

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2023.02.003

陈若谷, 胡正华, 曾科, 等. 稻田养萍模式下不同施氮量对稻田氨挥发及红萍生物固氮作用的影响. 土壤, 2023, 55(2): 245–253.

稻田养萍模式下不同施氮量对稻田氨挥发及红萍生物固氮作用的影响^①

陈若谷¹, 胡正华¹, 曾科², 姚元林^{1*}, 尹斌^{2*}, 庄锦贵³

(1 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, 南京 210044; 2 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 3 江苏丰收大地种业发展有限公司, 江苏盐城 224199)

摘要: 红萍对水体铵态氮浓度较为敏感, 稻田放养红萍模式下, 红萍的生物固氮作用及其抑制氨挥发的作用对不同施氮量的响应未知。红萍为水生蕨藻共生体, 具有很强的生物固氮能力。红萍可作为优质绿肥放养于稻田, 以替代部分化学氮肥, 起到节能减排的效应。为明确稻田养萍模式下不同施氮量对红萍生物固氮作用和田间氨挥发的影响, 采用盆栽试验设置了 0、75、150、225、300 kg/hm² 共 5 个施氮(以纯 N 量计)水平, 监测了稻田放养红萍和水稻单种各处理的氨挥发量、生物固氮速率和水稻产量。结果表明: ①同一施氮水平下, 稻田放养红萍可显著降低氨挥发日通量峰值及氨挥发总量。在施氮量为 225 kg/hm² 时, 稻田放养红萍对氨挥发总量的抑制作用最大, 与水稻单种相比, 抑制幅度可达 83.2%。②红萍的生物固氮速率及固氮总量与施氮量呈线性负相关关系, 随施氮量的增加, 固氮速率和固氮量逐渐降低, 施氮量 300 kg/hm² 并放养红萍处理得到的固氮速率及总量同不施氮肥不养萍处理之间无显著差异。③与不养萍处理相比, 放养红萍组各处理的水稻产量都明显增加, 其中施氮量为 225 kg/hm² 时水稻增产幅度最大, 增幅达 21.2%。综上, 在施氮条件下, 稻田养萍可显著抑制稻田氨挥发并提高水稻产量, 随着施氮量的增加, 红萍作为生物绿肥的固氮作用受抑制程度加重。在不牺牲水稻产量的前提下, 稻田养萍可替代约 75 kg/hm² 的化学氮肥, 且能抑制 83.2% 的稻田氨挥发。

关键词: 稻田养萍; 生物固氮作用; 氨挥发

中图分类号: S142 **文献标志码:** A

Influence of Nitrogen Application Rates on Biological Nitrogen Fixation and Ammonia Volatilization Under Rice-azolla Cropping System

CHEN Ruogu¹, HU Zhenghua¹, ZENG Ke², YAO Yuanlin^{1*}, YIN Bin^{2*}, ZHUANG Jingui³

(1 Jiangsu Key Laboratory of Agricultural Meteorology, School of Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China; 2 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 3 Jiangsu Harvest Land Seed Industry Development Co., Ltd., Yancheng, Jiangsu 224199, China)

Abstract: As an aquatic fern-cyanobacteria symbiont, azolla has strong biological nitrogen (N) fixation ability, thus it can be used as high-quality green manure in rice fields to partially replace chemical nitrogen fertilizer in order to save energy and reduce N emissions. However, azolla is sensitive to ammonium concentration in the water, it is still unclear that the response of azolla to different nitrogen application rates under rice-azolla cropping system. A pot experiment was conducted to clarify the effects of different urea-N application rates on ammonia (NH₃) volatilization, biological N fixation (BNF) of azolla and rice yield, in which N application rate was setup as 0, 75, 150, 225, 300 kg/hm². The results show that: 1) Under the same N application level, azolla in rice field can significantly reduce the daily peak flux of NH₃ volatilization and the total amount of NH₃ volatilization. At N application rate of 225 kg/hm², rice-azolla co-culture leads to the greatest inhibition of the seasonal NH₃ volatilization, with a reduction of 83.2% compared with rice monoculture. 2) BNF rate and the total amount of BNF of azolla are negatively correlated with N application rate. BNF rate and the total amount of BNF of azolla at 300 kg/hm² is similar with that in no-N without azolla. 3) Rice-azolla co-culture improves rice yield compared to rice monoculture, except no-N group, and the maximal improvement is

①基金项目: 国家自然科学基金项目(42007210)资助。

* 通讯作者(002969@nuist.edu.cn; byin@issas.ac.cn)

作者简介: 陈若谷(1997—), 男, 江苏连云港人, 硕士研究生, 主要从事农业气象研究。E-mail: 694544246@qq.com

achieved at 225 kg/hm², with an increase of 21.2% compared with rice monoculture. In conclusion, rice-azolla cropping system can significantly inhibit NH₃ volatilization in rice fields and increase rice yield under fertilized conditions, BNF of azolla is inhibited with the increase of N application rate. Without sacrificing rice yield, rice-azolla cropping system can replace about 75 kg/hm² of chemical N fertilizer and can inhibit 83.2% of the NH₃ volatilization.

