

DOI: 10.20103/j.stxb.202305100975

马锦峰, 赵梦颖, 李雨欣, 谢婉玉, 纪洋, 冯兆忠, 冯彦房. 不同种类秸秆添加对稻田 NH_3 挥发的影响机制. 生态学报, 2024, 44(15): 6696-6707.

Ma J F, Zhao M Y, Li Y X, Xie W Y, Ji Y, Feng Z Z, Feng Y F. The influence mechanism of different straw types on NH_3 volatilization in paddy fields. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(15): 6696-6707.

不同种类秸秆添加对稻田 NH_3 挥发的影响机制

马锦峰¹, 赵梦颖¹, 李雨欣¹, 谢婉玉¹, 纪洋^{1,*}, 冯兆忠¹, 冯彦房²

¹ 南京信息工程大学生态与应用气象学院, 中国气象局生态系统碳源汇开放重点实验室, 南京 210044

² 江苏省农业科学院农业资源与环境研究所, 农业农村部长江下游平原农业环境重点实验室, 南京 210014

摘要: 秸秆还田对稻田土壤 NH_3 挥发可产生影响, 但相关排放变化规律和调控机制有待系统研究。以南粳 46 水稻品种为材料, 太湖地区典型单季稻田原状土为研究对象, 利用连续气流封闭法监测三种秸秆 (水稻秸秆: RS; 小麦秸秆: WS; 玉米秸秆: MS) 两种添加量 ($W_{\text{秸秆}}: W_{\text{土}} = 0.5\%、0.8\%$) 下水稻各生长期 NH_3 挥发通量、土壤理化因子及水稻产量; 进而结合分子生物学技术, 将环境因子与氮循环相关的功能微生物丰度进行耦合, 揭示 NH_3 挥发对不同种类秸秆和不同添加量的响应机制并解析关键因子, 从而筛选出稻田生态系统氮减排效果最佳的秸秆还田种类及施用量。试验结果表明, 秸秆种类及秸秆种类与其施用量交互作用对稻田土壤 NH_3 挥发均产生显著影响, 总体来看, 与 CK 相比, 施加秸秆处理 NH_3 挥发变化幅度为 $-33.2\%—27.3\%$ 。不同秸秆种类对稻田土壤 NH_3 挥发影响不同, 低添加量下, 与 CK 相比, RS 与 WS 施用对 NH_3 挥发量均无显著影响, 而 MS 施用显著增加 NH_3 挥发量 21.1%; 高添加量下, RS 施用显著降低 NH_3 挥发量 33.2%。不同秸秆施用量对稻田土壤 NH_3 挥发影响亦不同, RS 和 MS 处理下稻田 NH_3 挥发量随施用量的增加分别降低 31.2% 和 32.8%, 而 WS 处理则呈现相反规律; 不同秸秆种类及不同施用量交互作用下 RS-0.8 处理显著降低稻田土壤 NH_3 挥发 33.2%。田面水 pH、总氮 (TN) 浓度、土壤微生物量碳含量 (MBC)、土壤氨氧化古菌 (AOA) 和氨氧化细菌 (AOB) 群落丰度是导致不同秸秆种类和用量下稻田土壤 NH_3 挥发产生差异的主要影响因素; RS-0.8 处理相较于其他处理显著增加土壤 AOA、AOB 群落丰度并显著降低田面水 TN 含量, 综合效应下显著减少稻田 NH_3 挥发量 33.2%, 并显著增加水稻产量 22.9%。因此, 综合稻田 NH_3 挥发总量和水稻产量, 秸秆施用水稻种植体系中水稻 (RS) 秸秆以 0.8% 施用量模式下减排增产效果最佳。

关键词: 稻田土壤 NH_3 挥发; 秸秆种类; 秸秆用量; 水稻产量; 结构方程模型

The influence mechanism of different straw types on NH_3 volatilization in paddy fields

MA Jinfeng¹, ZHAO Mengying¹, LI Yuxin¹, XIE Wanyu¹, JI Yang^{1,*}, FENG Zhaozhong¹, FENG Yanfang²

¹ Key Laboratory of Ecosystem Carbon Source and Sink, China Meteorological Administration (ECSS-CMA), School of Ecology and Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China

² Key Laboratory of Agro-Environment in Downstream of Yangtze Plain, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Institute of Agricultural Resources and Environment, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014, China

Abstract: The incorporation of straw into paddy fields has an impact on the volatilization of NH_3 , but the underlying emission patterns and regulatory mechanisms require systematic investigation. In this study, using the Nanjing 46 rice variety and the original soil from a typical single-season rice paddy in the Taihu region, we employed the continuous airflow enclosure method to monitor NH_3 volatilization flux, soil physicochemical factors, and rice yield under the application of three types of straw (rice straw: RS; wheat straw: WS; corn straw: MS) at two different application rates (straw weight:

基金项目: 国家自然科学基金项目 (42077043, 42277332); 江苏省研究生科研创新计划项目 (KYCX23 1391)

收稿日期: 2023-05-10; **网络出版日期:** 2024-05-24

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: jiyang@nuist.edu.cn

soil weight=0.5% and 0.8%). Additionally, we used molecular biology techniques to couple environmental factors with the abundance of nitrogen cycling-related functional microorganisms to reveal the response mechanisms of NH_3 volatilization to different types and application rates of straw, and to decipher the key factors influencing this process. Consequently, we identified the most suitable type and application rate of straw for returning to rice paddies to achieve optimal yield increase and emission reduction. The experimental results show that the type of straw and the interaction between the type of straw and its application rate have significant impact on NH_3 volatilization in paddy soil. Overall, compared with CK, the change in NH_3 volatilization due to straw application ranges from -33.2% to 27.3%. Different types of straw have different effects on NH_3 volatilization in paddy soil. At low application rates, compared with CK, the application of RS and WS has no significant effect on NH_3 volatilization, while the application of MS significantly increases NH_3 volatilization by 21.1%; at high application rates, the application of RS significantly reduces NH_3 volatilization by 33.2%. Different straw application rates also have different effects on NH_3 volatilization in paddy soil. Under RS and MS treatments, the NH_3 volatilization in paddy fields decreases by 31.2% and 32.8%, respectively, with the increase of application rate, while WS treatment shows the opposite trend; under the interaction of different straw types and different application rates, RS-0.8 treatment significantly reduces NH_3 volatilization in paddy soil by 33.2%. The pH of paddy water, total nitrogen (TN) concentration, soil microbial biomass carbon content (MBC), and the abundance of soil ammonia-oxidizing archaea (AOA) and ammonia-oxidizing bacteria (AOB) communities are the main influencing factors causing differences in NH_3 volatilization in paddy soil under different straw types and amounts. Compared with other treatments, RS-0.8 treatment significantly increases the abundance of soil AOA and AOB communities and significantly reduces the TN content of paddy water. The comprehensive effect significantly reduces NH_3 volatilization in paddy fields by 33.2% and significantly increases rice yield by 22.9%. Taking into account both NH_3 volatilization and rice yield, the application of rice straw at a rate of 0.8% in the rice planting system with straw returning shows the best emission reduction and yield-increasing effect.

Key Words: rice paddy soil NH_3 ; straw species; straw dosages; rice yield; structural equations models

水稻是世界上三大粮食作物之一,全球约 50%的人口以水稻为主食^[1]。随着人口不断增长,对水稻等主要粮食作物的需求也随之增加,而氮肥投入的大幅增加提高了水稻的产量,对保障粮食供应与安全发挥了重要作用。全球农田氮肥近几十年用量与 20 世纪 60 年代相比增加了 7 倍左右^[2]。氮肥投入的增加虽然可提高水稻产量,但过量使用增加了农田氮素损失。稻田 NH_3 挥发约占施氮量的 10%—40%^[3-4]。在 NH_3 挥发损失中 90% 的损失将直接进入大气,大量氨的传输和沉积导致整个生态系统的氮超负荷,进而引起一系列环境问题,如土壤酸化^[5]、雾霾^[6]、水体富营养化等^[7]。稻田 NH_3 挥发过程是发生在土-水-气界面,与稻田 NH_3 挥发相关的化学平衡为 NH_4^+ (代换性) 经过一系列转换最终转换成为 NH_3 (气相) 的过程^[8],也是田面水中的铵态氮转换为气态的 NH_3 后经水面挥发到空气中的过程,与田面水铵态氮浓度、施氮量和田面水 pH 等密切相关^[9],也受稻田土壤、水稻植株、水分、环境因素以及各种田间管理措施的影响^[10]。

