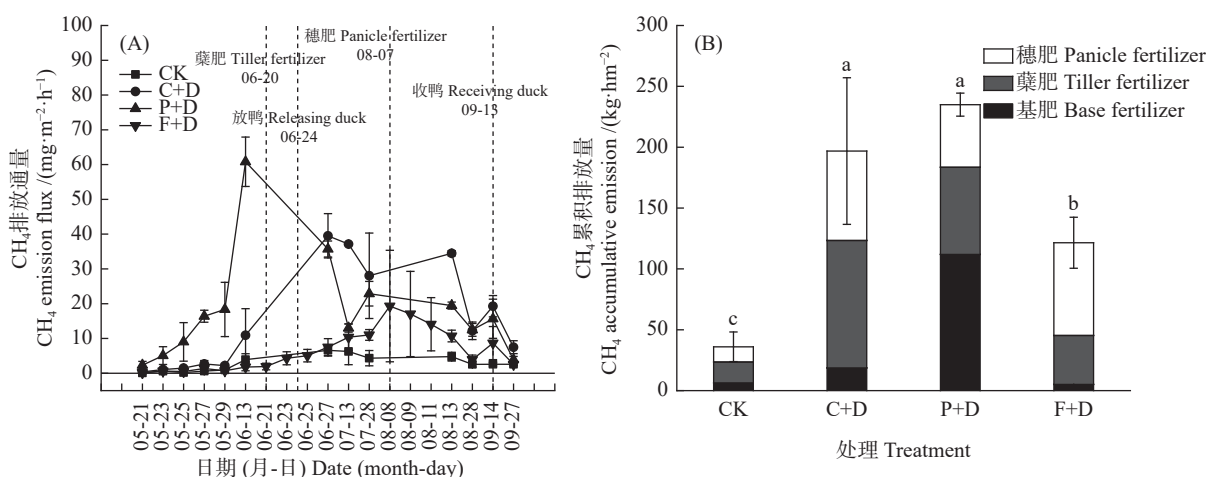
2.2.3 CO_2 排放通量和累积排放量

CO_2 排放通量如图 4A 所示。整个稻作期稻鸭共生下各处理 CO_2 排放变化呈现出相似的规律, 基肥后放鸭前, 各处理 CO_2 排放通量小幅波动并缓慢上升; 稻鸭共生期各处理 CO_2 排放通量呈现“Z 字型”排放规律, 且最高 CO_2 排放峰值均出现在 8 月 13 日, 分别为 936.22 (CK)、 $1\,333.01$ (C+D)、 $1\,411.88$ (P+D) 和 $1\,544.55 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ (F+D)。

CO_2 累积排放量如图 4B 所示。不同处理 CO_2 累积排放量的趋势一致: 穗肥期>蘖肥期>基肥期, CO_2 排放均集中在放鸭后水稻生育中后期。P+D 处理和 F+D 处理之间 CO_2 累积排放量差异不显著, 且均显著高于 CK 和 C+D 处理 ($P<0.05$)。P+D 处理 CO_2 累积排放量较 CK 和 C+D 处理分别显著增加 102.82% 和 23.69% ($P<0.05$), 较 F+D 处理减少 10.49%。与 F+D 处理相比, C+D 处理 CO_2 累积排放量显著减少 30.54% ($P<0.05$)。

2.3 稻鸭共生下不同有机肥替代化肥对水稻产量、增温潜势和温室气体排放强度的影响

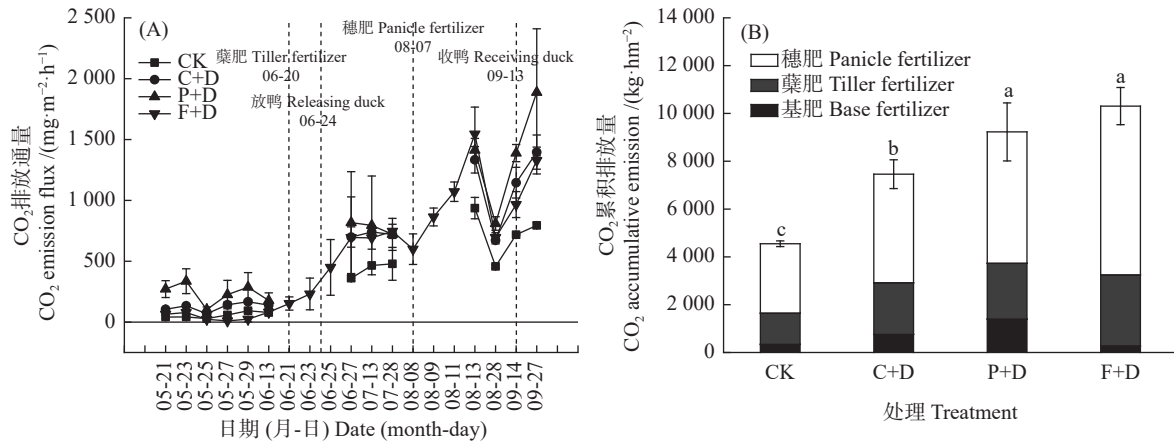
综合产量和温室效应如表 3 所示, P+D 处理产量最高, CK 处理产量为最高产量的 58.4%, 说明基础地力能达到最高产量处理 3/5 左右的生产力; P+D 处理与 CK 和 F+D 处理对比, 分别增产 71.3% 和 10.7% ($P<0.05$), C+D 处理与 F+D 处理对比减产 18.0% ($P<0.05$), C+D 处理减产原因可能是养分释放特性与水稻生长需肥特性不符, 在水稻后期表现出供肥不



CK: 稻田不施肥、不养鸭; C+D: 牛粪替代化肥+稻鸭共生; P+D: 鸡粪替代化肥+稻鸭共生; F+D: 单施化肥+稻鸭共生。不同小写字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$)。CK: rice monocropping with no fertilizer and ducks; C+D: cattle manure replacing chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system; P+D: chicken manure replacing chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system; F+D: chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system. Different lowercase letters mean significant differences among treatments ($P<0.05$).

图 3 不同处理下稻田 CH_4 排放通量动态变化 (A) 和 CH_4 累积排放量 (B)

Fig. 3 Dynamic changes of CH_4 emission flux (A) and CH_4 accumulative emission (B) of paddy field under different treatments



CK: 稻田不施肥、不养鸭; C+D: 牛粪替代化肥+稻鸭共生; P+D: 鸡粪替代化肥+稻鸭共生; F+D: 单施化肥+稻鸭共生。不同小写字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$)。CK: rice monocropping with no fertilizer and ducks; C+D: cattle manure replacing chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system; P+D: chicken manure replacing chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system; F+D: chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system. Different lowercase letters mean significant differences among treatments ($P<0.05$).