Key words: Rice-azolla cropping system; Biological nitrogen fixation; Ammonia volatilization

氨挥发是地表氮素损失的一种重要方式^[1]。全球年均氨挥发总量约 54 Tg, 而农田是氨挥发的最大排放源, 其中化学氮肥所造成的年均氨挥发总量达 11.3 Tg^[2], 而中国农田由化学氮肥使用引起的氨排放总量约为 3.21 Tg, 其中, 粮食作物占比为 66%^[3]。我国农业生产大多使用化学肥料, 氮肥使用多以尿素为主, 稻田氨挥发可达施氮量的 10%~38%^[4], 不仅造成了严重的氮资源浪费, 也导致了极大的生态环境污染。化肥的过量及不均衡使用, 不仅造成我国部分地区农产品质量下降, 而且对空气、水、土壤和生物多样性造成威胁, 并产生温室气体排放, 给环境带来大量的负面效应^[5]。从生态环保的角度出发, 农业生产过程中, 寻找既能环境友好又能保证作物产量的农学措施, 是当今农业亟需解决的问题。

影响稻田氨挥发的因素很多, 包括田面水 NH₄⁺-N 浓度、田间水分条件及气候条件、采用的施肥技术及耕作方式等^[6]。其中, 影响稻田氨排放最主要的因素为田面水 NH₄⁺-N 浓度, 稻田氨挥发的变化趋势与田面水 NH₄⁺-N 浓度的变化趋势保持一致^[7]。田面水 pH 是影响稻田氨排放的另一大重要因素, 在一定范围内, 田面水 pH 升高可促进氨挥发。稻田氨挥发量过高、氮肥利用率低下主要是由于过量施肥和不合理使用化肥等所导致^[8]。不同品种氮肥、土壤性质、施肥方法、施肥时期、排水搁田方式和硝化抑制剂施用等都会对氮肥的去向产生影响^[9]。不少研究表明, 改进施氮技术这一手段可以提高稻田的氮肥利用率, 增加水稻产量, 同时达到减少由稻田氨挥发而造成的氮损失^[10]。以氮肥深施和塑料包膜为代表的新型施肥技术和各种化学抑制剂的应用均能明显减少农田的氨挥发与氮损失^[11]。绿肥及其生物固氮作用可以代替一部分化学氮肥, 从而降低稻田氮素损失, 同时提高水稻氮肥利用率, 且绿肥具有可再生、低成本、低氮损失率等诸多优点^[12]。

红萍(Azollaceae, *Azolla*)是天然的优质绿肥, 具有显著的生物固氮能力, 且可以富集土中磷钾等多种矿物质养分。近年来研究表明, 稻田放养红萍可以抑制杂草生长, 降低水温, 降低田面水 pH, 具有减少氨挥发损失、提高氮肥利用率的潜力^[13]。与化学氮

肥相比, 红萍作为生物绿肥有以下优点: 成本低、可再生、无污染、繁殖快、生长周期短、生长期长、分解快^[14]。红萍的固氮速率为 1.0~3.6 kg/(hm²·d)(以纯 N 量计, 下同), 年固氮量约 100~300 kg/hm², 最高可达 670 kg/hm²^[15]。因此, 稻田养萍被认为是减少氨挥发损失和提高氮肥利用率的新途径。大量实践和试验结果证明, 红萍氮对水稻是有效的, 在稻田放养红萍有一定程度的增产效果。一季水稻所得红萍相当于 70~100 kg/hm²^[14]。红萍的肥效优于其他生物肥料(如蓝藻生物肥料), 在低施氮量下配施红萍可增产 10%~30%^[16]。稻田养萍可减少化肥氮的投入。

然而, 红萍对水体中 NH₄⁺-N 的耐受能力有限^[17], 施用氮肥会抑制红萍生长, 减少红萍的生物固氮作用。目前, 有关稻田放养红萍模式下红萍的生物固氮作用和稻田氨挥发对不同施氮水平响应的研究未见报道。为了明确稻田养萍模式下, 不同施氮量对红萍生物固氮作用和田间氨挥发的影响, 本研究采用盆栽试验在 0、75、150、225、300 kg/hm² 的施氮梯度下, 监测了稻田放养红萍和水稻单种各处理的氨挥发通量和固氮速率, 以探索不牺牲水稻产量的前提下, 红萍以最大潜力减少稻田氨挥发和发挥生物固氮能力的最佳施氮量, 为水稻绿色生产提供更加充足的理论依据。

1 材料与方 法

1.1 试验设计

试验于 2015 年在中国科学院常熟农业生态实验站(31°15'15"N, 120°57'43"E)开展。该站位于太湖地区, 有 75% 的农田为稻田, 海拔 1.3 m, 属于亚热带湿润气候, 年均气温为 15.5 °C, 年均降水量为 1 038 mm, 年均无霜期 224 d。供试土壤为湖积物发育而成的潜育型水稻土(乌栅土), 表层 0~20 cm 土壤理化特征: pH(H₂O)7.36、有机质 35.0 g/kg、全氮 2.09 g/kg、全磷 0.93 g/kg、CEC 20.2 cmol/kg。供试水稻品种为南粳 46, 为当地推广栽培品种, 稻秧秧龄为 30 d。

本研究试图通过盆栽试验探明稻田养萍模式下, 不同施氮量对红萍生物固氮作用、稻田氨挥发以及水

稻产量的影响。如表 1 所示, 本试验共设置 10 个处理, 分为不加红萍单施氮肥组(H0)和放养红萍配施氮肥组(H0+A), 每组各 5 个施氮水平, 分别为: 0、75、150、225、300 kg/hm²。每个处理 3 个重复。施用的化肥为: 氮肥(尿素, 含 N 460 g/kg)、磷肥(过磷酸钙, 含 P₂O₅ 120 g/kg)和钾肥(氯化钾, 含 K₂O 600 g/kg)。所有处理的磷肥(90 kg/hm²)和钾肥(120 kg/hm²)均作为基肥一次性撒施于田面水。尿素分 3 次均匀撒施于田面水, 施肥比例为 4:2:4, 施用时间为 2015 年 7 月 16 日、7 月 27 日、8 月 31 日。水稻于 2015 年 7 月 16 日移栽, 每盆 3 穴, 每穴 3 株。红萍的放养量为鲜重 3 t/hm², 在施基肥前放置于田面水中(覆盖度约 90%), 红萍自然生长数天后便能均匀覆盖整个田面。

表 1 试验处理
Table 1 Test treatments

施氮水平 (N, kg/hm ²)	H0 组	H0+A 组
0	N0: 不施氮肥	N0+A: 红萍+不施氮肥
75	N75: 单施氮肥	N75+A: 红萍+氮肥
150	N150: 单施氮肥	N150+A: 红萍+氮肥
225	N225: 单施氮肥	N225+A: 红萍+氮肥
300	N300: 单施氮肥	N300+A: 红萍+氮肥

