

施氮量和田面水含氮量对紫色土丘陵区稻田氨挥发的影响^①

黄晶晶, 朱 波, 林超文*, 庞良玉, 张建华, 罗付香, 朱永群, 易丽霞

(四川省农业科学院土壤肥料研究所, 成都 610066)

摘 要: 采用密闭室连续抽气法研究了四川省丘陵区紫色土上不同施氮量条件下(0、112.5、150、187.5、225 kg/hm²)稻田氨(NH₃)挥发特征及田面水含氮量对其的影响。结果表明, 施氮肥后的 1~3 天内出现 NH₃ 挥发峰值, 随后逐渐下降。稻田 NH₃ 挥发总量随施氮量的增加而增加, 二者呈极显著的相关关系($r=0.9166^{***}$)。通过稻田 NH₃ 挥发损失的氮素占施氮量的比例为 29.4%~38.0%。施氮肥后稻田田面水 NH₄⁺-N、可溶性氮和总氮浓度均迅速升高, 稻田 NH₃ 挥发速率与田面水中的 NH₄⁺-N、可溶性氮和总氮浓度均具有显著的相关关系, 观测期内的最高相关系数分别为 0.926 9、0.841 2 和 0.881 3。因此, 控制施氮量可有效降低田面水 NH₄⁺-N、可溶性氮和总氮浓度, 以此来减少紫色土丘陵区稻田 NH₃ 挥发损失。

关键词: 紫色土; 稻田; 氨挥发; 施氮量; 影响因素

中图分类号: S143

氨(NH₃)是大气中一种重要的碱性微量气体, 对大气环境和地表生态系统有重要影响, 已成为人们关注的焦点^[1-4]。据统计, 我国人为源 NH₃ 排放量已由 1994 年的 11.06 Mt 上升到 2006 年的 16.07 Mt, 年均 NH₃ 排放量呈不断增加的趋势^[1]。大气中 NH₃ 浓度上升将导致酸沉降增多, 从而引发酸雨、土壤酸化和水体富营养化等一系列生态环境问题^[2-3]。同时, NH₃ 还会产生温室效应^[4]。化肥施用和畜牧养殖是大气中最重要的两个 NH₃ 排放源, 在欧洲 80%~95% 的 NH₃ 排放来自于农业^[5], 中国 53.3% 的 NH₃ 排放来自于化肥施用^[1]。据 FAO 统计, 中国氮肥用量占全球的比例为 30%^[6], 而且我国稻田单季氮肥施用量比世界稻田氮肥平均施用量高出 71%^[6], 稻田 NH₃ 排放的损失率占到了施氮量的 9%~40%^[7]。由于氮肥施用导致的 NH₃ 排放十分巨大, 因此提高氮肥利用效率, 减少农田 NH₃ 排放是当前农业生产面临的重要课题。

稻田施用化学氮肥后短期即可检测到明显的 NH₃ 挥发, NH₃ 挥发量随施氮量的增加而增加^[8]。研究表明, 气候条件、土壤特性^[9]和田面水化学属性(如 pH、铵态氮浓度等)^[10-11]是影响稻田 NH₃ 挥

发的重要因素。叶世超等^[12]认为同等施氮肥条件下黏土的 NH₃ 挥发量要低于砂土, 其原因是前者具有较低的田面水 NH₄⁺-N 浓度。苏国成等^[10]的研究结果表明, 稻季 NH₃ 挥发量与田面水 NH₄⁺-N 浓度具有显著的相关性。可见, 研究不同施氮量条件下稻田 NH₃ 挥发特征及其影响因素的变化规律对于减少 NH₃ 挥发具有重要的意义。

紫色土丘陵区是四川盆地的粮食主产区, 化学氮肥施用量较大^[13], 具有较大的 NH₃ 挥发潜力, 而关于紫色土 NH₃ 挥发及其影响因素的研究鲜见报道。本文初步研究了四川紫色土丘陵区稻田中不同施氮量条件下的 NH₃ 挥发特征、影响因素、挥发通量等, 旨在为减少紫色土丘陵区稻田 NH₃ 排放提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验于 2012 年在四川省农业科学院土壤肥料研究所资阳试验站进行。试验点地处 104°34'12"~104°35'19"E、30°05'12"~30°06'44"N, 海拔 395 m。多年(1957—1985 年)年均降雨量为 965.8 mm, 主要