图 4 不同处理下稻田 CO_2 排放通量动态变化 (A) 和 CO_2 累积排放量 (B)

Fig. 4 Dynamic changes of CO_2 emission flux (A) and CO_2 accumulative emission (B) of paddy field under different treatments

表 3 不同处理下水稻产量、全球增温潜势和温室气体排放强度

Table 3 Rice yield, global warming potential and greenhouse gas emission intensity under different treatments

处理 Treatment	水稻产量 Rice yield ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)	全球增温潜势 Global warming potential ($[\text{kg}(\text{CO}_2\text{-eq}) \cdot \text{hm}^{-2}]$)	温室气体排放强度 Greenhouse gas emission intensity ($[\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}]$)
CK	6 583.5 $\pm$ 178.5d	5 580.87 $\pm$ 440.59b	0.82 $\pm$ 0.06b
C+D	8 352.0 $\pm$ 63.0c	12 997.37 $\pm$ 2 290.34a	1.49 $\pm$ 0.25a
P+D	11 278.5 $\pm$ 118.5a	15 832.24 $\pm$ 1 477.13a	1.34 $\pm$ 0.13a
F+D	10 185.0 $\pm$ 133.5b	13 799.78 $\pm$ 1 341.54a	1.24 $\pm$ 0.29a

CK: 稻田不施肥、不养鸭; C+D: 牛粪替代化肥+稻鸭共生; P+D: 鸡粪替代化肥+稻鸭共生; F+D: 单施化肥+稻鸭共生。同列不同小写字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$)。CK: rice monocropping with no fertilizer and ducks; C+D: cattle manure replacing chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system; P+D: chicken manure replacing chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system; F+D: chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system. Different lowercase letters in the same column mean significant differences among treatments ($P<0.05$).

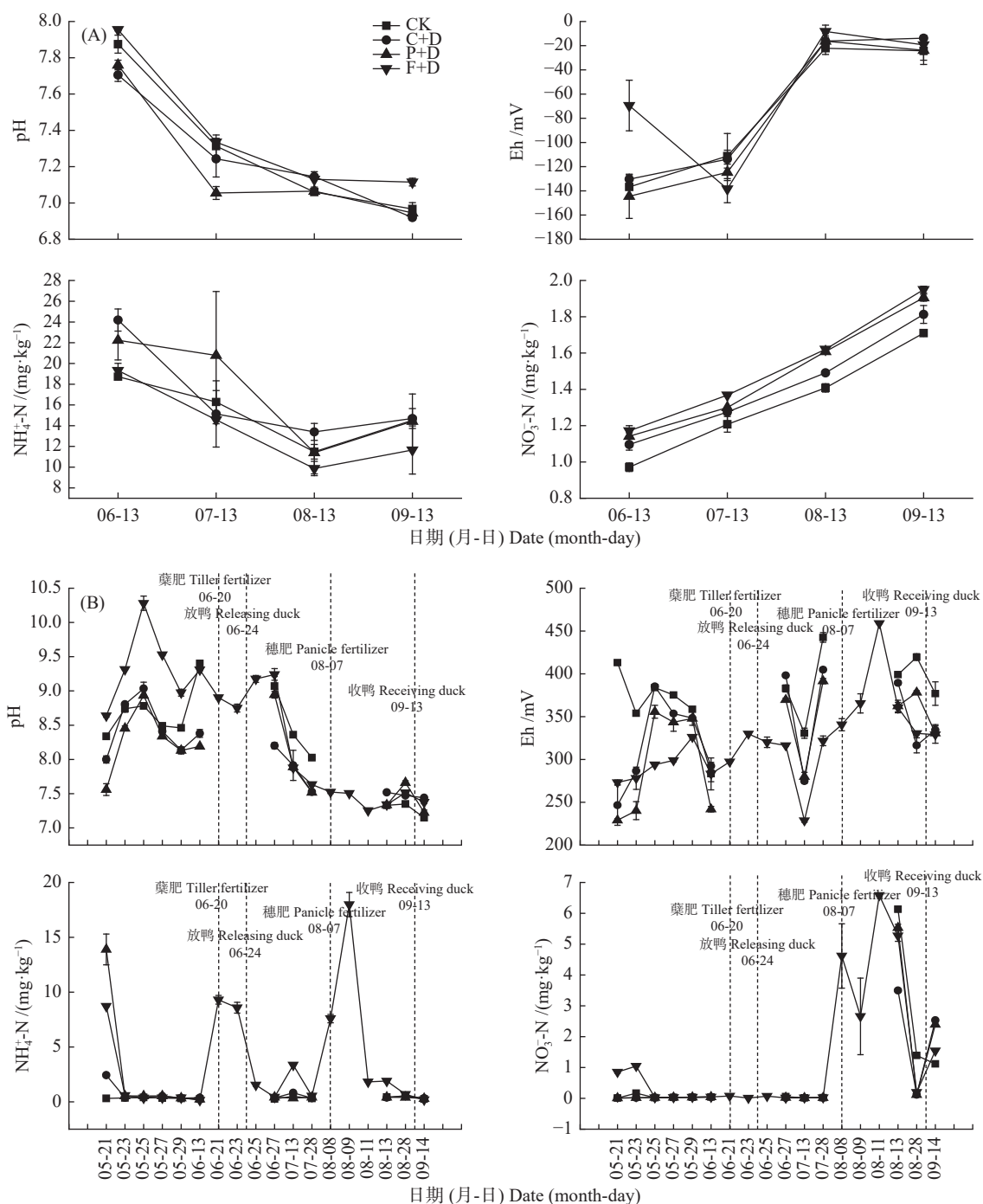
足。C+D、P+D 和 F+D 处理间全球增温潜势 (GWP) 和温室气体排放强度 (GHGI) 差异均不显著, 但均显著高于 CK 处理 ($P<0.05$)。与 CK 处理相比, C+D、P+D 和 F+D 处理的 GWP 分别显著增加 132.89%、183.69% 和 147.27% ($P<0.05$), GHGI 分别显著增加 81.71%、63.41% 和 51.22% ($P<0.05$)。以上表明, 与稻田不施肥、不养鸭相比, 鸡粪替代化肥+稻鸭共生能显著提高水稻产量, 同时也会显著增加全球增温潜势和温室气体排放强度。