在诸多田间管理措施中,秸秆还田不仅可以培肥地力、固碳增产^[11-12],还可以改变土壤中氮固定相关微生物的多样性和丰度^[13-14],进而影响氮素循环以及 NH_3 挥发作用强度^[15-17]。当前有关秸秆还田对农田 NH_3 挥发影响的报道尚未达成一致结论。有研究表明,秸秆还田增加农田土壤 NH_3 挥发损失。汪军等^[18] 研究认为,秸秆还田相比单施氮肥处理稻田土壤 NH_3 挥发损失增加了 19.8%—20.6%。张刚等^[16] 研究认为,秸秆全量还田与不还田相比稻田土壤 NH_3 挥发损失增加 18.2%。也有研究表明,秸秆还田降低了农田土壤 NH_3 挥发损失,并增加氮肥利用率^[19-20]。Zhang 等^[21] 研究认为,秸秆全量还田和半量还田与无秸秆施加相比分别降低了稻田土壤年积累 NH_3 挥发量 35.1% 和 16.1%,其原因可能为秸秆还田促进了土壤无机氮的固定。在不同种类秸秆还田试验中,有研究表明,相同秸秆还田量下玉米秸秆还田处理的稻田土壤氨挥发最大日平均值显著高于小麦秸秆还田处理的氨挥发最大日平均值^[22]; Xu 等^[23] 和 Sun 等^[24] 研究发现小麦秸秆还田较相同添加

量下水稻秸秆还田显著增加稻田土壤 NH_3 挥发量。以上研究均为不同条件下一单一秸秆种类施用或不同秸秆种类同一添加量施用对稻田土壤 NH_3 挥发的影响,关于不同秸秆种类及不同添加量对稻田土壤 NH_3 挥发的影响差异及机制研究较少。

基于以上国内外研究现状,本研究科学假设是,在相同环境条件及施肥措施下,不同种类作物秸秆和不同添加量通过影响稻田土壤中与 NH_3 挥发相关的生物因子和非生物因子,促使不同种类秸秆和添加量下稻田土壤 NH_3 挥发产生差异。针对上述假设,本研究以南粳 46 水稻品种为材料,太湖地区典型单季稻田原状土(江苏宜兴)为研究对象,设置温室盆栽试验,综合利用连续气流封闭法^[25]和分子生物学技术,同步监测三种作物秸秆(RS:水稻;WS:小麦;MS:玉米)两种添加量(0.5%、0.8%)下水稻各生长期 NH_3 挥发通量、土壤理化因子及水稻产量,并将上述因子与氮循环相关的功能微生物进行耦合,以揭示稻田土壤 NH_3 挥发对不同种类作物秸秆和不同添加量的响应机制,并筛选出常规秸秆种类还田下稻田氨减排效果最佳的秸秆还田种类及施用量,从而为农田生态系统氨减排提供理论依据和数据支撑。

1 材料与方法

1.1 盆栽试验设计

水稻盆栽试验在江苏省农业科学院现代化温室开展,于 2020 年 6 月移栽,同年 11 月收获。供试土壤为单季稻田湖白土,由 0—20、20—40 和 40—60 cm 三个深度的土壤各自混合均匀后得到,共称取 35 kg,依次装入半径 15 cm、有效高度 50 cm 的土柱内。供试土壤原始基本理化性质为:有机质 29.2 g/kg, pH 6.38 (土水比为 1:2.5), CEC 22.61 cmol/kg, TN 1.72 g/kg, 有效磷 23.09 g/kg, 速效钾 159.28 mg/kg。试验共设置 3 种秸秆施用,分别是水稻秸秆 RS、小麦秸秆 WS 和玉米秸秆 MS,施用秸秆基本性质如图 1 所示。每种秸秆的添加量分别为 0.5% (0.5% 每克干土,相当于田间施用量为 5 t/hm²) 和 0.8% (0.8% 每克干土,相当于田间施用量为 8 t/hm²),采用尼龙网袋法处理秸秆还田,即将秸秆粉碎

至 1—2 cm 后装入 350 目的尼龙网袋(15 cm×20 cm)中密封,根据不同施用量施用至盆栽中间、距离土面 5—10 cm 处。试验共设置 7 个处理:对照(CK)、水稻秸秆 0.5% 施用量(RS-0.5)、水稻秸秆 0.8% 施用量(RS-0.8)、小麦秸秆 0.5% 施用量(WS-0.5)、小麦秸秆 0.8% 施用量(WS-0.8)、玉米秸秆 0.5% 施用量(MS-0.5)、玉米秸秆 0.8% 施用量(MS-0.8),每个处理设置 3 个重复。

综合当地水稻种植管理措施,本试验盆栽施肥管理措施为:整个生育期氮肥施入量为 240 kg/hm²,按照 2:1:1 的比例于基肥、分蘖肥和穗肥分别施入,三个肥期的时间为 2020 年 6 月 30 日、7 月 15 日和 8 月 13 日。磷肥(P_2O_5)和钾肥(K_2O)作为基肥一次性施用,施用量分别为 96 kg/hm² 和 192 kg/hm²。水分管理措施为:间隙灌溉模式,分为四个阶段,即前期淹水,土面保持有水层(6 月 30 日—7 月 29 日);中期烤田,通常土壤含水量达到 50%—60% 田间最大持水量时结束烤田(7 月 30 日—8 月 12 日);干湿交替,约每周灌溉一次,期间土面出现落干状态(8 月 12 日—10 月 14 日);排水落干,土面落干至水稻收获(10 月 15 日—11 月 9 日)。

1.2 样品采集与测定

分别于水稻生长的基肥期、蘖肥期和穗肥期(施肥后 1—7 d)连续测定田面水 pH (pH 3310 SET 2; Germany),并采集田面水水样,过滤后通过 SKALAR SAN++ SYSTEM 流动分析仪(Skalar, the Netherlands)测定田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量。同时在水稻生长的三个肥期(基肥期、蘖肥期和穗肥期)原位采集 0—10 cm

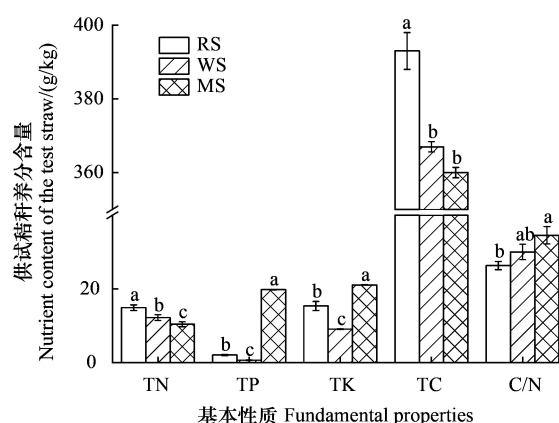


图 1 供试秸秆基本性质

Fig.1 Basic properties of tested straw types

RS: 水稻秸秆; WS: 小麦秸秆; MS: 玉米秸秆; TN: 总氮; TP: 总磷; TK: 总钾; TC: 总碳; C/N: 碳氮比; 图中不同字母表示处理间差异显著 ($P < 0.05$)

土壤样品,于 -20°C 条件下保存用于土壤微生物分析。

本试验采用封闭式酸吸收法^[26]计算每日 NH_3 挥发通量,将溴甲酚、甲基红指示剂、乙醇和 80mL 2.0% 硼酸混合物用作 NH_3 吸收剂,在高度 20cm 和内径 15cm 的有机玻璃瓶中捕获盆栽中挥发的 NH_3 于广口瓶中。分别于水稻生长的基肥期、蘖肥期和穗肥期施肥后 7d 内于每天早上 8:00 开始采集。

NH_3 挥发速率计算公式为:

$$F = c \times V \times 10^{-3} \times (24/4) \times 0.014 \times 10^4 / S$$

式中, F 为 NH_3 挥发速率, $\text{kg hm}^{-2} \text{d}^{-1}$; c 为硫酸的标准浓度, mol/L ; V 为滴定用去的标准酸的体积, mL ; $24/4$ 为 24h 与日氨挥发收集时间 4h 的比值; 0.014 表示氮原子的相对原子质量, kg/mol ; S 为捕获装置的横切面积, m^2 ; 10^4 表示面积转换系数。

NH_3 挥发肥期排放总量 = 测定时期内每次收集的 NH_3 挥发通量之和。

1.3 土壤微生物碳氮及微生物群落丰度分析

分别于水稻生长的三个肥期(基肥期、蘖肥期和穗肥期)采集 CK 处理和 0.8% 施用量秸秆处理表土,一部分使用 Fast DNA SPIN KIT 试剂盒(MP Biomedicals, Eschwege, Germany)提取 DNA,利用定量 PCR 技术分析土壤氨氧化古菌(AOA)、氨氧化细菌(AOB)和细菌的群落丰度^[27];一部分采用氯仿熏蒸浸提-TOC 分析仪^[28]测定土壤微生物碳(MBC)和微生物氮(MBN)含量。