1.2 测定项目与方法

1.2.1 NH₃ 挥发的测定 NH₃ 挥发采用由密闭室、真空泵、NH₃ 吸收液组成的密闭室间歇通气法测定。密闭室由透明有机玻璃构成, 直径 20 cm、高 15 cm, 底部开放。顶部有 2 个通气孔, 通气孔的直径为 25 mm, 其中一个通过波纹管与采气杆相连, 采气杆为 2.5 m 高; 另一个通气孔与洗气瓶相连, 洗气瓶中盛有 60 mL 稀硫酸吸收液(0.05 mol/L)并连接真空泵。密闭室中的气相 NH₃ 通过抽气减压的方式被洗气瓶捕获, 密闭室内每分钟进行 15~20 次换气。采集氨挥发时, 氨挥发罩子轻拿轻放, 减少对红萍的扰动。从每次施肥后的第 1 天开始采集, 直至 NH₃ 挥发通量与空白处理无明显差异结束。吸收液中的 NH₄⁺-N 采用靛酚蓝比色法测定。田面水的采集与氨挥发检测同时进行, 采用紫外分光光度法、便携式 pH 计和靛酚蓝比色法分别测定田面水的 NO₃⁻-N、pH 和 NH₄⁺-N。在当日 7:00—9:00 和 15:00—17:00 进行气体采集, 此时的 NH₃ 挥发通量被认为是每日平均通量, 并通过这一数据估算 NH₃ 挥发总量。NH₃ 挥发通量计算公式为:

$$F_{\text{NH}_3} = C \cdot V \cdot \frac{24}{t} \cdot \frac{10^{-2}}{\pi \cdot R^2} \quad (1)$$

式中: F_{NH_3} 为 NH₃ 挥发通量(kg/(hm²·d)); C 为吸收液中 NH₄⁺-N 浓度(mg/L); V 为吸收液体积(L); t 为 NH₃ 收集时间(h); R 为密闭室半径(m)。

1.2.2 籽粒氮含量的测定 水稻成熟后, 将每盆水稻地上部分成籽粒和秸秆, 风干和称重, 计算干物质质量。并随机选取一部分籽粒和秸秆样品, 在 80℃ 的烘箱中烘干 24 h, 然后用粉碎机粉碎, 过 150 μm 筛, 用凯氏定氮法测定氮含量。

1.2.3 红萍固氮速率的测定 红萍的生物固氮速率采用乙炔还原法在田间进行原位测定。红萍的固氮速率对温度敏感, 本研究对红萍生物固氮速率的测定依照稻季温度的变化, 分别安排在水稻插秧后的第 17 天、第 55 天和第 75 天进行, 时间为上午的 8:00—11:00, 此时的固氮速率被认为是日平均值^[18]。

红萍的生物固氮速率(R)和生物固氮量(BNF)的计算公式如下:

$$R = C \cdot V \cdot t \cdot \frac{28 \cdot 10^{-2}}{S \cdot 3} \quad (2)$$

$$\text{BNF} = R \cdot D \quad (3)$$

式中: R 为红萍的生物固氮速率; C 为乙烯的浓度(mol/L); V 代表培养红萍的体积; t 代表培养红萍的时间; S 代表测样面积; BNF 代表生物固氮量; D 代表红萍生长的天数, 施肥后红萍的固氮能力会被抑制 10 d。

1.3 数据分析与处理

采用 Excel 2016 进行数据处理, Origin 9.4 进行相关性分析和作图, SPSS 2017 进行方差分析。

2 结果与分析

2.1 NH₃ 挥发日通量及总量

如图 1 所示, 在同一施氮水平下, 放养红萍组(H0+A) NH₃ 挥发日通量峰值明显低于不加红萍组(H0)。每次施肥后, H0 组各处理的 NH₃ 挥发日通量均随时间呈先增后减的变化趋势, 且峰值出现在施肥后 2~4 d; H0+A 组的 NH₃ 挥发峰值较低或没有明显峰值, 且各施氮处理迅速下降到与 N0 处理接近。H0 组中, 除 N75 处理外, 第一次追肥后 NH₃ 挥发峰值较其他两次施肥高, N75 处理则是在施基肥后 NH₃ 挥发峰值较高。H0+A 组 3 次施肥的 NH₃ 挥发峰值并无明显差异, 均较低。