2.4 稻鸭共生下不同有机肥替代化肥对土壤及田面水的 pH、Eh、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量动态变化的影响

土壤的 pH、Eh、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度动态变化如图 5A 所示。土壤 Eh 在整个生育期均为负值, 除 F+D 处理前期 Eh 先降低再升高外, 其余处理均持续升高, 并于 8 月 13 日达最高后又小幅降低 (除 C+D 处理)。除 P+D 处理外, 其余处理土壤 pH 均随着水稻生长稳定下降, 其平均 pH 排序为 F+D

(7.38)>CK (7.30)>C+D (7.25)>P+D (7.21)。土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 呈先降低又升高的趋势, CK、C+D、P+D 和 F+D 处理平均 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量分别为 15.25、16.85、17.21 和 13.85 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量整体较低, 各处理 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度均平稳上升, 且持续维持在 F+D>P+D>C+D>CK。

田面水的 pH、Eh、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度动态变化如图 5B 所示。各处理田面水 pH 在基肥后第 5 天出现峰值, 其中 F+D 处理最大 (10.28), 其余处理维持在 9.0 左右。F+D 处理 pH 过高可能是因为施用的尿素在水中会分解为氨和 CO_2 , 其中氨是碱性的, 因此反应阶段导致水的 pH 升高; 其他处理由于流入稻田的灌溉水本身偏碱性 (多次测量未进田灌溉水 pH 均在 9.0 左右), 导致稻田前期 pH 较高。7 月 13 日之后, 稻田 pH 趋于平稳, 整体维持在 7.5 左右。田面水 Eh 在 228.7~458.9 mV 波动, 整体呈小幅度上升趋势。田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度变化与 N_2O 排放规律相似, 每次施肥后 1~3 d 内出现峰值, 基肥后各处理的田面



CK: 稻田不施肥、不养鸭; C+D: 牛粪替代化肥+稻鸭共生; P+D: 鸡粪替代化肥+稻鸭共生; F+D: 单施化肥+稻鸭共生。CK: rice monocropping with no fertilizer and ducks; C+D: cattle manure replacing chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system; P+D: chicken manure replacing chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system; F+D: chemical fertilizer in rice-duck symbiosis system.

图 5 不同处理下稻田土壤 (A) 及田面水 (B) pH、Eh、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量变化

Fig. 5 Dynamic changes of pH, Eh, and contents of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in soil (A) and surface water (B) of paddy field under different treatments

水平均 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度排序为 $\text{F+D} > \text{P+D} > \text{C+D} > \text{CK}$ 。田面水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量在施穗肥之前均平稳在低浓度, 穗肥后, CK 处理 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量表现为先升高后降低, C+D、P+D 和 F+D 处理 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量均呈现“Z 字型”变化规律。

2.5 稻鸭共生下稻田氨挥发排放速率与田面水环境和气象因子的相关性分析

对试验监测数据氨挥发速率和各环境因子进行相关性分析 (表 4) 得出, 在有机肥替代化肥+稻鸭共作下稻田氨挥发速率与田面水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、总

表4 稻田氨挥发速率与田面水环境和气象因子的相关性分析

Table 4 Correlation analysis of ammonia volatilization rate with surface water environment and meteorological factors of paddy field

	NH ₃	pH	Eh	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	TN	TDN	R	WS	ST	AT
NH ₃	1.000										
pH	-0.033	1.000									
Eh	0.121	-0.292*	1.000								
NH ₄ ⁺ -N	0.445**	-0.123	-0.214	1.000							
NO ₃ ⁻ -N	0.412**	-0.514**	0.352**	0.128	1.000						
TN	0.493**	-0.213	-0.010	0.824**	0.473**	1.000					
TDN	0.489**	-0.220	-0.006	0.816**	0.466**	0.995**	1.000				
R	-0.060	0.022	-0.026	-0.044	-0.196	-0.104	-0.114	1.000			
WS	-0.170	0.653**	-0.459**	0.012	-0.633**	-0.137	-0.145	0.019	1.000		
ST	0.011	-0.430**	0.259	-0.065	0.286*	0.045	0.059	0.034	-0.374**	1.000	
AT	0.175	0.150	0.196	0.085	0.062	0.164	0.166	-0.518**	0.222	0.038	1.000

*和**分别表示在 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 水平显著相关。Eh: 氧化还原电位; TN: 总氮; TDN: 可溶性总氮; R: 降雨量; WS: 风速; ST: 土壤温度; AT: 气温。
* and ** indicate significant correlations at $P<0.05$ and $P<0.01$ levels, respectively. Eh: oxidation-reduction potential; TN: total nitrogen; TDN: total dissolved nitrogen; R: rainfall; WS: wind speed; ST: soil temperature; AT: air temperature.

氮 (TN) 和可溶性总氮 (TDN) 浓度均呈极显著正相关 ($P<0.01$)。田面水 NO_3^- -N 与 Eh、TN 和 TDN 浓度呈极显著正相关 ($P<0.01$), 与土壤温度 (ST) 呈显著正相关 ($P<0.05$), 与 pH 和风速 (WS) 呈极显著负相关 ($P<0.01$)。田面水 NH_4^+ -N 与 TN 和 TDN 浓度呈极显著正相关 ($P<0.01$)。结果表明稻田氨挥发的挥发速率主要受田面水氮素浓度的影响, 间接受环境因子影响。

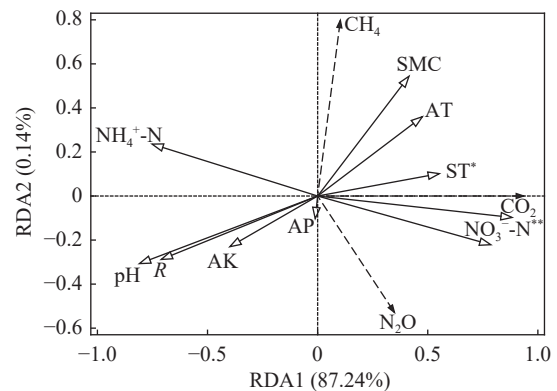
2.6 稻鸭共生下稻田温室气体排放速率与土壤环境和气象因子的冗余 (RDA) 分析