同时称取各肥期表土 0.5g,用 Fast DNA SPIN KIT 试剂盒(MP Biomedicals, Eschwege, Germany)。根据说明书操作步骤提取总 DNA, DNA 纯度和浓度检测方法均为 NanoDrop2000, DNA 完整性检测方法为琼脂糖凝胶电泳。将样品在冰上融化后,充分混匀并离心,取适量样品进行检测。将提取得到的微生物总 DNA 在电压 5V/cm 条件下通过 1% 琼脂糖凝胶电泳检测,检测时间为 20min,稀释 10 倍后进行下游实验。

使用 Lighe Cycler ST300(Roche Diagnostics, Germany)定量 PCR 仪分别对成功提取的 AOA、AOB 和细菌 16S rRNA 基因的特定 DNA 片段进行扩增。AOA 的扩增引物为 Arch-amoAF/Arch-amoAR, AOB 的扩增引物为 amoA1F/amoA2R^[29], 16S rRNA 基因的扩增引物为 Ba519f 和 Ba907r^[30]。使用 CFX96C100™ 热循环器(Bio-Rad, Hercules, CA)进行扩增。AOA 和 AOB 的扩增反应程序为: 95°C 变性 3min; 然后 35 个循环为 95°C 变性 45s, 53°C (AOA) 或 55°C (AOB) 退火 1min, 72°C 延伸 1min; 最后 72°C 处理 7min^[31]。细菌 16S rRNA 的扩增反应程序为: 95°C 预变形 5min, 94°C 变性 30s, 55°C 退火 30s, 72°C 延伸 30s, 30 个循环^[32]。AOA 的扩增效率为 96.50%, R^2 为 0.9977; AOB 的扩增效率为 104.12%, R^2 为 0.9938; 16S rRNA 的扩增效率为 98.48%, R^2 为 0.9984。标准曲线制备流程为 10 倍梯度稀释构建好的各质粒, $90\mu\text{L}$ 稀释液 + $10\mu\text{L}$ 质粒,一般做 4—6 个点,通过预实验分别选取标准品的 10^{-3} — 10^{-8} 用于制备标准曲线。

1.4 数据处理与分析

采用 Microsoft Excel 2019 进行数据统计,采用 SPSS 26.0 进行单因素方差分析(one-way ANOVA)、LSD 法进行多重比较、Pearson 法在 0.001、0.01 和 0.05 的显著水平下双尾检验进行相关性分析,采用 Origin2021 绘制图形,采用 Amos24.0 构建结构方程模型(SEM 模型)。

2 结果分析

2.1 稻田土壤不同施肥期 NH_3 挥发通量

如图 2 所示,不同施肥期相比,各处理基肥期和蘖肥期的 NH_3 挥发通量均显著高于穗肥期。在基肥期,施加秸秆处理的 NH_3 挥发通量均显著高于 CK 处理,在施肥后 3—4 天出现峰值,且各个处理峰值出现时间存在差异。在蘖肥期,各处理 NH_3 挥发通量在施肥后第 1—2 天出现峰值,随后下降,除 WS-0.8 和 MS-0.5 处理外施加秸秆处理 NH_3 挥发通量均显著低于 CK 处理,其中 0.8% 添加量下,RS 和 MS 处理的 NH_3 挥发通量显著低于 WS 处理下。与基肥期和蘖肥期不同,穗肥期各处理的 NH_3 挥发通量较低且趋于稳定。

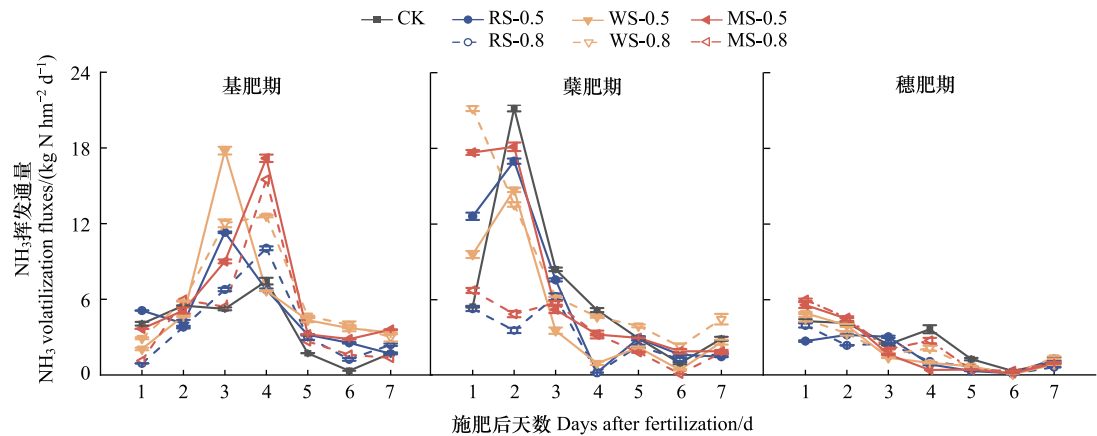


图2 水稻不同施肥期 NH₃挥发通量

Fig.2 Variation in NH₃ volatilization fluxes in different fertilization periods

CK:空白对照; RS-0.5:水稻秸秆 0.5%施用量;RS-0.8:水稻秸秆 0.8%施用量;WS-0.5:小麦秸秆 0.5%施用量;WS-0.8:小麦秸秆 0.8%施用量;MS-0.5:玉米秸秆 0.5%施用量;MS-0.8:玉米秸秆 0.8%施用量

2.2 稻田土壤不同施肥期 NH₃挥发总量和季节挥发总量

如图 3 所示,秸秆种类对 NH₃挥发产生显著影响($P<0.05$),添加量对 NH₃挥发影响不显著($P>0.05$),秸秆种类与添加量交互作用下对 NH₃挥发产生显著影响($P<0.05$)。整个生长季 NH₃挥发主要集中在基肥期和蘖肥期,而穗肥期的 NH₃挥发总量相对较少。在基肥期,与 CK 相比,施加秸秆处理 NH₃挥发总量增幅 8.2%—73.0%,其中 RS-0.5、WS-0.5、WS-0.8、MS-0.5 以及 MS-0.8 处理的 NH₃挥发总量与 CK 处理相比均有显著性差异($P<0.05$)。在蘖肥期,与 CK 相比,施加秸秆处理 NH₃挥发总量的变化幅度在 -55.9%—19.6%,其中

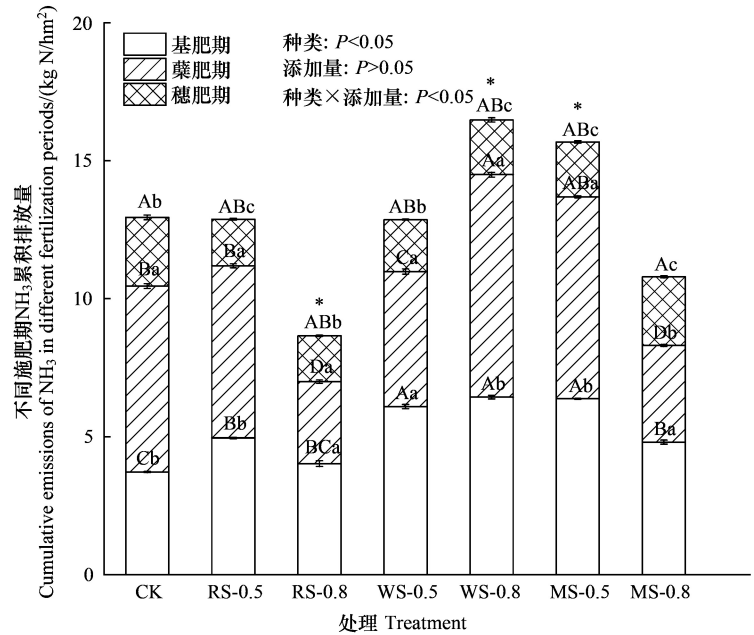


图3 水稻不同施肥期 NH₃累积排放量

Fig.3 Cumulative emissions of NH₃ in different fertilization periods

不同大写字母表示同一时期不同处理间差异显著($P<0.05$),不同小写字母表示同一处理不同时期的差异显著($P<0.05$),*表示秸秆还田处理与 CK 差异显著($P<0.05$)

RS-0.8、WS-0.5、WS-0.8 以及 MS-0.8 处理的 NH₃挥发总量与 CK 处理相比均有显著性差异 ($P<0.05$)。在穗肥期,除 MS-0.8 外,其余施加秸秆处理的 NH₃挥发总量与 CK 相比降低 20.1%—33.3%,且各个处理间无显著性差异 ($P>0.05$)。