基金项目: 公益性行业(农业)科研专项(20100314), 四川省财政创新能力提升工程项目(2013XXXK-013), 国家科技支撑计划项目(2012BAD05B03-8), 国际植物营养研究所、四川省公益性农业专项(2011NZ0094, 2013NZ0028), 四川省基因工程专项(2012QNJJ-019)和四川省农科院青年基金项目(2014CXSF-028)资助。

* 通讯作者(lcw-11@163.com)

作者简介: 黄晶晶(1981—), 女, 四川南充人, 学士, 助理研究员, 主要从事农业面源污染研究工作。E-mail: julie-2334@163.com

(70%)分布在 6—9 月间,最多年 1 290.7 mm,最少年 725.2 mm。年均温 16.8℃,极端最低温 -3.6℃,极端最高温 36.5℃。供试土壤为遂宁组母质发育的紫色土红沙土,0~20 cm 土层土壤的基本理化性状见表 1。

表 1 供试土壤的基本理化性状
Table 1 Physico-chemical properties of tested soil at the depth of 0–20 cm

pH	有机质(g/kg)	全氮(g/kg)	水溶性氮(mg/kg)	铵态氮(mg/kg)	硝态氮(mg/kg)	有效磷(mg/kg)	有效钾(mg/kg)
7.91	9.24	0.55	2.71	1.29	0.69	3.02	90.21

1.2 试验设计

试验设置 5 个处理,处理编号分别为 N0、N1、N2、N3 和 N4,各处理 N、P₂O₅、K₂O 用量见表 2,施用肥料分别为尿素、过磷酸钙和氯化钾。各处理重复 3 次,随机区组排列,小区面积为 30 m²。试验地周围设置宽度为 3 m 的保护行,小区间筑宽 30 cm、高 20 cm 的田埂,田埂上铺聚乙烯薄膜,保证小区间田面水在暴雨(150 mm 降水量)状况下不互串。供试水稻品种为“川香优 9838”,于 2012 年 4 月 8 日播种,5 月 10 日插秧,株行距为 20 cm×24 cm,每穴 4 株。所有肥料于 2012 年 5 月 8 日施入稻田,水稻生长期不再追肥(该地区常规习惯施肥方式)。田间灌溉和病虫草害管理按常规方式进行。

表 2 各处理下稻田肥料施用量
Table 2 Fertilizer application rate for each treatment

处理	氮肥施用量 (N, kg/hm ²)	磷肥施用量 (P ₂ O ₅ , kg/hm ²)	钾肥施用量 (K ₂ O, kg/hm ²)
N0	0	125	78
N1	112.5	125	78
N2	150	125	78
N3	187.5	125	78
N4	225	125	78

1.3 采样与分析

1.3.1 NH₃ 排放通量 采用密闭室连续通气法^[10]监测稻田 NH₃ 挥发通量:密闭室为内径 19 cm、高 15 cm 的底部开放的不透光有机玻璃圆筒。圆筒顶部开一直径为 25 mm 的小孔,通过橡皮管与 2.5 m 高的通气管连接(将通气管设置在 2.5 m 高度可以保证通入密室的气体不被稻田排放的 NH₃ 污染,其 NH₃ 浓度为大气中的 NH₃ 浓度)。将密闭室嵌入表土,内部留有 8~10 cm 高的空间,以 15~20 次/min 的频率吸气,用装有 2% 的硼酸吸收气体中的 NH₃,然后用标准酸滴定其 NH₃ 浓度,由此计算稻田 NH₃ 挥发通量。于施肥后的 1~9 天和第 16 天进行取样,每天的取样时间固定在上午 7:00—9:00 和下午 15:00—17:00,以这 4 h 的平均通量值作为当天的 NH₃ 挥发通量。根据 NH₃ 挥发通量计算 NH₃ 挥发总量及其占施氮量的百分比。