本文通过冗余分析明确了土壤环境因子及气象因子与温室气体排放速率之间的关系。由图6可知, RDA1 和 RDA2 对影响因子的解释率分别为 87.24% 和 0.14%。其中关键影响因子包括土壤 NO_3^- -N (贡献度 77.7%, $P=0.002$)、土壤温度 (贡献度 12.7%, $P=0.02$)、土壤 pH (贡献度 1.7%, $P=0.364$)、土壤 NH_4^+ -N (贡献度 0.8%, $P=0.584$)、Eh (贡献度 0.7%, $P=0.544$) 和降雨量 (贡献度 0.7%, $P=0.68$) 等。 N_2O 、 CH_4 和 CO_2 排放速率均与土壤 NO_3^- -N 呈极显著正相关 ($P<0.01$), 与土壤温度呈显著正相关 ($P<0.05$)。结果表明, 温室气体排放速率均受环境因子、气象因子和氮素浓度的影响。

3 讨论

3.1 稻鸭共生下不同有机肥替代化肥对氨挥发排放特征的影响

氨挥发过程复杂并受环境因子和气象因子等多方面的共同耦合作用影响^[24]。本试验中单施化肥+稻鸭共生处理氨挥发速率在每次施肥后 1~4 d 内均



*和**分别表示在 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 水平显著相关。两线条之间夹角 $<90^\circ$ 呈正相关, 夹角 $>90^\circ$ 呈负相关, 夹角为 90° 表示不相关; 线条越长, 相关性越高。AP: 有效磷; AK: 速效钾; R: 降雨量; ST: 土壤温度; AT: 气温; SMC: 土壤含水率; Eh: 氧化还原电位。* and ** indicate significant correlations at $P<0.05$ and $P<0.01$ levels, respectively. There is a positive correlation between the two indicators when the angle between the corresponding lines is less than 90° , there is a negative correlation when the angle is larger than 90° , and there is no correlation when the angle equals to 90° . The longer the line, the higher the correlation. AP: available phosphorus; AK: available potassium; R: rainfall; ST: soil temperature; AT: air temperature; SMC: soil moisture content; Eh: oxidation-reduction potential.

图6 稻田温室气体排放速率与土壤环境和气象因子的冗余分析 (RDA)

Fig. 6 Redundancy analysis (RDA) of greenhouse gas emission rate and soil environment and meteorological factors of paddy field

达峰, 并且施肥后氨挥发持续时间为 10 d 左右。对于有机肥替代化肥+稻鸭共生处理仅有一次氨挥发排放峰, 在基肥后 1~2 d 内达峰, 达峰后逐渐降至不能监测水平。张靖等^[25]综合两年的试验得出, 生物有机肥替代化肥结合深施减氮可减少高达 60% 的稻田氨挥发, 且不降低水稻产量, 可有效实现稻田氮肥减量、氨挥发减排。也有研究表明, 在不同稻作模

式下,无论施肥与否,稻鸭共生均能够增加稻田土壤氮素的氨挥发速率,其中肥料氮素的氨挥发损失量占氮素氨挥发损失总量的 35.72%,稻鸭共生明显产生了抑制氨挥发^[26-27]。通过相关性分析可知,田面水 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N、总氮和可溶性总氮浓度均对稻田氨挥发存在极显著正相关影响。刘伯顺等^[28]研究表明,无其他条件干扰下,氨挥发通量会随土壤及田面水 NH_4^+ -N 含量的增加而升高,且两者呈极显著正相关关系。与本研究结果 NH_4^+ -N 浓度与稻田氨挥发排放速率呈极显著正相关相吻合。追施氮肥时,稻田均处于高温淹水状态,普通尿素撒施会快速水解并迅速转化为 NH_4^+ -N,由于前期水稻生长发育吸氮能力不强, NH_4^+ -N 大部分转化为 NH_3 ,进而提高氨挥发速率。随后,由于土壤吸附和水稻吸收,田面水 NH_4^+ -N 浓度逐渐降低,氨挥发也随之减弱^[18,29]。从减少稻田氨挥发角度看,鸡粪和牛粪替代化肥+稻鸭共生具有较好的氨挥发减排效益,可提高氮肥利用效率。

3.2 稻鸭共生下不同有机肥替代化肥对温室气体排放特征的影响

稻田 N_2O 的产生及释放量主要与土壤中微生物的硝化和反硝化作用^[30]、反应产物中 N_2O 的比例、 N_2O 逸散进入大气前在土壤中的扩散程度及土壤是否具有淹水层有关^[31]。本研究中, N_2O 排放通量峰值均出现在每次施肥后 1~3 d 内,水稻成熟后期稻田水层快速下降,水层较浅时也出现了 N_2O 排放峰值,与赵峥等^[32]和谢义琴等^[33]研究中 N_2O 排放峰值主要出现在施肥和稻田水层较浅后的结果一致。在水稻生长季的持续淹水期间, N_2O 主要通过水稻植株排放,在稻田无水时, N_2O 主要通过直接扩散途径排向大气^[31]。鸭子的生物扰动会刺激水稻植株形态,改善水稻生理过程,使氧气更容易传输到水稻根际,进而通过硝化和反硝化作用产生 N_2O ,增加水溶性 N_2O 的扩散与释放^[9-10]。整个稻作期,单施化肥+稻鸭共生处理的 N_2O 累积排放通量均高于有机肥替代化肥+稻鸭共生处理。粪肥的施入为土壤微生物提供了丰富的碳源和氮源,刺激土壤微生物活动,增加微生物耗氧,降低 Eh,提高了反硝化速率,增加了 N_2 排放,抑制 N_2O 排放,从而减少了 N_2O 的累积排放量^[12-13,34]。吕凤莲等^[35]研究得出,在同一作物生长季中,有机肥替代化肥比例在 75% 和 100% 时, N_2O 排放峰值较其他替代比例显著降低,并且减排效应随替代比例增加而增加。以上进一步表明,本试验有机肥 100% 替代化肥的 N_2O 减排效果会更显著,有机肥替代化肥+

稻鸭共生会降低 N_2O 排放。

稻田 CH_4 主要是产甲烷菌在厌氧环境下利用土壤中的理化物质通过代谢作用排放^[36],主要受施肥、土壤因子和环境气象因子的影响。有机肥替代化肥+稻鸭共生处理的 CH_4 排放通量在水稻生育前期逐步升高,至分蘖期和齐穗期达到峰值,单施化肥+稻鸭共生处理也在穗肥期达到排放峰值,后期又逐步降低,本试验结果与前人研究稻田综合种养 CH_4 排放峰值结果一致^[35,37-38]。主要原因可能是水稻生育前期,稻田一直处于淹水状态且田面水体积维持饱和,有助于 CH_4 产生和排放,水稻分蘖期根系活动频繁,呼吸作用旺盛,此时 CH_4 排放达到峰值。随后,在水稻不断生长发育过程中,根系不断壮大,分泌物增加,为产甲烷菌的代谢提供底物,厌氧条件降低了土壤 Eh, Eh 越低 CH_4 排放量越大^[12,36,39]。有研究结果表明,有机肥替代化肥比单施化肥能使稻田土壤 CH_4 排放量增加 82.16%^[40];有机肥替代比例越大, CH_4 的排放量越多,这与本研究结果一致。综合试验结果来看,有机肥替代化肥+稻鸭共生会增加 CH_4 排放。