整个生育期的 NH₃挥发总量如表 1 所示,与 CK 相比,WS-0.8、MS-0.5 处理分别显著增加稻田土壤 NH₃挥发总量 3.5 和 2.8 kg N/hm²,增幅分别为 27.3%和 21.1%;然而,RS-0.8 处理显著降低 NH₃挥发总量 4.2 kg N/hm²,降幅为 33.2% ($P<0.05$)。不同秸秆种类相比,0.5%添加量下,WS 处理下的 NH₃挥发总量最低;0.8%添加量下,RS 处理下的 NH₃挥发总量最低。不同添用量相比,RS 和 MS 处理在 0.8%添加量下的 NH₃挥发总量显著低于 0.5%添加量,降低幅度为 31.2%—32.8% ($P<0.05$);WS 处理呈现相反规律,0.8%添加量较 0.5%添加量显著增加 NH₃挥发总量 28.1% ($P<0.05$)。

2.3 水稻产量和单位产量 NH₃挥发量

由表 1 可知,与 CK 相比,施加秸秆均显著提高水稻产量,增产幅度为 13.7%—27.8% ($P<0.05$)。不同秸秆种类处理与 CK 相比,WS 秸秆处理增产比例最高,高低两种添加量下分别显著增产 25.9%和 27.8% ($P<0.05$);其次 RS 秸秆处理,分别显著增产 22.9%和 24.4% ($P<0.05$);MS 秸秆增产比例最低,分别增产 13.7% ($P>0.05$) 和 27.2% ($P<0.05$),其中除 MS-0.8 处理外,其余处理的水稻产量与 CK 相比呈显著性差异 ($P<0.05$)。相同秸秆种类下 0.5%添加量较 0.8%添加量增加水稻产量 1.2%—3.5%,其中仅 MS-0.5 与 MS-0.8 之间无显著性差异 ($P>0.05$)。

与 CK 相比,施加秸秆处理下的单位产量 NH₃挥发量变化幅度介于-45.5%—1.9%,其中,高添加量下 RS 和 MS 处理较 CK 处理显著降低单位产量 NH₃挥发量 ($P<0.05$)。与 0.5%添加量相比,0.8%添加量下 RS 和 MS 处理的单位产量 NH₃挥发量分别降低 23.0%和 32.2%,且呈显著性差异 ($P<0.05$),而 WS 处理呈现相反趋势,0.8%添加量显著增加单位产量 NH₃挥发量 29.9% ($P<0.05$)。

表 1 各处理累积 NH₃ 挥发、水稻产量、单位产量 NH₃ 挥发量和田面水 pH

Table 1 Cumulative NH₃ volatilization, rice yield, NH₃ volatilization per yield, surface water pH

处理 Treatments	累计 NH ₃ 挥发 Cumulative NH ₃ volatilization/ (kg/hm ²)	水稻产量 Rice yield/ (t/hm ²)	单位产量 NH ₃ 挥发量 NH ₃ volatilization per yield/(g/kg)	田面水 pH Field surface water pH		
				基肥期 Basal fertilizer	蘖肥期 Tillering fertilizer	穗肥期 Panicle fertilizer
CK	12.95±0.14b	13.78±0.56b	0.94±0.10ab	7.72±0.03a	7.76±0.02a	7.21±0.01a
RS-0.5	12.88±0.03b	17.13±1.51a	0.76±0.06abc	7.53±0.02b	7.60±0.01b	7.19±0.02a
RS-0.8	8.65±0.14c	16.93±0.43a	0.51±0.09d	7.54±0.02b	7.62±0.01b	7.18±0.01a
WS-0.5	12.86±0.19b	17.61±1.25a	0.74±0.15bc	7.59±0.03ab	7.56±0.01b	7.22±0.02a
WS-0.8	16.48±0.21a	17.35±1.20a	0.96±0.18a	7.61±0.03ab	7.52±0.01b	7.17±0.02a
MS-0.5	15.68±0.10a	17.53±0.28a	0.90±0.06ab	7.61±0.02ab	7.62±0.01b	7.16±0.02a
MS-0.8	10.79±0.06b	15.67±0.63ab	0.69±0.03cd	7.58±0.02ab	7.58±0.01b	7.18±0.02a

同列不同字母表示不同处理间差异显著 ($P<0.05$); CK: 空白对照; RS-0.5: 水稻秸秆 0.5%施用量; RS-0.8: 水稻秸秆 0.8%施用量; WS-0.5: 小麦秸秆 0.5%施用量; WS-0.8: 小麦秸秆 0.8%施用量; MS-0.5: 玉米秸秆 0.5%施用量; MS-0.8: 玉米秸秆 0.8%施用量

2.4 水稻生长期田面水 pH 动态变化

如图 4 所示,整个生长季来看,秸秆施用处理田面水 pH 值均低于 CK 处理。在基肥期,各个处理间 pH 值在施肥后 3—4 天出现峰值,且各个处理之间峰值出现的时间存在差异,其中 RS-0.5、RS-0.8 处理的 pH 值显著低于 CK 处理 ($P<0.05$)。在蘖肥期,各个处理 pH 值均呈现下降趋势,施加秸秆处理的 pH 值均显著低于 CK 处理 ($P<0.05$),其中在 0.8%添加量下,RS 处理 pH 值高于 WS 和 MS 处理 ($P>0.05$)。在穗肥期,各处理均在施肥后的第 2 天趋于稳定,且各处理间 pH 值均无显著性差异 ($P>0.05$)。

2.5 水稻生育期田面水 TN、NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量的动态变化

整个生长季来看,三个肥期各个处理田面水 TN 浓度均呈下降趋势,且田面水 NH₄⁺-N 浓度整体高于田面水 NO₃⁻-N 浓度(图 5)。整个生长季来看,与 CK 相比,秸秆施用处理下田面水 TN 浓度降低 8.8%—21.1% (图 5)。

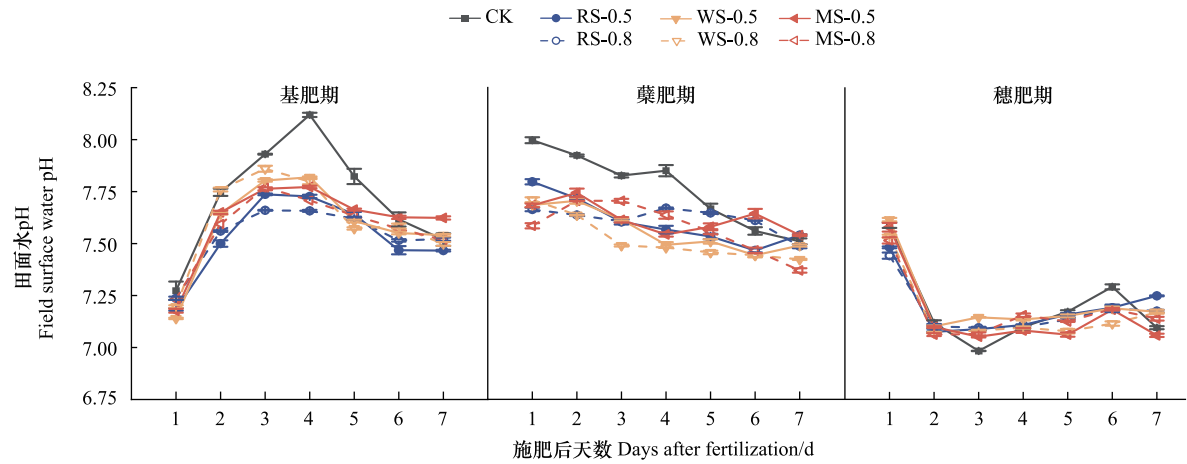


图4 水稻生长期田面水 pH 季节变化

Fig.4 Seasonal variations in pH concentrations in floodwater during rice growing season