NH₃ 挥发通量的计算方程为:

$$F = \bar{X} (C_n - C_0) \times V / (S \times t) \times 2\,400$$

式中: F 为 NH₃ 挥发通量 (kg/(d·hm²)), $\bar{X}$ 为求上午与下午的平均值, C_n 为硼酸吸收的 NH₃ 浓度(mg/L), C_0 为背景值 (用硼酸吸收 2.5 m 高度处大气中的 NH₃ 浓度, mg/L), V 为硼酸溶液体积 (L), S 为密闭室内部面积 (cm²), t 为取样经历的时间 (h)。

NH₃ 挥发总量的计算方程为:

$$T = \sum (F \times d)$$

式中: T 为 NH₃ 挥发总量 (kg/hm²), F 为 NH₃ 挥发通量 (kg/(d·hm²)), d 为时间 (1 天)。

NH₃ 挥发总量占施氮量的百分比的计算方程为:

$$\text{NH}_3 \text{ 挥发总量占施氮量的百分比} = (T_{\text{Nx}} - T_{\text{N0}}) / U_x \times 100$$

式中: T_{N0} 为 N0 处理的 NH₃ 挥发总量 (kg/hm²), T_{Nx} 为施氮肥处理的 NH₃ 挥发总量 (kg/hm²), U_x 为施氮肥处理的施氮量(kg/hm²)。

1.3.2 田面水指标 在施肥后的第 1、2、3、5、9 天用 50 mL 医用注射器并采用多点取样法采集田面水样。将水样保存于 4℃,利用流动分析仪测定水样中的 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、总氮和可溶性氮浓度。

1.4 数据处理

利用 Excel 软件处理计算数据并作图,用 SAS 软件对实验数据进行方差分析和显著性检验。

2 结果与分析

2.1 稻田 NH₃ 挥发特征

2.1.1 NH₃ 挥发通量 施肥后各施氮量处理下稻田 NH₃ 挥发具有相似的动态变化趋势,均表现为在施肥后的 1~3 天内 NH₃ 挥发通量迅速增加,在第 3 天达到峰值,随后逐日降低,在施肥后的第 16 天各处理 NH₃ 挥发通量均已降到 2 kg/(d·hm²) 以下的较小值(图 1)。在峰值期,各处理 NH₃ 挥发通量按从大到小的顺序排列为: N4 (25.9 kg/(d·hm²))> N1 (24.5 kg/(d·hm²))> N3 (21.6 kg/(d·hm²))> N2 (17.5 kg/(d·hm²))> N0 (4.4 kg/(d·hm²))。N0 在各个取样期内 NH₃ 挥发通量均较低。除峰值期外,各处理的变化均表现为 NH₃ 挥发通量随施氮量的增加而增加(图 1)。

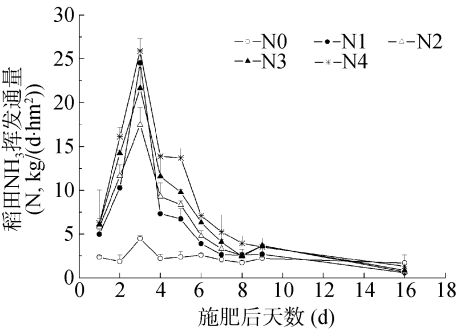


图 1 不同氮肥处理下稻田 NH₃ 挥发通量
Fig. 1 NH₃ volatilization rates in paddy field under different N fertilizer levels

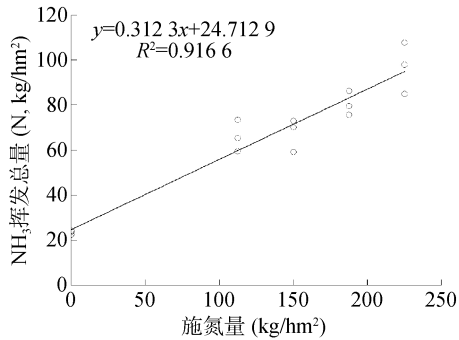


图 2 NH₃ 挥发总量与施氮量的关系
Fig. 2 Relationship between NH₃ volatilization and N application rate