3 次施肥相比较, 施基肥后, 各施肥处理 NH₃ 挥发日通量随时间发生波动, 约经过 8 d 才恢复至与空白对照相当; 而第一次追肥后, 各施肥处理 NH₃

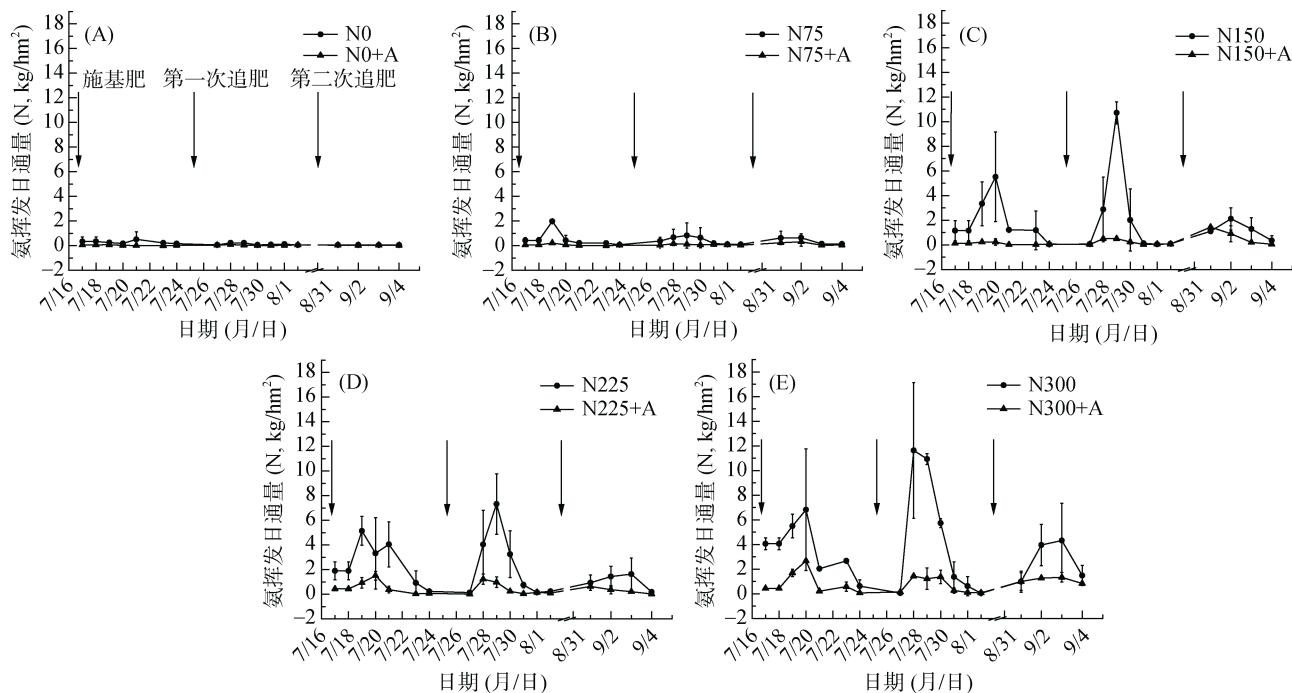


图 1 不同处理氨挥发日通量
Fig. 1 Daily NH₃ fluxes of different treatment

挥发日通量经过约 6 d 后恢复至与空白对照相当；第二次追肥后，各施肥处理 NH₃ 挥发日通量的恢复经过约 4 d，用时较短。同时第一次追肥后各施肥处理的 NH₃ 挥发日通量明显高于施基肥后，施基肥后各处理的 NH₃ 挥发日通量明显高于第二次追肥后。3 次施肥后，H0 组的 N300 处理均达到最大峰值，其次为 H0 组的 N150 与 N225 处理，3 个处理的最大峰值分别为 10.7、7.3、10.9 kg/(hm²·d)，且这 3 个处理峰值明显高于其他处理。NH₃ 挥发日通量较低的 N0、N0+A、N75、N75+A、N150 处理在 3 次施肥过程中没有较大变化，均少于 1.0 kg/(hm²·d)。

如表 2 所示，在施基肥以及第一、二次追肥后，各处理的氨挥发量均随施氮量的增加而增加，且在不同施氮量条件下放养红萍均能有效抑制氨挥发，氨挥发降低率均在 50% 以上。施基肥后，N75+A、N225+A 与 N300+A 处理显著降低 NH₃ 挥发量，降低幅度分别为 88.7%、82.4% 和 76.3% ($P < 0.05$)。在 H0 组中，N75 和 N0 处理 NH₃ 挥发量较小，为 1.87 和 4.32 kg/hm²，显著小于 N300 和 N225 处理 ($P < 0.05$)。在 H0+A 组中，N300+A 处理 NH₃ 挥发量最大，达 6.68 kg/hm²，显著高于其他处理 ($P < 0.05$)，其次为 N225+A 处理的 4.04 kg/hm²，也显著高于其他处理 ($P < 0.05$)。

第一次追肥后，除施氮量 75 kg/hm² 外，其他施氮量下两处理组的 NH₃ 挥发量差异显著 ($P < 0.05$)。H0 组中，N300 处理的 NH₃ 挥发量为 30.35 kg/hm²，显著高于其他处理 ($P < 0.05$)，N75 与 N0 处理的 NH₃ 挥发量显著低于其他处理 ($P < 0.05$)。H0+A 组中，N300+A 处理的氮挥发量同样显著高于其他处理，为 4.48 kg/hm² ($P < 0.05$)。

第二次追肥后，放养红萍使 N225+A 处理氨挥发降低 78.2% ($P < 0.05$)。H0+A 组中，N300+A 处理的氨挥发量为 4.46 kg/hm²，显著高于其余处理 ($P < 0.05$)；而 N75+A 处理与 N0+A 处理 NH₃ 挥发量较小。

3 次施肥后测得的 NH₃ 挥发总量除不施氮肥处理外，其余施氮量下放养红萍均能显著抑制氨挥发量 ($P < 0.05$)。并且 H0+A 组内与 H0 组内差异相同，施氮量 150、225 与 300 kg/hm² 处理之间差异显著 ($P < 0.05$)，施氮量 75 和 0 kg/hm² 处理的 NH₃ 挥发量显著小于施氮量 300、225 及 150 kg/hm² 处理 ($P < 0.05$)。

如图 2 所示，H0 组的 NH₃ 挥发量与施氮量呈线性正相关关系，二者关系式为 $y = 1.6 + 0.229x$ ($R^2 = 0.961$)。H0+A 组氨挥发量与施氮量的拟合曲线为幂函数 $y = 0.000416x^{1.84}$ ($R^2 = 0.978$)，随施氮量增加，NH₃ 挥发总量增大且增幅变大。

表 2 各处理的氨挥发量(kg/hm²)
Table 2 Ammonia volatilization of each treatment

施肥期	施氮量(kg/hm ²)	H0 组	H0+A 组	P 值	氨挥发降低量	氨挥发降低率(%)
基肥	0	1.87 b	0.32 c	ns	1.55	82.9
	75	4.32 b	0.49 c	<0.05	3.83	88.7
	150	14.85 ab	0.84 c	ns	14.01	94.3
	225	22.96 a	4.04 b	<0.05	18.92	82.4
	300	28.22 a	6.68 a	<0.05	21.54	76.3
第一次追肥	0	0.86 c	0.24 c	<0.05	0.62	72.1
	75	2.54 c	0.54 c	ns	2.00	78.7
	150	15.85 b	1.39 bc	<0.05	14.46	91.2
	225	19.08 b	2.74 b	<0.05	16.34	85.6
	300	30.35 a	4.48 a	<0.05	25.87	85.2
第二次追肥	0	0.26 a	0.12 c	ns	0.14	53.8
	75	1.55 a	0.63 c	ns	0.92	59.4
	150	4.85 a	2.59 b	ns	2.26	46.6
	225	5.73 a	1.25 bc	<0.05	4.48	78.2
	300	10.76 a	4.46 a	ns	6.30	58.6
合计	0	2.99 d	0.68 d	ns	2.31	77.3
	75	8.41 d	1.66 d	<0.05	6.75	80.3
	150	35.54 c	4.82 c	<0.05	30.72	86.4
	225	47.77 b	8.03 b	<0.05	39.74	83.2
	300	69.33 a	15.62 a	<0.05	53.71	77.5