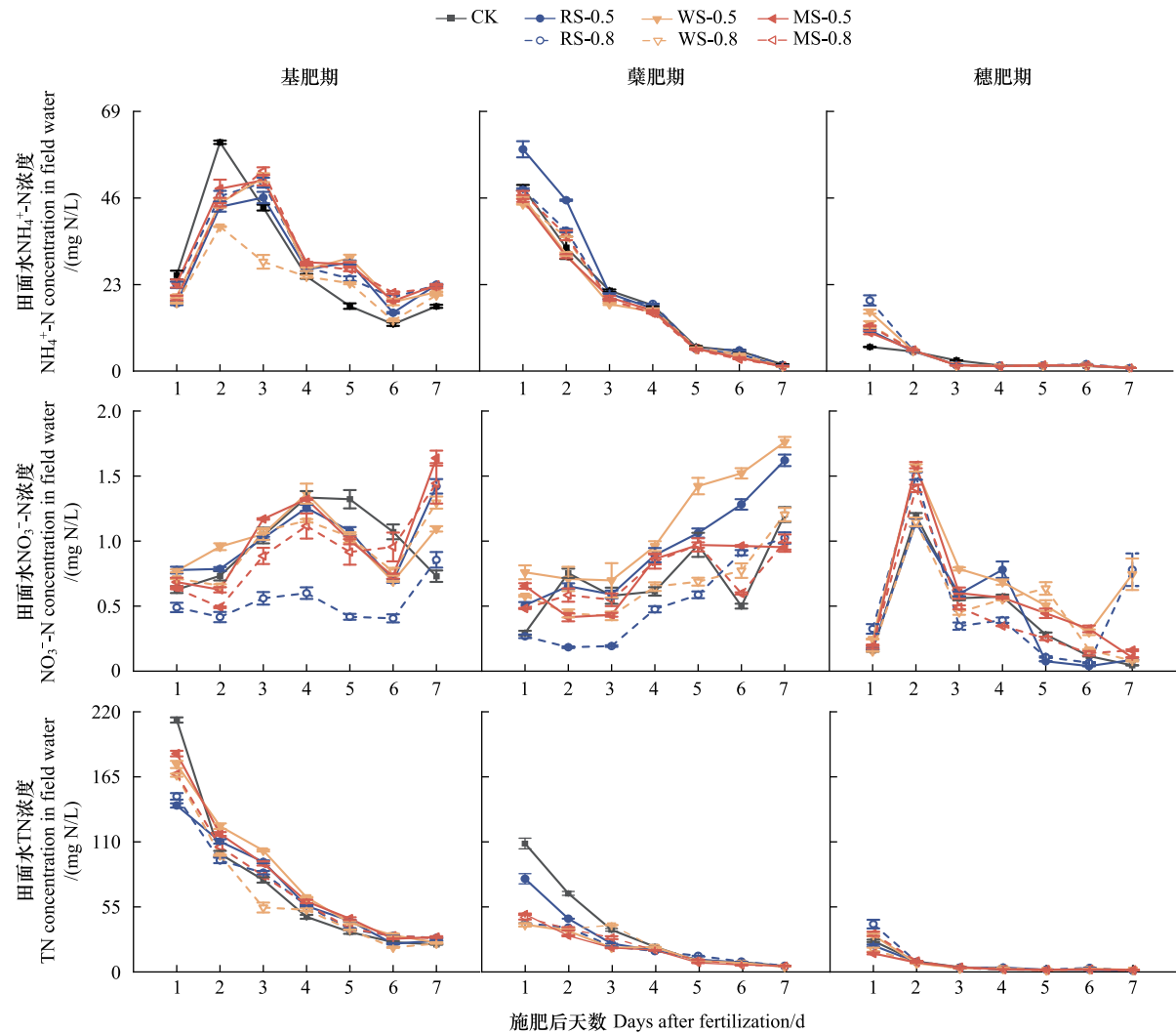


图5 水稻生长期田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 TN 浓度季节变化

Fig.5 Seasonal variations in $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ and TN concentrations in floodwater during rice growing season

在基肥期,各个处理田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度在施肥后 2—3 天达到峰值;在蘖肥期和穗肥期,田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度变化趋势基本相似,均呈下降趋势。整个生长季来看,与 CK 相比,除 WS-0.8% 处理田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度降低 10.5% 外,各秸秆处理的田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度均增幅 1.9%—7.1%,其中 RS 和 MS 处理田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度均随秸秆添加量的增加而增加,而 WS 处理田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度则呈现相反规律(图 5)。

在基肥期,各处理田面水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度均在施肥后 4—5 天达到峰值,且各处理峰值出现时间存在差异;在蘖肥期,各个处理田面水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度均呈上升趋势;在穗肥期,虽然 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度变化趋势波动较大,但是各个处理均第 2 天出现峰值后呈现下降趋势。整个生长季来看,与 CK 相比,各个处理田面水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的变化幅度 -25.8%—44.1%,其中 RS、WS 和 MS 处理下田面水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度均随着秸秆添加量的增加而降低(图 5)。

2.6 水稻生育期土壤功能微生物丰度的动态变化

荧光定量 PCR 检测结果表明,本试验中稻田土壤氨氧化古菌(AOA)丰度较氨氧化细菌(AOB)高 2 个数量级,可知本试验中水稻土壤环境更利于 AOA 生长。整个生育期来看,施加秸秆处理 AOA、AOB 和细菌群落丰度均随生长期呈现先升高后降低的趋势,而 CK 处理为逐渐升高的趋势。

与 CK 相比,施加秸秆处理下 AOA 群落丰度升高 18.7%—85.1%(图 6);其中,RS-0.8 处理下 AOA 群落丰

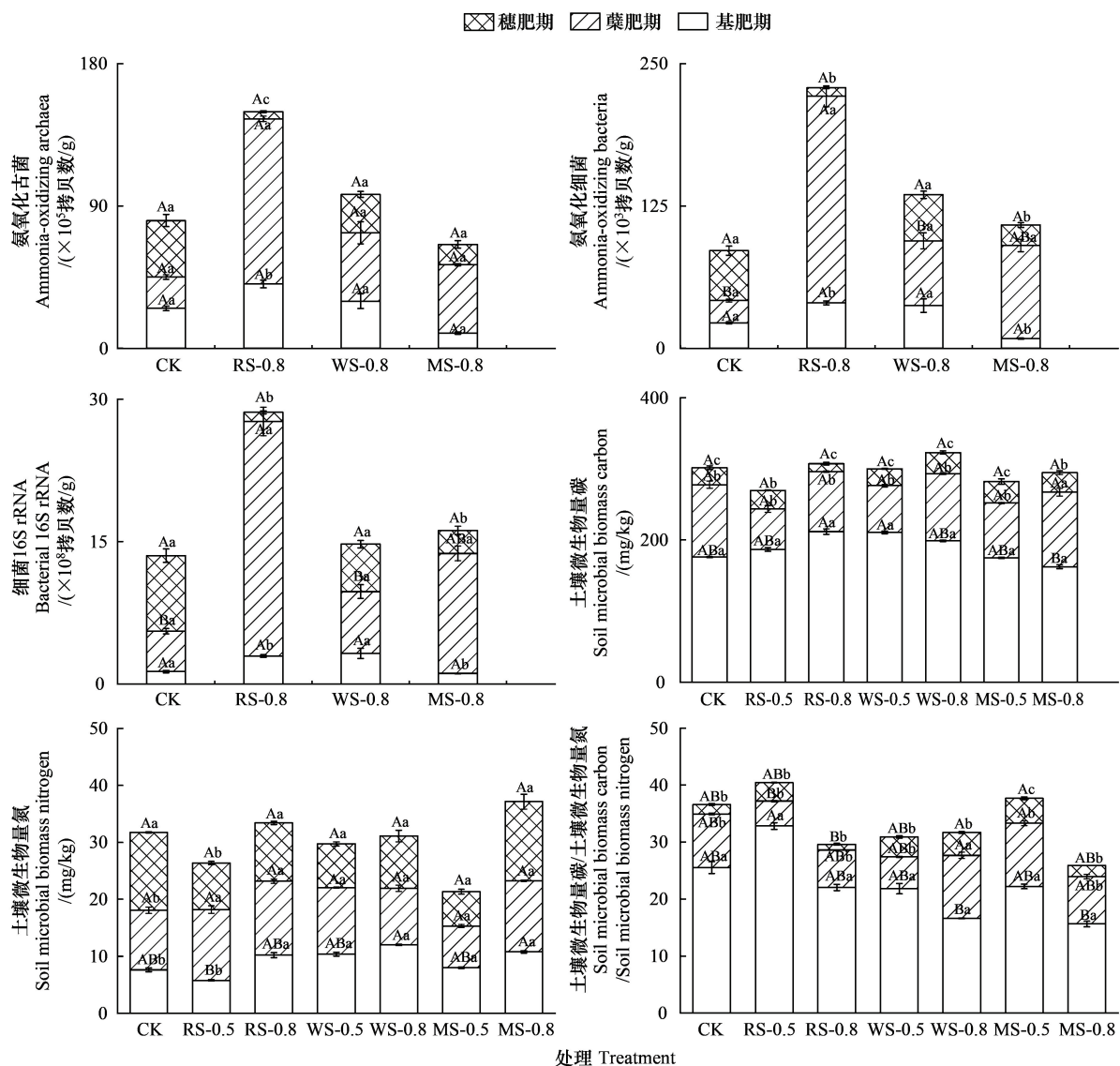


图 6 水稻生长期土壤微生物丰度以及微生物碳、氮含量变化

Fig.6 Changes in soil microbial abundance and microbial carbon and nitrogen contents during rice growth period

度显著高于 CK 和 MS-0.8 处理下 AOA 群落丰度 ($P<0.05$); RS-0.8 处理下不同水稻生育期 AOA 群落丰度变化幅度较大,且呈显著性差异 ($P<0.05$)。与 CK 相比,施加秸秆处理下 AOB 群落丰度升高 26.4%—166.8% (图 6);其中,RS-0.8 处理下 AOB 群落丰度显著高于 CK 和 WS-0.8 处理下 AOB 群落丰度 ($P<0.05$); RS-0.8 处理下不同水稻生育期 AOB 群落丰度变化幅度较大,且呈显著性差异 ($P<0.05$)。