2.1.2 NH₃ 挥发总量 NH₃ 挥发总量为取样时期内 NH₃ 挥发通量对时间的累积。由表 3 可以看出, 各处理的 NH₃ 挥发总量随施氮量的增加而增加。如图 2 所示, 本研究条件下稻田 NH₃ 挥发总量与施氮量的关系可以用直线方程进行拟合: $y = 0.3123x + 24.7129$ ($r = 0.9166^{***}$)。各施氮肥处理的 NH₃ 挥发总量均显

表 3 不同氮肥处理下稻田 NH₃ 挥发总量及其占施氮量的百分比

Table 3 Amounts of NH₃ volatilization in paddy field and its percentages to N rate under different N fertilizer levels

处理	NH ₃ 挥发总量 (N, kg/hm ²)	NH ₃ 挥发量占施氮量 的百分比(%)
N0	23.4 d	—
N1	66.1 c	38.0 a
N2	67.5 bc	29.4 b
N3	80.5 b	30.5 b
N4	96.9 a	32.7 b

注: 同一列数据小写字母不同表示处理间差异达到 $P < 0.05$ 显著水平。

著高于 N0 处理 ($P < 0.05$)。N1 与 N2 处理具有相近的 NH₃ 挥发总量, 除 N2 外其余各施氮肥处理间 NH₃ 挥发总量差异均达到 $P < 0.05$ 显著差异水平(表 3)。

本研究条件下稻田 NH₃ 挥发总量占施氮量的比例为 29.4% ~ 38.0%, 均处于较高水平。其原因可能是采用了该地区所有肥料一次施入的常规习惯施肥方式。在 4 个氮肥梯度中, N1 处理 ($N 112.5 \text{ kg/hm}^2$) NH₃ 挥发总量占施氮量的百分比最高, 显著高于其他处理(表 3)。

2.2 稻田田面水含氮量

2.2.1 稻田田面水 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 浓度 图 3 显示了施肥后稻田田面水 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 浓度随时间的变化规律。如图 3a 所示, 施肥后稻田田面水 NH₄⁺-N 浓度具有与 NH₃ 挥发通量类似的变化趋势。施肥后田面水 NH₄⁺-N 浓度迅速提高, 在第 3 天(N1 为第 2 天)达到峰值, 随后逐渐降低, 在第 9 天降到 5 mg/L 以下的较低值。各处理峰值期的田面水 NH₄⁺-N 浓度

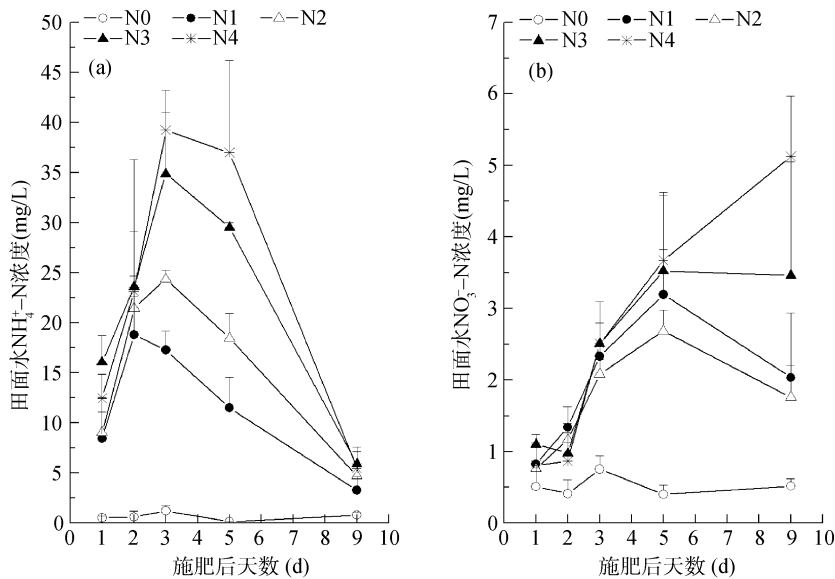


图 3 不同氮肥处理下稻田田面水 NH₄⁺-N (a) 和 NO₃⁻-N (b) 浓度
Fig. 3 NH₄⁺-N (a) and NO₃⁻-N (b) concentrations in paddy field water under different N fertilizer levels