稻田 CO_2 排放主要取决于稻作系统呼吸作用(土壤呼吸、微生物分解过程、植株光合作用和呼吸作用等),主要受植株生长情况、气象因子和土壤环境因子的影响^[41-42]。本试验结果表现为:各处理稻田 CO_2 排放变化呈现出相似规律,整体为上升趋势。这可能是因为水稻移栽初期,植株较小,根系尚未发育完全,光合作用和呼吸作用均较弱,随着植株和鸭子生长发育,光合作用和呼吸作用得到提升,稻田 CO_2 排放通量也逐渐增加,水稻生长后期植株衰老会导致 CO_2 排放降低,但由于稻田后期排水,影响土壤氧化还原状况,刺激微生物活动,又增加了 CO_2 排放通量^[43-44]。有研究表明,稻鸭共作模式在整个水稻生育期和放养鸭期间均能显著提高稻田 CO_2 排放^[45],稻鸭共生 CO_2 排放量为常规种植的 1.11 倍^[46-47],这是由于鸭子活动增加了土壤与氧气的接触机会,促进了土壤微生物好氧呼吸,导致 CO_2 排放增加。史雅童^[40]对比单施化肥和有机肥替代化肥的数据发现,有机肥替代化肥能使稻田土壤 CO_2 排放整体增加 16.27%。通过相关分析, CO_2 排放速率与气温、土温、 NO_3^- -N 和 Eh 呈正相关关系,与前人研究结果一致。本试验中土壤 Eh 和 NO_3^- -N 浓度在水稻生育期均呈上升趋势,与 CO_2 排放速率相对应。综合 CO_2 累积量来看,有机肥替代化肥+稻鸭共生相比单施化肥+稻鸭共生能在一定程度上降低 CO_2 排放,但在整

个稻田生育期和放养鸭期间 CO_2 排放速率均呈上升趋势。

3.3 稻鸭共生下有机肥替代化肥对稻田产量、全球增温潜势和温室气体排放强度的影响

在农业生产中,可持续发展农业常与 GWP 和 GHGI 紧密联系^[48]。前人研究表明,稻鸭共生模式在稻田生态系统中可延长食物链的增环作用,鸭子通过其持续运动觅食等不同程度地影响稻田温室气体排放和 GWP^[49]。在施肥方面,姜海斌等^[50]在研究洱海流域不同施肥模式对氮磷流失的影响中设置了常规施氮量、当地平均施氮量和有机肥完全替代施氮量,分别为 195、120 和 $156 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,其中有机肥替代的总氮流失量为 19.23%。聂云^[51]研究 26 年的黄壤稻田温室气体排放特征发现,有机肥 100% 替代化肥(施氮量为 $165 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$),GWP 随施氮量和有机替代比例的增加而增加,100% 有机肥替代较单施化肥处理能提高 306.25% 的 GHGI。也有研究表明,综合作物产量、GWP 和 GHGI 考虑,有机肥配施化肥既能增加作物产量,又能降低 GWP 和 GHGI^[52]。本试验结果显示,有机肥替代化肥+稻鸭共生与单施化肥+稻鸭共生的 GWP 和 GHGI 差异不显著。原因可能是:本试验有机肥替代化肥处理施氮量与单施化肥处理施氮量相同,且有机肥为移栽前施用并翻入土壤,未显著增加 GWP 和 GHGI 与有机肥的施用方式和翻耕深度有很大关系。与单施化肥+稻鸭共生相比,有机肥替代化肥+稻鸭共生均能显著减少稻田 N_2O 累积排放量,但同时也显著增加了稻田 CH_4 累积排放量。在百年尺度上 N_2O 和 CH_4 的增温潜势分别是 CO_2 的 265 和 28 倍^[21],说明本研究 CH_4 的温室效应远大于 N_2O 温室效应。由此可见,降低稻田 CH_4 排放对缓解温室气体增温潜势至关重要^[53]。

3.4 氮挥发、温室气体与土壤和田面水环境因子及气象因子的关系

结合相关性分析和试验结果可以发现,在稻鸭共生模式下,随着稻作生育期温度的升高,有机肥施入可以促进土壤微生物量积累,提高酶活性,平衡土壤氮素供应^[54],有利于水稻生长发育和保质保产。田面水中的氮素形态主要以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为主,因此更利于植株吸收利用。有机肥替代化肥处理下田面水的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度低且变化稳定(图 5B)。单施化肥田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度高是因为尿素施用后在脲酶作用下的快速水解导致其浓度迅速升高,进而增加了氮挥发;随着水稻生长和根系膨大,其对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸收增强,田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量下降,加之土壤吸

附作用,使得土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量也随之减少。而土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量稳定上升(图 5A),稻作后期多以 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的形式保存在土壤中^[55]。鸭子在田间踩踏活动加速气体交换,水稻根系泌氧增强,提高田面水含氧量,使田面水 Eh 整体呈升高趋势。土壤和田面水的 pH 均随稻作生育期逐渐降低,并稳定在 7 左右,稻作后期有机肥替代化肥处理田面水 pH 总体高于单施化肥处理,说明有机肥更有利于缓解土壤酸化。由相关性分析可知,影响氮挥发的主要因素为田面水氮素指标,影响温室气体排放的主要因素为土壤环境因子和气象因子。各指标之间直接或间接影响着氮挥发和温室气体排放速率。结果表明,稻鸭共生下有机肥替代化肥与不施肥相比,增加了 CH_4 和 CO_2 累积排放量,提高了 GWP 和 GHGI,与单施化肥相比减少了氮挥发损失率和 N_2O 累积排放量,但是对 GWP 和 GHGI 无显著影响。

4 结论

1) 稻田氮挥发主要集中在施肥后两周内,且氮挥发速率均在施肥后 1~4 d 内达峰值,相较单施化肥+稻鸭共作处理,有机肥替代化肥+稻鸭共生处理均能显著降低稻田氮挥发速率、减少氮挥发累积量和挥发损失率。鸡粪和牛粪替代化肥+稻鸭共生处理间无显著差异。影响氮挥发的主要因素为田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、总氮和可溶性总氮浓度。