与 CK 相比,施加秸秆处理下细菌 16S rRNA 基因拷贝数增幅介于 9.0%—111.6% (图 6);秸秆施加处理之间无显著差异;不同生育时期比较,蘖肥期 RS-0.8 处理细菌丰度显著高于其他处理 ($P<0.05$);而其他两个肥期(基肥期、穗肥期)各个处理间无显著性差异 ($P>0.05$)。

2.7 水稻生育期土壤微生物碳氮的动态变化

整个生育期来看,所有处理土壤微生物量碳 (MBC) 含量均随水稻生长呈现下降趋势 (图 6),且各个处理间无显著性差异 ($P>0.05$)。与 CK 相比,施加秸秆处理下 MBC 含量变化幅度介于 -10.5%—7.1%;相较于低添加量处理,高添加量处理下 MBC 含量增加 4.4%—13.9%,其中 CK、RS、WS 处理的基肥期 MBC 含量均显著高于其他两个生育期 ($P<0.05$)。

整个生育期来看,所有处理下土壤微生物量氮 (MBN) 含量均随着生长期的变化并无显著性差异 ($P>0.05$)。各处理在整个生长季的 MBN 含量并无显著性差异 ($P>0.05$),与 CK 相比,施加秸秆处理下 MBN 含量变化幅度介于 -32.8%—17.0%;相较于低添加量处理,高添加量处理下 MBN 含量增加 4.7%—74.1% (图 6)。

各处理土壤微生物量碳氮含量比值 (MBC/MBN) 随水稻生长呈下降趋势 (图 6),其中基肥期比值显著高于其他两个时期 ($P<0.05$)。与 CK 相比,施加秸秆处理下 MBC/MBN 比值变化幅度介于 -29.2%—10.4%;相较于低添加量处理,高添加量处理下 MBC/MBN 比值变化幅度介于 -31.3%—2.5%。

2.8 稻田土壤 NH_3 挥发与土壤生物和非生物因子的相关性分析

由图 7 可知,从整个生长季来看,不同施肥期稻季 NH_3 挥发累积量与土壤 MBC 含量、MBC/MBN、田面水 pH、 NH_4^+-N 和 TN 浓度在 $P<0.01$ 水平上极显著正相关,与田面水 NO_3^--N 浓度在 $P<0.05$ 水平上显著正相关;

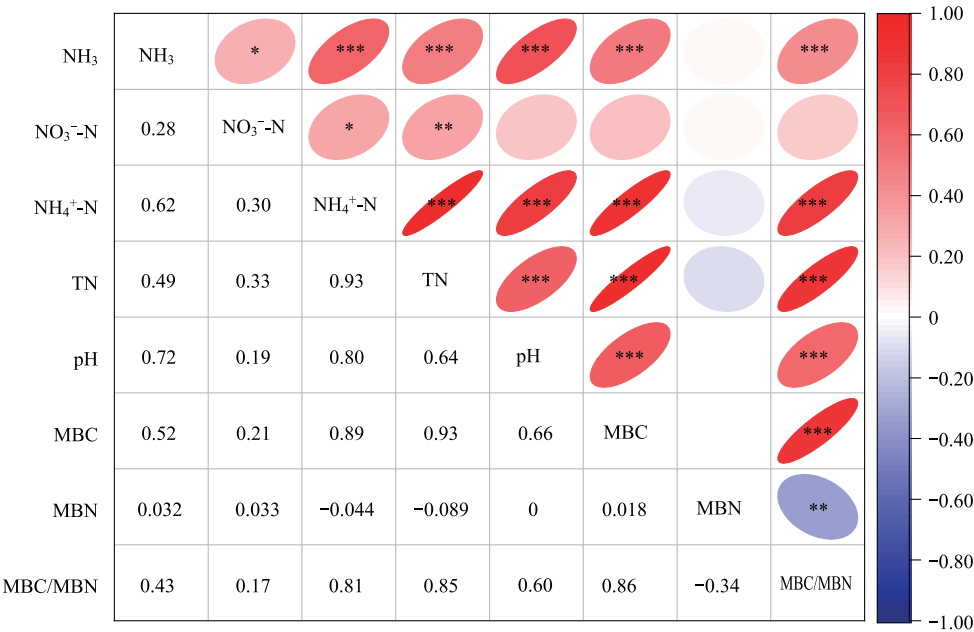


图 7 稻田土壤 NH_3 挥发和土壤理化因子的相关性

Fig.7 Correlation between soil NH_3 volatilization and soil physicochemical factors

不同颜色表示相关性的 大小; * 表示在 $P<0.05$ 水平上显著相关; ** 表示在 $P<0.01$ 水平上显著相关; *** 表示在 $P<0.001$ 水平上显著相关; NH_3 : 稻田土壤氨挥发量; NO_3^--N : 田面水硝态氮浓度; NH_4^+-N : 田面水铵态氮浓度; TN: 田面水总氮浓度; pH: 田面水 pH; MBC: 土壤微生物量碳含量; MBN: 土壤微生物量氮含量; MBC/MBN: 土壤微生物量碳与土壤微生物量氮的比值

土壤 MBC、MBC/MBN、田面水 pH、田面水 TN 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度指标两两交互下在 $P<0.01$ 水平上均呈显著正相关性;相关性数据表明,田面水 pH(0.72)是稻田土壤 NH_3 挥发最主要的影响因素。

图 8 为以稻田 NH_3 挥发为中心、水稻三个施肥期土壤理化和微生物为影响因素构建的结构方程模型(图 8),通过建立路径分析模型研究各生物因子和非生物因子对稻田 NH_3 挥发量的直接或间接影响(图 8)。由于稻田土壤 NH_3 挥发过程的复杂性,不同土壤因子可能产生协同或抑制作用,因此采用结构方程模型可以使不同土壤因子对稻田土壤 NH_3 挥发的影响方向和强度更加直观^[33]。由图 8 所示,稻田土壤 MBC 含量(0.376)、田面水 pH(-0.592)、田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (1.790)和 TN(-1.262)浓度对 NH_3 挥发均具有极显著影响($P<0.001$),细菌 16S rRNA 对稻田 NH_3 挥发无显著直接影响。依于结构方程模型模型,以上土壤因子对稻田 NH_3 挥发影响的总效应分别为: pH(-0.796)、TN(-0.784)、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (-0.080)、细菌 16S rRNA(0.137)、MBC(0.336),表明田面水 pH、田面水 TN 以及土壤 MBC 含量是导致不同秸秆种类还田下稻田土壤 NH_3 挥发产生差异的主要影响因素。

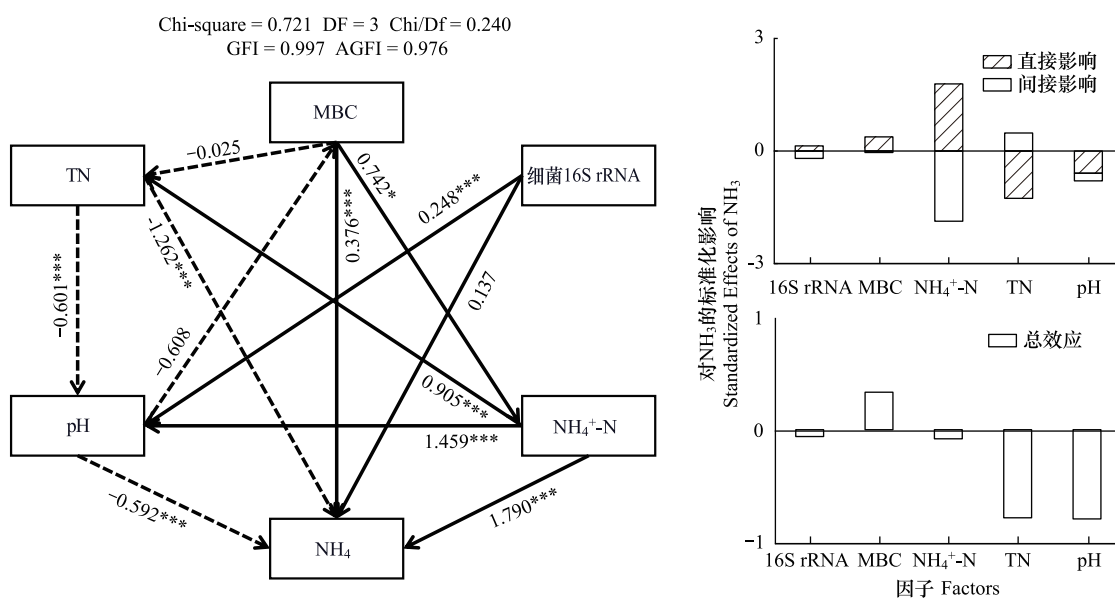


图 8 稻田土壤理化因子和微生物丰度对 NH_3 挥发影响的结构方程模型和各因子的直接、间接和总效应

Fig.8 Structural equation model of influence of soil Physicochemical factors and microbial abundance on NH_3 volatilization and direct, indirect and total effects of each factor