按照从大到小的顺序排列为: N4 (39.2 mg/L) > N3 (34.9 mg/L) > N2 (24.3 mg/L) > N1 (18.8 mg/L) > N0 (1.2 mg/L), N0 在各个取样期内田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度均较低。各处理的变化均表现为田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度随施氮量的增加而增加。

由图 3b 可知, 由于处于淹水的厌氧条件, 在整个观测期稻田田面水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度一直处于较低水平。随着时间的推移, 田面水层逐渐变浅, 厌氧条件也随之渐渐被破坏, 使田面水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度呈现上升的趋势。以施肥后的第 5 天为转折点, 各处理的田面水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度表现出不同的变化趋势: N4 在所有处理中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度最高, 并且在施肥第 5 天以后仍处于上升状态; N1、N2 和 N3 则在施肥第 5 天后有不同程度的下降。

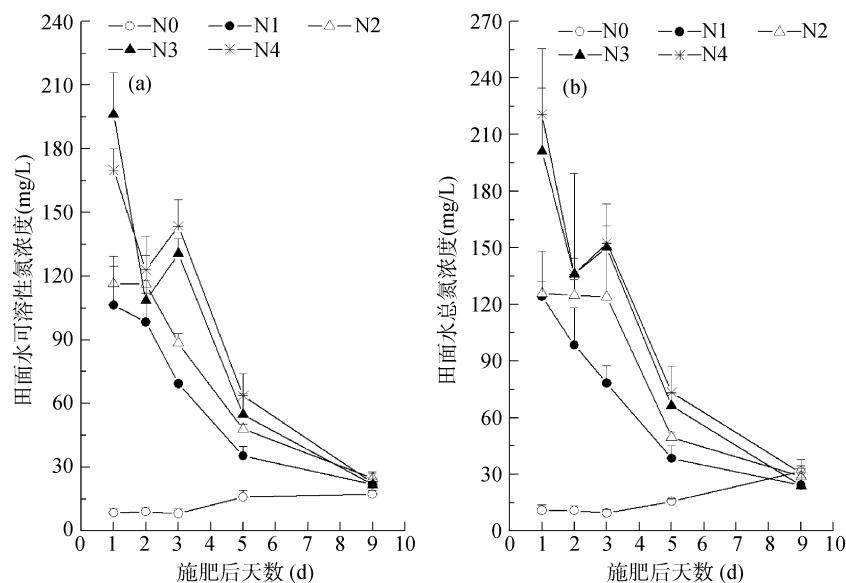


图 4 不同氮肥处理下稻田田面水可溶性氮(a)和总氮(b)浓度

Fig. 4 Dissolved N (a) and total N (b) concentrations in paddy field water under different N fertilizer levels

从图 4b 可以看出, 田面水总氮浓度随时间的变化规律与可溶性氮浓度的变化规律基本一致。施氮肥后田面水总氮立即达到最高值, 随着时间的推移田面水总氮浓度逐渐下降, 在第 9 天降到较低值。各处理峰值期的田面水总氮浓度按照从大到小的顺序排列为: N4 (220.8 mg/L) > N3 (201.2 mg/L) > N2 (125.9 mg/L) > N1 (124.2 mg/L) > N0 (31.5 mg/L), N0 在各个取样期内田面水总氮浓度均较低。各处理的变化均表现为田面水总氮浓度随施氮量的增加而增加。

2.3 田面水含氮量对稻田 NH_3 挥发的影响

如表 4 所示, 田面水含氮量的各项指标: $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、可溶性氮和总氮浓度与稻田 NH_3 挥发通量均存在相关关系, 其中以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度与 NH_3 挥发通量的相关关系最为显著, 在施肥后的第 1、2、3、5、9