2) 与单施化肥+稻鸭共生相比,有机肥替代化肥+稻鸭共生均显著减少稻田 N_2O 排放通量和 N_2O 累积排放量,同时也显著增加了稻田 CH_4 排放通量和 CH_4 累积排放量,鸡粪替代化肥+稻鸭共生与单施化肥+稻鸭共生处理之间 CO_2 累积排放量无显著差异。影响温室气体排放的主要因素是土壤温度、pH、Eh、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度和降雨量。

3) 与单施化肥+稻鸭共生相比,由于有机肥替代化肥+稻鸭共生显著减少稻田 N_2O 累积排放量的同时也显著增加了稻田 CH_4 累积排放量,其与单施化肥+稻鸭共生的全球增温潜势(GWP)和温室气体强度(GHGI)差异不显著。

参考文献 References

- [1] 李仕金,柯璐瑶,刘志玲,等.洱海流域水稻生产技术存在的问题、对策及建议[J].中国种业,2024(2): 35-38
LI S J, KE L Y, LIU Z L, et al. Existent problems, countermeasures and suggestions of rice cultivation technology in Erhai Lake Basin[J]. China Seed Industry, 2024(2): 35-38
- [2] ZOU T T, MENG F L, ZHOU J C, et al. Quantifying nitrogen and phosphorus losses from crop and livestock production and

- mitigation potentials in Erhai Lake Basin, China[J]. *Agricultural Systems*, 2023, 211: 103745
- [3] 范紫月, 齐晓波, 曾麟岚, 等. 中国农业系统近 40 年温室气体排放核算[J]. *生态学报*, 2022, 42(23): 9470–9482
FAN Z Y, QI X B, ZENG L L, et al. Accounting of greenhouse gas emissions in the Chinese agricultural system from 1980 to 2020[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2022, 42(23): 9470–9482
- [4] 翟家齐, 王秀青, 张舰, 等. 节水措施对碳排放影响及节水低碳目标实施路径浅议[J]. *中国水利*, 2023(19): 47–51
ZHAI J Q, WANG X Q, ZHANG J, et al. Discussion on the impact of water conservation measures on carbon emissions and implementation path of water conservation and low-carbon goals[J]. *China Water Resources*, 2023(19): 47–51
- [5] HU Z Z, LIU H J, ZHANG Y F, et al. Greenhouse gas emissions, carbon footprint, and grain yields of rice-based cropping systems in eastern China[J]. *Agronomy*, 2024, 14(2): 395
- [6] 朱雅婷, 倪远之, 张敏, 等. 不同秸秆还田量对上海地区稻田甲烷排放的影响[J]. *浙江农业学报*, 2023, 35(10): 2436–2445
ZHU Y T, NI Y Z, ZHANG M, et al. Effects of straw returning amount on methane emission from paddy fields in Shanghai, China[J]. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 2023, 35(10): 2436–2445
- [7] DU Y D, CUI B J, ZHANG Q, et al. Effects of manure fertilizer on crop yield and soil properties in China: A meta-analysis[J]. *CATENA*, 2020, 193: 104617
- [8] MA R Y, ZOU J W, HAN Z Q, et al. Global soil-derived ammonia emissions from agricultural nitrogen fertilizer application: A refinement based on regional and crop-specific emission factors[J]. *Global Change Biology*, 2021, 27(4): 855–867
- [9] SUN G, SUN M, DU L S, et al. Ecological rice-cropping systems mitigate global warming — A meta-analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 789: 147900
- [10] 崔荣阳, 刘宏斌, 毛昆明, 等. 洱海流域稻鸭共作对稻田温室气体排放和水稻产量的影响[J]. *环境科学学报*, 2019, 39(7): 2306–2314
CUI R Y, LIU H B, MAO K M, et al. Effects of rice-duck mutualism on greenhouse gas emissions and rice yields from paddy fields in Erhai Basin[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, 39(7): 2306–2314
- [11] 许国春. 不同轮作系统和稻作模式对稻田温室气体排放及氮素平衡的影响[D]. 南京: 南京农业大学, 2017
XU G C. Effects of different rotation systems and rice cropping patterns on greenhouse gas emissions and nitrogen balance in rice fields[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2017
- [12] 吴茜虞. 有机肥全量替代化肥对氮素利用、稻田氨挥发和温室气体排放的影响[D]. 昆明: 云南农业大学, 2023
WU X Y. Effects of total organic fertilizer substitution on nitrogen use, ammonia volatilization and greenhouse gas emissions in paddy fields[D]. Kunming: Yunnan Agricultural University, 2023
- [13] 孙国峰, 王鑫, 盛婧, 等. 长期粪肥还田条件下稻米品质及氮肥利用率[J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(11): 2521–2527
SUN G F, WANG X, SHENG J, et al. Rice quality and nitrogen use efficiency under long-term application of pig manure or biogas slurry[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(11): 2521–2527
- [14] 吴金水, 李勇, 童成立, 等. 亚热带水稻土碳循环的生物地球化学特点与长期固碳效应[J]. *农业现代化研究*, 2018, 39(6): 895–906
WU J S, LI Y, TONG C L, et al. The key geo-biochemical processes of the long-term carbon sequestration and its mechanisms in the subtropical paddy soils[J]. *Research of Agricultural Modernization*, 2018, 39(6): 895–906
- [15] 武慢秋, 商东耀, 帅斯樑, 等. 大气 CO₂ 浓度缓增、骤增和不同施氮水平对稻田 CH₄ 排放的影响[J]. *生态与农村环境学报*, 2024, 40(2): 205–212
WU M Q, SHANG D Y, SHUAI S L, et al. Effects of gradually and abruptly elevated CO₂ concentration and different nitrogen fertilizer levels on CH₄ emission in paddy field[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2024, 40(2): 205–212
- [16] 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
XIAO Q L, ZHU J, PENG H, et al. Ammonia volatilization loss and emission reduction measures in paddy fields[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(1): 16–25
- [17] 李然, 蔡威威, 艾天成, 等. 稻田氨挥发损失和水稻产量对不同水氮处理的响应[J]. *中国土壤与肥料*, 2020(3): 47–54
LI R, CAI W W, AI T C, et al. Responses of ammonia volatilization and grain yield under different water and fertilizer practices in a rice paddy[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2020(3): 47–54
- [18] 郭松, 郭慧婷, 张裕梁, 等. 侧深施控释氮肥运筹方式对水稻产量、NH₃ 挥发和温室气体排放的影响[J]. *作物学报*, 2024, 50(6): 1525–1539
GUO S, GUO H T, ZHANG Y L, et al. Effects of side deep placement of controlled release nitrogen management on rice yield, NH₃, and greenhouse gas emissions[J]. *Acta Agronomica Sinica*, 2024, 50(6): 1525–1539
- [19] 大理白族自治州人民政府. 大理白族自治州 2018 年环境状况公报[EB/OL]. (2019-06-25). <https://www.dali.gov.cn/dlrmzf/c100638/201906/10c9735c56ba4102ab638298b8954a88.shtml>
People's Government of Dali Bai Autonomous Prefecture. Environmental Status Bulletin of Dali Bai Autonomous Prefecture in 2018[EB/OL]. (2019-06-25). <https://www.dali.gov.cn/dlrmzf/c100638/201906/10c9735c56ba4102ab638298b8954a88.shtml>
- [20] 郭树芳. 华北平原农田生态系统氮损失及其环境效应研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2019
GUO S F. Study on nitrogen loss and its environmental effects in farmland ecosystem in North China Plain[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2019
- [21] ALEXANDER L, ALLEN S, BINDOFF N, et al. Climate Change 2013: The physical Science Basis, in Contribution of Working Group I (WGI) to the Fifth Assessment Report (AR5) of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) [M]. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2013: 1535
- [22] 徐卓颖, 续勇波, 白采禾, 等. 洱海流域长期不同施肥对菜园