路径旁边显示标准化的路径系数;实箭头和虚箭头分别表示正相关关系和负相关关系; * 代表 $P<0.05$, *** 代表 $P<0.001$; Chi-square 代表卡方值, DF 代表自由度, Chi/DF GFI 代表拟合优度指数, AGFI 代表修正拟合优度指数

3 讨论

本试验中水稻蘖肥期土壤 NH_3 挥发量最高。有研究表明,施肥后一周内为稻田 NH_3 挥发的主要时期, NH_3 挥发排放峰值一般出现在施肥后 1—3d^[34]。本试验中稻季 NH_3 挥发排放峰值主要集中在施肥后 2—3d, 与前人研究一致。由于蘖肥期光照强、温度高,相较于其他两个肥期(基肥期、穗肥期)更有利于稻田 NH_3 挥发,因此本试验稻田 NH_3 挥发主要集中在蘖肥期;而穗肥期相较于其他两个肥期(基肥期、蘖肥期),经历干湿交替和排水落干两个时期,不利于 NH_3 挥发,因此穗肥期的 NH_3 挥发排放量最低^[35],这与前人研究结论基本一致。

不同秸秆种类还田对稻田土壤 NH_3 挥发的影响存在差异。常菲等^[36]和 Cao 等^[37]发现在高添加量下,玉米秸秆还田处理稻田土壤 NH_3 挥发量低于小麦秸秆还田处理 NH_3 挥发量,本试验发现类似结果,0.8%添加量下玉米秸秆处理的 NH_3 挥发总量低于小麦秸秆处理 34.5%。此外,也有研究发现小麦秸秆还田的稻田 NH_3 挥

发量高于水稻秸秆还田 NH_3 挥发量^[23-24], 本试验中, 0.8% 添加量下, 水稻秸秆施用较小麦秸秆显著降低稻田 NH_3 挥发总量 90.4%, 且与 CK 相比也显著降低稻田 NH_3 挥发, 而小麦和玉米添加并未显著降低氨挥发总量, 原因可能是由于不同秸秆种类碳氮比值和养分含量对土壤 MBC 与 MBC/MBN 的影响存在差异^[38]。李伟等^[39] 研究发现, 稻田土壤 MBC 和 NH_3 挥发呈显著正相关, 其原因可能是 MBC 加速土壤有机氮的分解, 导致 NH_3 挥发底物增加, 进而促进 NH_3 排放^[40]。本研究中, 结构方程模型显示稻田田面水 pH 对土壤 NH_3 挥发呈现显著负效应, 这与 Sun 等^[3] 研究结果相同, 原因可能是随着田面水 pH 升高, 土壤氮素转化中的氨氧化反应得到促进。Bru 等^[41] 和 Yao 等^[42] 提出农田土壤 pH 值与 AOA、AOB 群落丰度高度相关, Wu 等^[43] 也提出水稻秸秆还田可以增加土壤 AOA、AOB 丰度, 是由于水稻矿化速率低, 可持续为土壤供应氮源^[44], 促进土壤 AOA、AOB 群落丰度增长^[45], 而 NH_3 为 AOA、AOB 可消耗底物^[46-47], 随着土壤 AOA、AOB 群落丰度的增加, 稻田 NH_3 排放量降低^[3]。本试验中, 与小麦和玉米秸秆处理相比, 水稻秸秆处理 (RS) 降低蘖肥期土壤 MBC 含量 ($P>0.05$), 减少有机氮分解; 增加田面水 pH 值 ($P>0.05$), 促进氨氧化反应; 其中 RS-0.8 处理显著增加土壤 AOA、AOB 群落丰度 ($P<0.05$), 促进 NH_3 消耗, 综合效应导致水稻秸秆高添加量下土壤 NH_3 挥发量最低。

不同秸秆添加量对稻田土壤 NH_3 挥发的影响亦存在差异。Zhang 等^[21] 研究认为, 秸秆全量还田和半量还田与无秸秆施加相比分别降低了农田土壤 NH_3 挥发量 35.1% 和 16.1%, 赵政鑫等^[15] 基于 Meta 分析发现当秸秆施用量高于 $6000\text{kg}/\text{hm}^2$ 时将降低农田土壤 NH_3 挥发。本试验发现类似结果, 0.8% 添加量下, 水稻和玉米秸秆, 处理的 NH_3 挥发量显著低于 0.5% 秸秆添加量处理, 原因可能是当秸秆施用量较高时, 可促进微生物活性, 提高了土壤有机氮的固持与土壤 TN 储量, 降低田面水 TN^[36-37], 从而抑制稻田 NH_3 挥发。本试验发现不同种类秸秆的高添加量相较于低添加量显著降低田面水 TN 含量 2.3%—13.5%, 进而导致高添加量下土壤 NH_3 挥发降低, 同上述结果一致。水稻秸秆高添加量处理相较于其他处理显著增加土壤 AOA、AOB 群落丰度并显著降低田面水 TN 含量。基于上述因素, 水稻秸秆高添加量处理显著降低稻田土壤 NH_3 累计排放量。

4 结论

田面水 pH、TN 浓度、土壤 MBC 含量、土壤 AOA 和 AOB 群落丰度是影响稻田土壤 NH_3 挥发的主要因素; 水稻秸秆高添加量 (RS-0.8) 处理相较于其他处理显著增加土壤 AOA、AOB 群落丰度促进 NH_3 消耗, 显著降低田面水 TN 含量, 综合效应下显著减少稻田土壤 NH_3 挥发量 33.2%, 并显著增加水稻产量 22.9%。综合稻田土壤 NH_3 挥发量和水稻产量, 秸秆施用水稻种植体系中水稻 (RS) 秸秆以 0.8% 施用量模式下氨减排效果最佳。

参考文献 (References):

- [1] Durand-Morat A, Nalley L L, Thoma G. The implications of red rice on food security. *Global Food Security*, 2018, 18: 62-75.
- [2] Luo Y L, Li Q Q, Shen J, Wang C Q, Li B, Yuan S, Zhao B, Li H X, Zhao J W, Guo L K, Li S, He Y T. Effects of agricultural land use change on organic carbon and its labile fractions in the soil profile in an urban agricultural area. *Land Degradation & Development*, 2019, 30(15): 1875-1885.
- [3] Sun X, Zhong T, Zhang L, Zhang K S, Wu W X. Reducing ammonia volatilization from paddy field with rice straw derived biochar. *Science of the Total Environment*, 2019, 660: 512-518.
- [4] Yu S, Xue L H, Feng Y F, Liu Y, Song Z Z, Mandal S, Yang L Z, Sun Q Y, Xing B S. Hydrochar reduced NH_3 volatilization from rice paddy soil: Microbial-aging rather than water-washing is recommended before application. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 268(11): 122233.
- [5] Van Der Graaf S C, Kranenburg R, Segers A J, Schaap M, Erisman J W. Satellite-derived leaf area index and roughness length information for surface-atmosphere exchange modelling: a case study for reactive nitrogen deposition in north-western Europe using LOTOS-EUROS v2.0. *Geoscientific Model Development*, 2020, 13(5): 2451-2474.
- [6] Li Y, Schwandner F M, Sewell H J, Zivkovich A, Tigges M, Raja S, Holcomb S, Molenar J V, Sherman L, Archuleta C, Lee T, Collett J L Jr. Observations of ammonia, nitric acid, and fine particles in a rural gas production region. *Atmospheric Environment*, 2014, 83: 80-89.
- [7] Bosch-Serra A D, Yagüe M R, Teira-Esmatges M R. Ammonia emissions from different fertilizing strategies in Mediterranean rainfed winter cereals. *Atmospheric Environment*, 2014, 84(1): 204-212.
- [8] 杨国英, 郭智, 刘红江, 王鑫, 陈留根. 稻田氨挥发影响因素及其减排措施研究进展. *生态环境学报*, 2020, 29(9): 1912-1919.
- [9] 徐珊珊, 侯朋福, 范立慧, 薛利红, 杨林章, 王绍华, 李刚华. 生活污水灌溉对麦秸还田稻田氨挥发排放的影响. *环境科学*, 2016, 37(10): 3963-3970.
- [10] 卢丽丽, 吴根义. 农田氨排放影响因素研究进展. *中国农业大学学报*, 2019, 24(1): 149-162.
- [11] 杨帆, 李荣, 崔勇, 包耀贤, 段英华. 我国南方秸秆还田的培肥增产效应. *中国土壤与肥料*, 2011, 47(1): 10-14.