2.2.2 稻田田面水可溶性氮和总氮浓度 施肥后稻田田面水可溶性氮和总氮浓度随时间的变化规律见图 4。如图 4a 所示, 各施氮肥处理田面水可溶性氮浓度具有较一致的随时间变化规律: 在施肥后可溶性氮浓度即达到最高值, 随着时间的推移田面水可溶性氮浓度逐渐下降, N3 和 N4 处理的可溶性氮浓度在第 3 天略有上升, 以后各处理可溶性氮浓度均迅速下降, 在第 9 天降到较低值。各处理峰值期的田面水可溶性氮浓度按照从大到小的顺序排列为: N3 (196.2 mg/L) > N4 (169.9 mg/L) > N2 (116.5 mg/L) > N1 (106.4 mg/L) > N0 (17.2 mg/L), N0 在各个取样期内田面水可溶性氮浓度均较低。除施肥后的第 1 天外, 各处理的变化均表现为田面水可溶性氮浓度随施氮量的增加而增加。

天, 均呈极显著相关; 而且 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度与 NH_3 挥发通量具有一致的随时间变化规律。田面水可溶性氮和总氮浓度与 NH_3 挥发通量也存在较明显的相关关系, 在施肥后的第 1、2、3、5 天均呈极显著相关。田面水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度与 NH_3 挥发通量仅在施肥后的第 3 天和第 5 天存在相关性, 在其他时期内相关性均不显著。

3 讨论

3.1 稻田 NH_3 挥发与施氮量

关于施肥后稻田 NH_3 挥发特征的研究, 国内外已有大量报道^[8-12,14], 但在四川紫色土丘陵区开展此类研究尚为鲜见。本文中稻田 NH_3 挥发通量在施氮肥后的 1~3 天内达到排放峰值, 与邓美华等^[8]和

表 4 稻田 NH₃ 挥发与田面水 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、可溶性氮和总氮的相关性
Table 4 Correlation between NH₃ volatilization rate and NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, dissolved N and total N in field water

		施肥后天数				
		1	2	3	5	9
NH ₄ ⁺ -N	M	y = 0.232x+2.947	y = 0.412x+3.602	y = 0.460x+8.042	y = 0.283x+2.170	y = 0.250x+2.136
	r	0.574 1***	0.599 1***	0.446 3**	0.926 9***	0.517 9**
NO ₃ ⁻ -N	M	y = 2.539x+3.063	y = 5.529x+5.542	y = 9.521x-0.606	y = 2.009x+2.747	y = 0.208x+2.606
	r	0.172 2	0.120 6	0.548 7**	0.440 0**	0.194 0
可溶性氮	M	y = 0.019x+2.830	y = 0.083x+3.233	y = 0.135x+6.875	y = 0.207x-0.859	y = 0.105x+0.835
	r	0.594 2***	0.573 2***	0.483 8**	0.841 2***	0.193 1
总氮	M	y = 0.016x+2.848	y = 0.090x+1.675	y = 0.114x+7.016	y = 0.174x-0.311	y = -0.040x+4.261
	r	0.545 3**	0.751 2***	0.447 2**	0.881 3***	-0.003 4

注：M 为相关性方程，r 为相关系数。*、**、***分别表示在 P<0.05、P<0.01 和 P<0.001 水平显著相关。

杨士红等^[10]的研究结果相一致。氮肥的施用显著促进了稻田 NH₃ 挥发，NH₃ 挥发速率随施氮量的增加而增加。邓美华等^[8]和叶世超等^[12]利用指数模型模拟了 NH₃ 挥发与施氮量之间的关系。本研究中稻田 NH₃ 挥发总量与施氮量之间具有显著的相关性($r = 0.916\ 6^{**}$)。可能与本研究中氮肥梯度的间隔较小有关。拟合的曲线模型虽然不同，但均揭示了 NH₃ 挥发随施氮量增加而增加的规律^[15-16]。因此，在保证稻谷生产的同时，需要通过适当地控制施氮量来减少稻田 NH₃ 挥发。