- 温室气体和氨挥发的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2024, 43(1): 214–225
- XU Z Y, XU Y B, BAI C H, et al. Effects of long-term fertilization on greenhouse gas and ammonia volatilization from vegetable fields in the Erhai watershed[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2024, 43(1): 214–225
- [23] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 第3版. 北京: 中国农业出版社, 2007
- BAO S D. *Agrochemical Analysis of Soil*[M]. 3rd Edition. Beijing: China Agriculture Press, 2007
- [24] 郭柯凡. 有机肥对滨海稻田氨挥发特征及氮素利用效率的影响[D]. 扬州: 扬州大学, 2023
- GUO K F. Effects of organic fertilizer on ammonia volatilization and nitrogen use efficiency in coastal paddy field[D]. Yangzhou: Yangzhou University, 2023
- [25] 张靖, 朱潇, 沈健林, 等. 生物有机肥与化肥配施对稻田氨挥发的影响[J]. *中国生态农业学报(中英文)*, 2022, 30(1): 15–25
- ZHANG J, ZHU X, SHEN J L, et al. Effects of combined application of microbial organic fertilizer and chemical fertilizer on ammonia volatilization in a paddy field with double rice cropping[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2022, 30(1): 15–25
- [26] LI C F, CAO C G, WANG J P, et al. Nitrogen losses from integrated rice-duck and rice-fish ecosystems in southern China[J]. *Plant and Soil*, 2008, 307(1): 207–217
- [27] SHENG F, CAO C G, LI C F. Integrated rice-duck farming decreases global warming potential and increases net ecosystem economic budget in central China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(23): 22744–22753
- [28] 刘伯顺, 黄立华, 黄金鑫, 等. 我国农田氨挥发研究进展与减排对策[J]. *中国生态农业学报(中英文)*, 2022, 30(6): 875–888
- LIU B S, HUANG L H, HUANG J X, et al. Research progress toward and emission reduction measures of ammonia volatilization from farmlands in China[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2022, 30(6): 875–888
- [29] LIAN Z M, OUYANG W, HAO F H, et al. Changes in fertilizer categories significantly altered the estimates of ammonia volatilizations induced from increased synthetic fertilizer application to Chinese rice fields[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2018, 265: 112–122
- [30] ARP D J, SAYAVEDRA-SOTO L A, HOMMES N G. Molecular biology and biochemistry of ammonia oxidation by *Nitrosomonas europaea*[J]. *Archives of Microbiology*, 2002, 178(4): 250–255
- [31] 温婷, 赵本良, 章家恩. 稻鸭共作中 CH_4 和 N_2O 排放规律及影响因素[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(7): 1442–1450
- WEN T, ZHAO B L, ZHANG J E. Emission pathways and influencing factors for CH_4 and N_2O from rice-duck farming[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(7): 1442–1450
- [32] 赵峥, 岳玉波, 张翼, 等. 不同施肥条件对稻田温室气体排放特征的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2014, 33(11): 2273–2278
- ZHAO Z, YUE Y B, ZHANG Y, et al. Impact of different fertilization practices on greenhouse gas emission from paddy field[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(11): 2273–2278
- [33] 谢义琴, 张建峰, 姜慧敏, 等. 不同施肥措施对稻田土壤温室气体排放的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2015, 34(3): 578–584
- XIE Y Q, ZHANG J F, JIANG H M, et al. Effects of different fertilization practices on greenhouse gas emissions from paddy soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(3): 578–584
- [34] 魏静, 郭树芳, 翟丽梅, 等. 有机无机肥配施对水稻氮素利用率与氮流失风险的影响[J]. *土壤*, 2018, 50(5): 874–880
- WEI J, GUO S F, ZHAI L M, et al. Effects of combined application of organic manure and different levels of chemical fertilizers on nitrogen use efficiency and nitrogen loss risk in rice growing system[J]. *Soils*, 2018, 50(5): 874–880
- [35] 吕凤莲, 杨学云, 赵冉, 等. 静态箱/气相色谱法监测农田温室气体排放研究[J]. *实验技术与管理*, 2022, 39(9): 15–24
- LYU F L, YANG X Y, ZHAO R, et al. Study on static chamber/gas chromatography method for monitoring greenhouse gas emission in field ecosystem[J]. *Experimental Technology and Management*, 2022, 39(9): 15–24
- [36] 杨雨虹, 贺惠, 米铁柱, 等. 耐盐碱水稻土壤产甲烷菌群落特征及产甲烷途径[J]. *环境科学*, 2021, 42(7): 3472–3481
- YANG Y H, HE H, MI T Z, et al. Community characteristics of methanogens and methanogenic pathways in salt-tolerant rice soil[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(7): 3472–3481
- [37] BASHIR M A, LIU J, GENG Y C, et al. Co-culture of rice and aquatic animals: An integrated system to achieve production and environmental sustainability[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 249: 119310
- [38] 王强盛, 刘欣, 许国春, 等. 稻鸭共作对不同栽培环境稻季 CH_4 和 N_2O 排放的影响[J]. *土壤*, 2023, 55(6): 1279–1288
- WANG Q S, LIU X, XU G C, et al. Effects of rice-duck farming on CH_4 and N_2O emissions in rice season under different cultivation environments[J]. *Soils*, 2023, 55(6): 1279–1288
- [39] LI C F, ZHANG Z S, GUO L J, et al. Emissions of CH_4 and CO_2 from double rice cropping systems under varying tillage and seeding methods[J]. *Atmospheric Environment*, 2013, 80: 438–444
- [40] 史雅童. 生物炭添加和有机肥替代化肥对土壤温室气体排放影响的整合分析[D]. 保定: 河北农业大学, 2023
- SHI Y T. Integrated analysis of the influence of biochar addition and organic fertilizer replacing chemical fertilizer on soil greenhouse gas emission[D]. Baoding: Hebei Agricultural University, 2023
- [41] 韩燕云, 吴永红, 李丹, 等. 微生物介导的稻田水土界面温室气体排放及其农事减排措施研究进展[J]. *环境科学研究*, 2023, 36(12): 2369–2381
- HAN Y Y, WU Y H, LI D, et al. Advancements in research on microbe-mediated greenhouse gas emissions at the rice paddy soil-water interface and agricultural mitigation strategies[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2023, 36(12): 2369–2381
- [42] 徐芬, 郭红岩, 喻小兵, 等. CO_2 浓度升高和有机肥-化肥施用对水稻光合作用、抗氧化酶活性和重金属含量的影响[J]. *湖北农业科学*, 2023, 62(12): 51–55, 113
- XU F, GUO H Y, YU X B, et al. Effects of increasing CO_2 concentration and application of organic fertilizer and chemical fertilizer on photosynthesis, antioxidant enzyme activity and