- [12] 裴鹏刚,张均华,朱练峰,禹盛苗,胡志华,金千瑜. 秸秆还田对水稻固碳特性及产量形成的影响. 应用生态学报, 2014, 25(10): 2885-2891.
- [13] 李凤博,牛永志,刘金根,卞新民,章秀福. 秸秆填埋对水稻土表层水三氮动态的影响. 农业环境科学学报, 2009, 28(3): 513-517.
- [14] 孔维栋,刘可星,廖宗文. 有机物料种类及腐熟水平对土壤微生物群落的影响. 应用生态学报, 2004, 15(3): 487-492.
- [15] 赵政鑫,王晓云,田雅洁,王锐,彭青,蔡焕杰. 基于 Meta 分析的不同生产条件下秸秆还田对土壤氨挥发的影响. 环境科学, 2022, 43(3): 1678-1687.
- [16] 张刚,王德建,俞元春,王灿,庄锦贵. 秸秆全量还田与氮肥用量对水稻产量、氮肥利用率及氮素损失的影响. 植物营养与肥料学报, 2016, 22(4): 877-885.
- [17] 杨坤宇,王美慧,王毅,尹黎明,李勇,吴金水. 不同农艺管理措施下双季稻田氮磷径流流失特征及其主控因子研究. 农业环境科学学报, 2019, 38(8): 1723-1734.
- [18] 汪军,王德建,张刚,王远. 麦秸全量还田下太湖地区两种典型水稻土稻季氨挥发特性比较. 环境科学, 2013, 34(1): 27-33.
- [19] 张刚. 太湖地区稻麦两熟制农田秸秆还田综合效应研究 [D]. 南京: 南京林业大学, 2020.
- [20] 许仁良. 麦秸还田对水稻产量、品质及环境效应的影响 [D]. 扬州: 扬州大学, 2010.
- [21] Zhang B W, Zhou M H, Lin H Y, Ntacyabukura T, Wang Y Q, Zhu B. Effects of different long-term crop straw management practices on ammonia volatilization from subtropical calcareous agricultural soil. Atmospheric and Oceanic Science Letters, 2020, 13(3): 232-239.
- [22] 何莹,张玉钧,尤坤,高彦伟,赵南京,刘文清. 基于红外光谱技术的秸秆还田环境下土壤氨挥发特征分析. 红外与毫米波学报, 2017, 36(4): 397-402.
- [23] Xu S S, Hou P F, Xue L H, Wang S H, Yang L Z. Treated domestic sewage irrigation significantly decreased the CH_4 , N_2O and NH_3 emissions from paddy fields with straw incorporation. Atmospheric Environment, 2017, 169: 1-10.
- [24] Sun L Y, Wu Z, Ma Y C, Liu Y L, Xiong Z Q. Ammonia volatilization and atmospheric N deposition following straw and urea application from a rice-wheat rotation in southeastern China. Atmospheric Environment, 2018, 181: 97-105.
- [25] Feng Y F, Sun H J, Xue L H, Liu Y, Gao Q, Lu K P, Yang L Z. Biochar applied at an appropriate rate can avoid increasing NH_3 volatilization dramatically in rice paddy soil. Chemosphere, 2017, 168: 1277-1284.
- [26] 韩晨,侯朋福,薛利红,冯彦房,余姗,杨林章. 麦秸水热炭及其改良产物对水稻产量和稻田氨挥发排放的影响. 环境科学, 2021, 42(7): 3451-3457.
- [27] Kolb S, Knief C, Dunfield P F, Conrad R. Abundance and activity of uncultured methanotrophic bacteria involved in the consumption of atmospheric methane in two forest soils. Environmental Microbiology, 2005, 7(8): 1150-1161.
- [28] Vance E D, Brookes P C, Jenkinson D S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biology and Biochemistry, 1987, 19(6): 703-707.
- [29] Long X E, Chen C R, Xu Z H, Oren R, He J Z. Abundance and community structure of ammonia-oxidizing bacteria and Archaea in a temperate forest ecosystem under ten-years elevated CO_2 . Soil Biology and Biochemistry, 2012, 46: 163-171.
- [30] Stubner S. Enumeration of 16S rDNA of Desulfotomaculum lineage 1 in rice field soil by real-time PCR with SybrGreen detection. Journal of Microbiological Methods, 2002, 50(2): 155-164.
- [31] Li M, Cao H L, Hong Y G, Gu J D. Spatial distribution and abundances of ammonia-oxidizing Archaea (AOA) and ammonia-oxidizing bacteria (AOB) in mangrove sediments. Applied Microbiology and Biotechnology, 2011, 89(4): 1243-1254.
- [32] Muyzer G, De Waal E C, Uitterlinden A G. Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. Applied and Environmental Microbiology, 1993, 59(3): 695-700.
- [33] Eisenhauer N, Bowker M A, Grace J B, Powell J R. From patterns to causal understanding: Structural equation modeling (SEM) in soil ecology. Pedobiologia, 2015, 58(2): 65-72.
- [34] 侯朋福,薛利祥,俞映皎,薛利红,范立慧,杨林章. 缓控释肥侧深施对稻田氨挥发排放的控制效果. 环境科学, 2017, 38(12): 5326-5332.
- [35] 曹金留,田光明,任立涛,蔡祖聪,何任红. 江苏南部地区稻麦两熟土壤中尿素的氨挥发损失. 南京农业大学学报, 2000, 23(4): 51-54.
- [36] 常菲,红梅,武岩,李艳勤,赵巴音那木拉,德海山. 灌溉方式和改良措施对河套灌区盐渍土氨挥发的影响. 中国土壤与肥料, 2019(2): 38-45.
- [37] Cao Y S, Sun H F, Zhang J N, Chen G F, Zhu H T, Zhou S, Xiao H Y. Effects of wheat straw addition on dynamics and fate of nitrogen applied to paddy soils. Soil and Tillage Research, 2018, 178: 92-98.
- [38] 潘孝晨,唐海明,肖小平,李超,汤文光,程凯凯,郭立君,黄桂林,汪柯. 不同耕作和秸秆还田模式对紫云英-双季稻土壤微生物生物量碳、氮含量的影响. 生态环境学报, 2019, 28(8): 1585-1595.
- [39] 李伟,袁亮,赵秉强. 增值尿素的氨挥发特征及其对土壤微生物量碳和脲酶活性的影响. 腐植酸, 2013, 155(6): 15-20.
- [40] 靳红梅,常志州,郭德杰,吴华山. 追施猪粪沼液对菜地氨挥发的影响. 土壤学报, 2012, 49(1): 86-95.
- [41] Bru D, Ramette A, Saby N P A, Dequiedt S, Ranjard L, Jolivet C, Arrouays D, Philippot L. Determinants of the distribution of nitrogen-cycling microbial communities at the landscape scale. The ISME Journal, 2011, 5(3): 532-542.
- [42] Yao H Y, Gao Y M, Nicol G W, Campbell C D, Prosser J I, Zhang L M, Han W Y, Singh B K. Links between ammonia oxidizer community structure, abundance, and nitrification potential in acidic soils. Applied and Environmental Microbiology, 2011, 77(13): 4618-4625.
- [43] Wu Y, Lu L, Wang B, Lin X, Zhu J, Cai Z, Yan X, Jia Z. Long-term field fertilization significantly alters community structure of ammonia-oxidizing bacteria rather than archaea in a paddy soil. Soil Science Society of America Journal, 2011, 75(4): 1431-1439.
- [44] 宋大利,侯胜鹏,王秀斌,梁国庆,周卫. 中国秸秆养分资源数量及替代化肥潜力. 植物营养与肥料学报, 2018, 24(1): 1-21.
- [45] Schauss K, Focks A, Leininger S, Kotzerke A, Heuer H, Thiele-Bruhn S, Sharma S, Wilke B M, Matthies M, Smalla K, Munch J C, Amelung W, Kaupenjohann M, Schloter M, Schlexer C. Dynamics and functional relevance of ammonia-oxidizing Archaea in two agricultural soils. Environmental Microbiology, 2009, 11(2): 446-456.
- [46] Jung M Y, Sedlacek C J, Kits K D, Mueller A J, Rhee S K, Hink L, Nicol G W, Bayer B, Lehtovirta-Morley L, Wright C, de la Torre J R, Herbold C W, Pjevac P, Daims H, Wagner M. Ammonia-oxidizing Archaea possess a wide range of cellular ammonia affinities. The ISME Journal, 2022, 16(1): 272-283.
- [47] Taylor A E, Taylor K, Tennigkeit B, Palatinszky M, Stieglmeier M, Myrold D D, Schlexer C, Wagner M, Bottomley P J. Inhibitory effects of C_{10} 1-alkynes on ammonia oxidation in two Nitrososphaera species. Applied and Environmental Microbiology, 2015, 81(6): 1942-1948.