稻田施用尿素后，通过 NH₃ 挥发的氮损失可以达到施氮量的 40%^[17]，本文中 NH₃ 挥发的氮损失占施氮量的比例为 29.4% ~ 38.0%(表 3)。土壤类型对 NH₃ 挥发具有较大的影响，叶世超等^[12]在砂土和黏土上发现 NH₃ 挥发占施氮量的比分别为 11.3% ~ 25.6% 和 10.9% ~ 21.8%。吴萍萍等^[11]在红壤上的研究结果为 NH₃ 挥发占施氮量的 4.5% ~ 32.8%。相比而言，本研究 NH₃ 挥发的氮损失占施氮量的比例较高，可能与紫色土丘陵区土壤为岩性土和土壤较高的 pH(表 1)有关。此外，较高的 NH₃ 挥发比例还与该地区水稻生产中全部氮肥作为基肥一次性施用的施肥习惯有关。氮肥施用后田面冠层较小，一方面增加了 NH₃ 挥发的面积，另一方面水稻对氮素的吸收能力尚不强，导致 NH₃ 挥发的损失机会增大。因此，需要进一步研究确定紫色土丘陵区稻田氮肥使用量的阈值，在保证水稻产量的同时减少 NH₃ 挥发。

3.2 稻田 NH₃ 挥发与田面水含氮量

大量研究结果表明，稻田 NH₃ 挥发与田面水 NH₄⁺-N 浓度具有密切的关系^[8-12, 15, 17]。本研究中田面水含氮量的 4 个指标：NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、可溶性氮和

总氮浓度中与 NH₃ 挥发相关性最强的指标是 NH₄⁺-N 浓度，在整个观测期内其相关系数均达到极显著水平；而且，NH₄⁺-N 浓度与 NH₃ 挥发具有一致的随时间变化规律。NH₃ 挥发与田面水可溶性氮和总氮浓度也具有较好的相关性(表 3)。从分析田面水可溶性氮和总氮浓度的变化规律可以发现，田面水可溶性氮和总氮浓度在施氮肥后立即达到最大值，在田间淹水条件下为 NH₄⁺ 的快速积累提供了底物条件，对 NH₃ 挥发有促进作用^[18]。较高的施氮量是导致稻田田面水 NH₄⁺-N、可溶性氮和总氮浓度升高的直接原因。紫色土丘陵区水稻生产中全部氮肥作为基肥一次性施用，大量氮肥投入使田面水含氮量迅速升高(图 3、图 4)，促进了稻田 NH₃ 挥发。因此，改进施肥技术，如化肥与有机肥配施^[19]、采用缓控释肥料^[20]、根据水稻需氮规律合理运筹^[21]等降低施肥后面面水含氮量，尤其是 NH₄⁺ 浓度将有利于减少稻田 NH₃ 挥发。

4 结论

(1) 紫色土丘陵区各施氮量条件下稻田 NH₃ 挥发表现出相似的变化规律，施氮肥后的 1 ~ 3 天内出现排放峰值，随后逐渐下降；NH₃ 挥发速率随施氮量的增加而增加。

(2) 稻田 NH₃ 挥发总量随施氮量的增加而增加，二者呈极显著的相关关系($r = 0.916\ 6^{***}$)。通过稻田 NH₃ 挥发损失的氮素占施氮量的比例为 29.4% ~ 38.0%，说明氮肥全部基施的施肥方式下 NH₃ 挥发损失比例较大。

(3) 稻田 NH₃ 挥发速率与田面水中的 NH₄⁺-N、可溶性氮和总氮浓度均具有显著的相关关系，观测期内的最高相关系数分别为 0.926 9、0.841 2 和 0.881 3。