注: P 值表示有红萍与无红萍试验组的成对 t 检验, P<0.05 表示组间差异显著, ns 表示组间无显著差异; 同列不同小写字母表示同一施肥期各氮肥处理间差异显著(P<0.05); 下同。

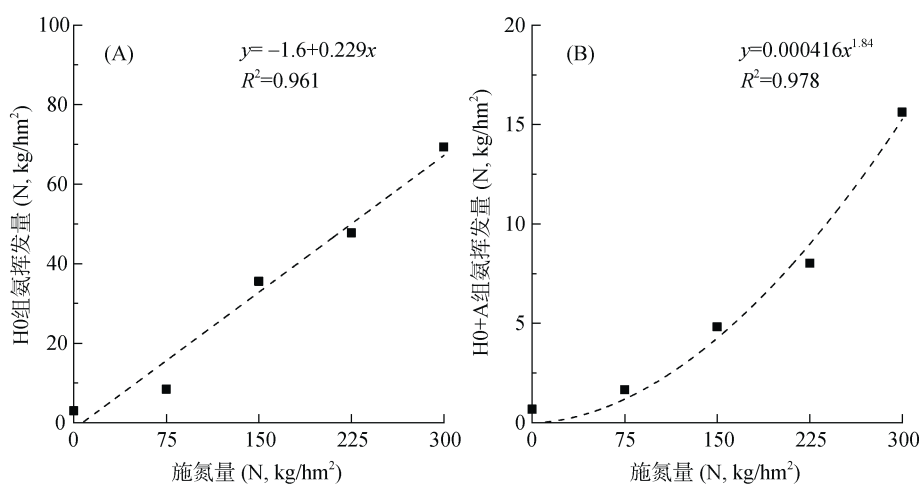


图 2 H0 组(A)与 H0+A 组(B)氨挥发总量与施氮量的拟合曲线

Fig. 2 Fitting curve between total ammonia volatilization and nitrogen application in group H0 (A) and group H0 + A (B)

2.2 红萍的固氮速率及固氮量

如表 3 所示, 水稻插秧后第 17 天, N0+A 处理红萍的生物固氮速率最高, 显著高于其他处理 ($P<0.05$), N300+A、N225+A 处理和 N0 处理的生物固氮速率相似, 显著低于 N0+A 处理与 N75+A 处理 ($P<0.05$)。水稻插秧后第 55 天, N300+A 处理红萍的生物固氮速率显著低于 N0+A 和 N75+A 处理

($P<0.05$), 其他施氮量下红萍的生物固氮速率无显著性差异 ($P>0.05$)。水稻插秧后第 75 天, N0+A 处理红萍的生物固氮速率最高, 其次是 N75+A 处理, 两处理间差异不显著 ($P>0.05$), 但显著高于其余各处理 ($P<0.05$); N300+A 处理的固氮速率最低, 显著低于其余各处理 ($P<0.05$)。

全稻季红萍的生物总固氮量分析结果与第 75 天

时的固氮速率相似, N0+A 处理与 N75+A 处理的生物固氮速率较高且差异不显著($P>0.05$), 但显著高于其余各处理($P<0.05$), 而 N300+A 处理的固氮速率最低。如图 3 所示, 总固氮量随施氮量的增加而减小, 二者呈负相关关系, 拟合方程为 $y=85.59-0.228x$ ($R^2=0.967$)。

表 3 红萍的生物固氮速率与总固氮量

Table 3 Biological nitrogen fixation rate and total nitrogen fixation of azolla of each treatment

处理	固氮速率(kg/(hm ² ·d))			稻季总固氮量(kg/hm ²)
	D17	D55	D75	
N0	0.09 c	0.07 c	0.24 c	8.44 c
N0+A	0.90 a	1.43 a	1.51 a	82.49 a
N75+A	0.26 b	1.44 a	1.39 a	75.40 a
N150+A	0.10 c	1.05 ab	0.71 b	47.17 b
N225+A	0.09 c	0.66 abc	0.59 bc	34.32 bc
N300+A	0.09 c	0.38 bc	0.26 c	17.49 c

注: D17 表示水稻插秧后第 17 天; D55 表示水稻插秧后第 55 天; D75 表示水稻插秧后第 75 天。

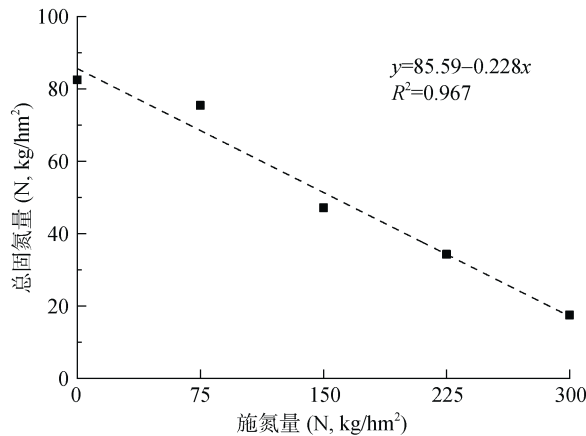


图 3 红萍总固氮量与施氮量的拟合曲线

Fig. 3 Fitting curve between total nitrogen fixation and nitrogen application of azolla