- heavy metal content of rice[J]. *Hubei Agricultural Sciences*, 2023, 62(12): 51–55, 113
- [43] 张怡彬, 李俊改, 王震, 等. 有机替代下华北平原旱地农田氮挥发的年际减排特征[J]. *植物营养与肥料学报*, 2021, 27(1): 1–11
- ZHANG Y B, LI J G, WANG Z, et al. Substitution of chemical fertilizer with organic manure reduces ammonia volatilization in maize farmland in North China Plain[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2021, 27(1): 1–11
- [44] 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): 149–162
- LU L L, WU G Y. Advances in affecting factors of ammonia emission in farmland[J]. *Journal of China Agricultural University*, 2019, 24(1): 149–162
- [45] 徐祥玉, 张敏敏, 彭成林, 等. 稻虾共作对秸秆还田后稻田温室气体排放的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2017, 25(11): 1591–1603
- XU X Y, ZHANG M M, PENG C L, et al. Effect of rice-crayfish co-culture on greenhouse gases emission in straw-puddled paddy fields[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2017, 25(11): 1591–1603
- [46] 展茗, 曹凑贵, 汪金平, 等. 稻鸭复合系统的温室气体排放及其温室效应[J]. *环境科学学报*, 2009, 29(2): 420–426
- ZHAN M, CAO C G, WANG J P, et al. Greenhouse gas emissions from an integrated rice-duck system and its Global Warming Potentials (GWPs)[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2009, 29(2): 420–426
- [47] 杨静, 高亮, 朱毅. 稻鸭共作研究进展[J]. *作物杂志*, 2020(3): 1–6
- YANG J, GAO L, ZHU Y. Research progress on rice-duck farming[J]. *Crops*, 2020(3): 1–6
- [48] FAN L C, SCHNEIDER D, DIPPOLD M A, et al. Active metabolic pathways of anaerobic methane oxidation in paddy soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2021, 156: 108215
- [49] 王强盛. 稻田种养结合循环农业温室气体排放的调控与机制[J]. *中国生态农业学报*, 2018, 26(5): 633–642
- WANG Q S. Regulation and mechanism of greenhouse gas emissions of circular agriculture ecosystem of planting and breeding in paddy[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2018, 26(5): 633–642
- [50] 姜海斌, 沈仕洲, 谷艳茹, 等. 洱海流域不同施肥模式对稻田氮磷径流流失的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(6): 1305–1313
- JIANG H B, SHEN S Z, GU Y R, et al. Effects of different fertilization treatments on runoff losses of nitrogen and phosphorus in paddy fields in Erhai Lake Basin, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(6): 1305–1313
- [51] 聂云. 有机肥替代 26 年的黄壤稻田温室气体排放特征及其影响因子[D]. 贵阳: 贵州大学, 2022
- NIE Y. Characteristics and influencing factors of greenhouse gas emissions from paddy fields in yellow soil replaced by organic fertilizer for 26 years[D]. Guiyang: Guizhou University, 2022
- [52] 邵晓辉, 汤水荣, 孟磊, 等. 不同施肥措施对热带地区稻菜轮作体系土壤 CH_4 和 N_2O 排放的影响[J]. *环境科学*, 2022, 43(11): 5149–5158
- SHAO X H, TANG S R, MENG L, et al. Effect of different fertilization treatments on methane and nitrous oxide emissions from rice-vegetable rotation in a tropical region, China[J]. *Environmental Science*, 2022, 43(11): 5149–5158
- [53] 汤宏, 沈健林, 刘杰云, 等. 稻秸的不同组分对水稻土甲烷和二氧化碳排放的影响[J]. *生态环境学报*, 2016, 25(7): 1125–1133
- TANG H, SHEN J L, LIU J Y, et al. Effects of rice straw fraction on methane and carbon dioxide emission from rice paddy soil[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2016, 25(7): 1125–1133
- [54] 刘亚军, 汪成钵, 章涛, 等. 万年县古稻原产区细菌多样性分析及功能预测[J]. *中国生态农业学报(中英文)*, 2024, 32(3): 380–390
- LIU Y J, WANG C B, ZHANG T, et al. Bacterial diversity exploring and functional prediction in ancient rice original-producing region of Wannian County, China[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2024, 32(3): 380–390
- [55] 付斌, 王炽, 胡万里, 等. 等氮量有机替代水稻种植对水土环境和农学效应的影响[J]. *南方农业学报*, 2023, 54(11): 3198–3205
- FU B, WANG C, HU W L, et al. Effects of equal nitrogen organic substitution rice planting on soil and water environment and agronomic effects[J]. *Journal of Southern Agriculture*, 2023, 54(11): 3198–3205