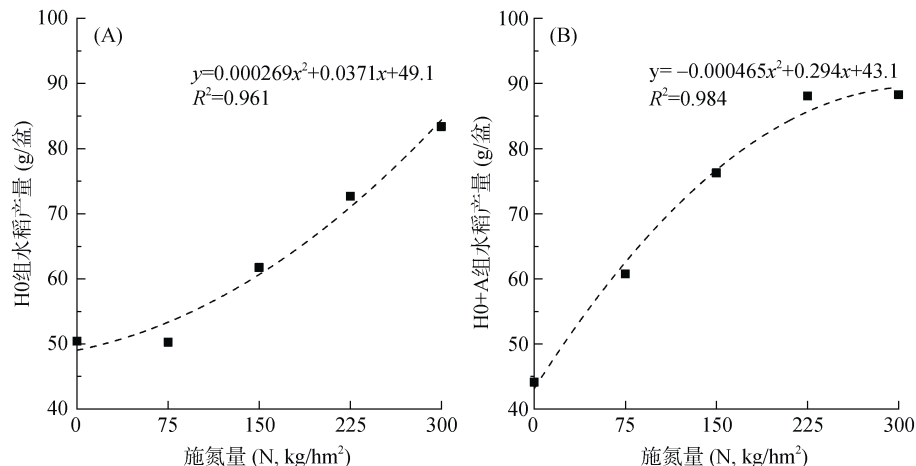


图 4 H0 组与 H0+A 组水稻产量与施氮量的拟合曲线

Fig. 4 Fitting curve between rice yield and nitrogen application rate of group H0 (A) and group H0 + A (B)

2.3 水稻产量

如表 4 所示, 除不施氮处理外, 各施氮处理添加红萍均能提高水稻产量, 但仅施氮量 150 kg/hm² 处理下有显著性差异($P<0.05$)。不添加红萍时, N0 处理与 N75 处理产量接近, 其他处理产量与氮肥用量呈正相关, 随氮肥用量提高水稻产量显著提高($P<0.05$)。添加红萍时, 水稻产量随施氮量增加而增加, 施氮量超过 225 kg/hm² 后, 产量增长停止, N225+A 与 N300+A 处理的产量较高且差异较小, 分别为 88.07 和 88.29 g/盆。

如图 4 所示, H0 组中水稻产量与施氮量二者拟合曲线为二次函数 $y=0.000269x^2+0.0371x+49.1$ ($R^2=0.961$); H0+A 组中二者拟合曲线为二次函数 $y=-0.000465x^2+0.294x+43.1$ ($R^2=0.991$)。

3 讨论

本研究中, 同一施氮水平下, 添加红萍显著降低了 NH₃ 挥发日通量及总量, 表明放养红萍可有效减少稻田 NH₃ 挥发损失, 这与前人的研究结果一致。Cissé 和 Vlek^[19]报道, 红萍能够通过固定空气中的氮气并释放到土壤中培肥土壤, 为水稻生长提供氮源, 而且增加养分的有效性, 减少氮肥以 NH₃ 的形式释放到空气中。Vlek 等^[20]研究表明, 红萍与水稻共作

表 4 各处理水稻产量
Table 4 Rice yield of each treatment

处理	H0 组(g/盆)	H0+A 组产量(g/盆)	P 值
N0	50.42 d	44.12 c	ns
N75	50.25 d	60.76 bc	ns
N150	61.75 c	76.28 ab	<0.05
N225	72.67 b	88.07 a	ns
N300	83.39 a	88.29 a	ns

可抑制 NH_3 挥发, 且显著降低氮损失, 其原因在于红萍吸收了肥料氮的 1/4 左右, 并在稻季后期与其从大气中固定的氮一起释放供作物吸收。而且红萍覆盖田面水会形成一层物理隔膜, 既可阻止田面水气相 NH_3 向空气挥发^[21], 也可阻挡阳光照进田面水, 从而使得藻类难以在田面水中生长, 还能阻止田面水温度的迅速升高, 从而有利于减少 NH_3 挥发损失^[22]。

本研究中, 稻田 NH_3 挥发在施肥后呈现急剧增加到峰值再迅速减小的动态变化规律, 与田玉华等^[23]的结果相同, 且这一规律与田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度变化趋势一致。本试验中, 施基肥后添加红萍组 NH_3 挥发速率随时间出现波动, 有时会出现两个小峰值, 与唐良梁等^[24]的稻田 NH_3 挥发研究结果类似, 不同的是其俩峰值出现在穗肥期, 基肥的 NH_3 挥发先剧烈降低再平稳降到痕量。这可能是由于试验设计加入红萍或有机肥对稻田 NH_3 挥发机制产生的影响不同所导致。但两个研究中都发现稻田基肥期和穗肥期氮挥发量差异很大, 基肥期氮挥发量要远高于穗肥期。唐良梁等^[24]认为, 一方面由于基肥期稻田施入有机肥其携带的氮素较多, 因而基肥期施肥量相对高于穗肥期; 另一方面基肥期水稻处于幼苗期, 对氮素需求较少, 而且基肥期天气良好、气温偏高, 有利于氨挥发, 而穗肥期水稻需氮量高, 温度相对低于基肥期, 且伴有降雨, 造成氮素径流损失, 不利于氨挥发^[24]。

本研究中, 未放养红萍组氮挥发量与施氮量呈线性关系增长, 而放养红萍组氮挥发量与施氮量呈指数关系增长。这可能是由于随着稻田中施氮量的增加, 田面水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度提高对红萍产生毒害作用, 从而对红萍抑制氨挥发的能力造成影响。邓美华等^[25]的研究指出, 稻季氨挥发损失量与氮肥施用量呈指数增长关系; 叶世超等^[26]也指出, 在砂土和黏土两种土壤类型上氨挥发损失量随施氮量的增加呈指数增长趋势; 同时也有报道指出, 早晚稻各生育期及连作周期的氨挥发量均与施氮量呈显著线性关系^[27]。Vlek 等^[20]开展的温室盆栽试验表明, 在施氮量为 30 和 60 kg/hm^2 时, 红萍覆盖整个田面水可显著减少 NH_3 挥发, 红萍覆盖使氮损失从 45% 和 50% 显著减少到 20% 和 13%。本研究与 Vlek 等^[20]的结果有所不同, 本研究中的氮肥梯度较大, 且最高施氮量达 300 kg/hm^2 (当地常规施氮量), 红萍的生物固氮作用有限, 而高施氮量抑制了红萍的生长, 使红萍对肥料氮的吸收减少, 因此施氮量较大时放养红萍组的 NH_3 挥发迅速增加。目前有关施氮量及放养红萍对氨挥发总量的影响规律还没有统一结果, 这可能与地块的土壤类

型、有机肥施用、天气状况、土壤 pH、田间管理措施等有关^[24]。

本研究发现, 低氮量处理下放养红萍能够提高稻田的生物固氮速率和固氮量, 而高氮量处理下则会抑制红萍生物固氮作用。这与唐建阳等^[28]关于红萍在稻田氮素平衡中的研究结果一致, 其认为施用磷、钾肥料可促进红萍繁殖和固氮作用, 氮肥则有抑制作用。同时, 唐建阳等^[29]的研究表明, 红萍年生物固氮量为 244 kg/hm^2 , 而稻季生物固氮量为 90 ~ 100 kg/hm^2 ; Singh 等^[30]研究认为, 稻季红萍的生物固氮量最高可达 100 kg/hm^2 。这些结果高于本研究得出的在无氮肥施用情况下稻季红萍生物固氮量约 80 kg/hm^2 。这可能是由于前二者的研究分别位于中国福建和印度奥里萨邦, 当地稻季平均温度与本研究相比均较高, 且不同研究采用的红萍品种也不同。同时, Singh 等^[30]建议, 可采用长方形水稻插秧行间距来代替传统的等间距正方形插秧方法来提高稻季红萍固氮量。红萍的固氮能力与萍种及环境条件密切相关, 在测定其季节固氮量时, 还受试验方法、试验时期、对照作物和计算方法等的影响, 所以对于红萍固氮量的估值各研究者的试验结果差异较大^[29]。

本研究中, 在稻田里放养红萍对提高水稻产量具有明显的作用。在多个国家的研究表明, 红萍作为绿肥还田或水稻生长期放养红萍, 或与尿素配合使用, 均增加水稻稻谷产量^[31]。Bharati 等^[32]研究发现, 在相同氮肥投入条件下, 稻田养萍代替一半的氮肥能够增加水稻产量。本研究中, 一半氮肥 (150 kg/hm^2) 时放养红萍处理水稻产量并未高于不加红萍常规施氮 (300 kg/hm^2) 处理的产量; 在减施 1/4 氮肥时, 放养红萍处理的水稻产量高于不加红萍常规施氮 (300 kg/hm^2) 处理的产量。但本研究中放养红萍不施氮处理与不加红萍单施氮肥 75 kg/hm^2 处理之间、放养红萍施氮肥 75 kg/hm^2 处理与不加红萍单施氮肥 150 kg/hm^2 处理之间、放养红萍施氮肥 150 kg/hm^2 处理与不加红萍单施氮肥 225 kg/hm^2 处理之间、放养红萍施氮肥 225 kg/hm^2 处理与不加红萍单施氮肥 300 kg/hm^2 处理之间的产量相似, 即红萍可以代替 75 kg/hm^2 的氮肥, 这可能与气候条件或材料种类有关^[32]。Vlek 等^[20]通过盆栽试验研究发现, 在相同施氮条件下养萍处理的水稻产量显著高于无萍处理 ($P < 0.05$)。本研究中施用氮肥后, 稻田养萍增加了试验中水稻产量, 但只有施氮量为 150 kg/hm^2 时两种种植方式间差异显著 ($P < 0.05$)。而稻田养萍增产的原因一般被认为是红萍给水稻生长提供了氮素养分。也有

研究发现,早稻田养萍处理较不养萍处理增产 18% 左右,稻田养萍主要增加了水稻中后期的营养,促使水稻穗大粒多^[33]。

4 结论

1)同一施氮水平下,放养红萍组 NH_3 挥发的日通量峰值及总量明显低于不养萍组,其中施氮量为 225 kg/hm^2 时,两组处理的 NH_3 挥发量差异最为显著。但是随施氮量增加红萍对 NH_3 挥发的生物抑制作用有限且高施氮量会抑制红萍的生长,施氮量较大时养萍组的 NH_3 挥发迅速增加。施氮量越高,红萍对氨挥发的抑制效果越小。 NH_3 挥发速率在施肥后短期内会随时间出现波动,呈现“单峰”或“双峰”状态,而且“双峰”多出现在基肥时期。同时从水稻生长时期看,穗肥期,水稻生长的需氮量高于基肥期,因此穗肥期的 NH_3 挥发量低于基肥期,基于这一研究结果,可以通过适当降低基肥期的施氮量,增加穗肥期的施氮量来提高氮素利用率,减少稻田 NH_3 挥发。

2)红萍的生物固氮速率及固氮总量与施氮量呈负线性相关,放养红萍不施氮肥处理下稻田的生物固氮速率较高,固氮量最大,但随施氮量增加固氮速率和固氮量降低,固氮作用被抑制。施氮量 300 kg/hm^2 时红萍的生长和生物固氮能力会受到一定程度的抑制,此时得到的固氮速率及总量与不施氮肥不养萍处理之间无显著差异,低量氮肥会促进红萍的生物固氮作用,高量氮肥会抑制红萍的生物固氮作用。

3)未施氮时放养红萍会减少水稻产量;施加氮肥后,与不养萍处理相比,放养红萍组各处理的水稻产量明显增加,其中施氮量为 225 kg/hm^2 时水稻产量增加最多。在本试验条件下,施氮量 300 kg/hm^2 内放养红萍可以代替约 $1/4(75 \text{ kg/hm}^2)$ 的氮肥。

参考文献:

- [1] 宋勇生,范晓晖. 稻田氨挥发研究进展[J]. 生态环境, 2003, 12(2): 240-244.
- [2] Peng X L, Maharjan B, Yu C L, et al. A laboratory evaluation of ammonia volatilization and nitrate leaching following nitrogen fertilizer application on a coarse-textured soil[J]. Agronomy Journal, 2015, 107(3): 871-879.
- [3] 谢梓豪,樊品镐,武华,等. 基于氨挥发因子方法的中国农田氨排放量估算[J]. 环境科学学报, 2020, 40(11): 4180-4188.
- [4] Behera S N, Sharma M, Aneja V P, et al. Ammonia in the atmosphere: A review on emission sources, atmospheric chemistry and deposition on terrestrial bodies[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2013, 20(11): 8092-8131.
- [5] Kang Y N, Liu M X, Song Y, et al. High-resolution ammonia emissions inventories in China from 1980 to 2012[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2016, 16(4): 2043-2058.
- [6] 朱坚,纪雄辉,石丽红,等. 稻田氨挥发及控制技术的研究进展[J]. 湖南农业科学, 2011(23): 73-75, 84.
- [7] 陈园,房效凤,沈根祥,等. 太湖流域典型稻田大气氨排放特征及其影响因子[J]. 浙江农业学报, 2017, 29(1): 119-128.
- [8] 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.
- [9] 朱兆良. 农田中氮肥的损失与对策[J]. 土壤与环境, 2000, 9(1): 1-6.
- [10] 陈荣业,朱兆良. 氮肥去向的研究——I. 稻田土壤中氮肥的去向[J]. 土壤学报, 1982, 19(2): 122-130.
- [11] Lassaletta L, Billen G, Grizzetti B, et al. 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: The relationship between yield and nitrogen input to cropland[J]. Environmental Research Letters, 2014, 9(10): 105011.
- [12] 巨晓棠,谷保静,蔡祖聪. 关于减少农业氨排放以缓解灰霾危害的建议[J]. 科技导报, 2017, 35(13): 11-12.
- [13] 叶国添,陆培基,陈震南. 稻田养萍高产低耗多用的探索[J]. 福建农业科技, 1984(2): 27-29.
- [14] Roy D C, Pakhira M, Bera S. A review on biology, cultivation and utilization of *Azolla*[J]. Advances in Life Sciences, 2016, 5(1): 11-15.
- [15] Becking J H. Ecology and physiological adaptations of *Anabaena* in the *Azolla-Anabaena azollae* symbiosis[J]. Ecological Bulletins, 1978(26): 266-281.
- [16] Wagner G M. *Azolla*: A review of its biology and utilization[J]. The Botanical Review, 1997, 63(1): 1-26.
- [17] Maejima K, Kitoh S, Uheda E, et al. Response of 19 *Azolla* strains to a high concentration of ammonium ions[J]. Plant and Soil, 2001, 234(2): 247-252.
- [18] Cissé M, Vlek P L G. Influence of urea on biological N_2 fixation and N transfer from *Azolla* intercropped with rice[J]. Plant and Soil, 2003, 250(1): 105-112.
- [19] Cissé M, Vlek P L G. Conservation of urea-N by immobilization-remobilization in a rice-*Azolla* intercrop[J]. Plant and Soil, 2003, 250(1): 95-104.
- [20] Vlek P L G, Diakite M Y, Mueller H. The role of *Azolla* in curbing ammonia volatilization from flooded rice systems[J]. Fertilizer Research, 1995, 42(1): 165-174.
- [21] Kollah B, Patra A K, Mohanty S R. Aquatic *Microphylla Azolla*: A perspective paradigm for sustainable agriculture, environment and global climate change[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23(5): 4358-4369.
- [22] Fosu-Mensah B Y, Vlek P L G, Manske G, et al. The influence of *Azolla pinnata* on floodwater chemistry, grain yield and nitrogen uptake of rice in dano, southwestern Burkina Faso[J]. Journal of Agricultural Science, 2015, 7(8): v7n8p118.
- [23] 田玉华,曾科,尹斌. 基于不同监测方法的太湖地区稻

- 田基肥期氨排放研究[J]. 土壤学报, 2019, 56(5): 1180-1189.
- [24] 唐良梁, 李艳, 李恋卿, 等. 不同施氮量对稻田氨挥发的影响及阈值探究[J]. 土壤通报, 2015, 46(5): 1232-1239.
- [25] 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.
- [26] 叶世超, 林忠成, 戴其根, 等. 施氮量对稻季氨挥发特点与氮素利用的影响[J]. 中国水稻科学, 2011, 25(1): 71-78.
- [27] 王淳, 周卫, 李祖章, 等. 不同施氮量下双季稻连作体系土壤氨挥发损失研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2012, 18(2): 349-358.
- [28] 唐建阳, 翁伯琦, 何萍, 等. 提高稻田尿素氮利用率若干方法与机理探讨[J]. 植物营养与肥料学报, 1998, 4(3): 242-248.
- [29] 唐建阳, 翁伯琦, 陈炳煊. ^{15}N 稀释法测定红萍固氮及其影响因素探讨[J]. 福建农业科技, 1989(3): 20-22.
- [30] Singh A L, Singh P K. Influence of *Azolla* management on the growth, yield of rice and soil fertility[J]. Plant and Soil, 1987, 102(1): 49-54.
- [31] Sharma A, Sachdeva S. *Azolla*: Role in Phytoremediation of heavy metals[C]. Conference: Science in Media At: YMCA University of Science and Technology, Faridabad, Haryana, India, 2012.
- [32] Bharati K, Mohanty S R, Singh D P, et al. Influence of incorporation or dual cropping of *Azolla* on methane emission from a flooded alluvial soil planted to rice in eastern India[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2000, 79(1): 73-83.
- [33] 许和水. 双季稻区“稻萍”共生系统固碳减排效应研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2017.