参考文献：

- [1] 董文煊, 邢佳, 王书肖. 1994—2006 年中国人为源大气氮排放时空分布[J]. 环境科学, 2010, 31(7): 1 457–1 463
- [2] Asman WAH, Sutton MA, Schjørring JK. Ammonia: Emission, atmospheric transport and deposition[J]. New Phytologist, 1998, 139(1): 27–48
- [3] Fangmeier A, Hadwiger-Fangmeier A, Van der Eerden L, Jäger HJ. Effects of atmospheric ammonia on vegetation-A review[J]. Environmental Pollution, 1994, 86(1): 43–82
- [4] Sutton MA, Place CJ, Eager M, Fowler D, Smith RI. Assessment of the magnitude of ammonia emissions in the United Kingdom[J]. Atmospheric Environment, 1995, 29(12): 1 393–1 411
- [5] Van Der Hoek KW. Estimating ammonia emission factors in Europe: Summary of the work of the UNECE ammonia expert panel[J]. Atmospheric Environment, 1998, 32(3): 315–316
- [6] 彭少兵, 黄见良, 钟旭华, 杨建昌, 王光火, 邹应斌, 张福锁, 朱庆森, Buresh R, Witt C. 提高中国稻田氮肥利用率的研究策略[J]. 中国农业科学, 2002, 35(9): 1 095–1 103
- [7] 蔡贵信, 朱兆良. 稻田中化肥氮的气态损失[J]. 土壤学报, 1995, 32(增): 128–135
- [8] 邓美华, 尹斌, 张绍林, 朱兆良, 石孝均. 不同施氮量和施氮方式对稻田氮挥发损失的影响[J]. 土壤, 2006, 38(3): 263–269
- [9] 朱兆良, 蔡贵信, 徐银华, 张绍林. 种稻下氮肥氮挥发及其在氮素损失中的重要性研究[J]. 土壤学报, 1985, 22(4): 320–328
- [10] 杨士红, 彭世彰, 徐俊增, 姚俊琪, 金小平, 宋靖. 不同水氮管理下稻田氮挥发损失特征及模拟[J]. 农业工程学报, 2012, 28(11): 99–104
- [11] 吴萍萍, 刘金剑, 杨秀霞, 商庆银, 周毅, 谢小立, 沈其荣, 郭世伟. 不同施肥制度对红壤地区双季稻田氮挥发的影响[J]. 中国水稻科学, 2009, 23(1): 85–93
- [12] 叶世超, 林忠成, 戴其根, 贾玉书, 顾海燕, 陈京都, 许露生, 吴福观, 张洪程, 霍中洋, 许柯, 魏海燕. 施氮量对稻季氮挥发特点与氮素利用的影响[J]. 中国水稻科学, 2011, 25(1): 71–78
- [13] 李仲明, 唐时佳, 张宪婉. 中国紫色土[M]. 北京: 科学出版社, 1991
- [14] Banerjee B, Pathak H, Aggarwal PK. Effects of dicyandiamide, farmyard manure and irrigation on crop yields and ammonia volatilization from an alluvial soil under a rice (*Oryza sativa* L.)- wheat (*Triticum aestivum* L.) cropping system[J]. Biology and Fertility of Soils, 2002, 36: 207–214
- [15] 黄进宝, 范晓晖, 张绍林. 太湖地区铁渗水耕人为土稻季上氮肥的氮挥发[J]. 土壤学报, 2006, 43(5): 786–792
- [16] 田光明, 蔡祖聪, 曹金留, 李小平. 镇江丘陵区稻田化肥氮的氮挥发及其影响因素[J]. 土壤学报, 2001, 38(3): 324–332
- [17] 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氮挥发损失[J]. 南京农业大学学报, 2000, 23(4): 51–54
- [18] 董文旭, 胡春胜, 张玉铭. 不同施肥土壤对尿素 NH_3 挥发的影响[J]. 干旱地区农业研究, 2005, 23(2): 76–79
- [19] 李菊梅, 徐明岗, 秦道珠, 李冬初, 宝川靖和, 八木一行. 有机肥无机肥配施对稻田氮挥发和水稻产量的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2005, 11(1): 51–56
- [20] Ji Y, Liu G, Ma J, Xu H, Yagi K. Effect of controlled release fertilizer on nitrous oxide emission from a winter wheat field [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2012, 94(1): 111–122
- [21] 赵冬, 颜廷梅, 乔俊, 杨林章, 吕寒. 太湖地区稻田氮素损失特征及环境效应分析[J]. 生态环境学报, 2012, 21(6): 1 149–1 154

Effects of Nitrogen Rate and Field Water Nitrogen Content on Ammonia Volatilization from Paddy Field in a Purple Soil Hilly District

HUANG Jing-jing, ZHU Bo, LIN Chao-wen^{*}, PANG Liang-yu, ZHANG Jian-hua,
LUO Fu-xiang, ZHU Yong-qun, YI Li-xia

(Soil and Fertilizer Research Institute, Sichuan Academy of Agricultural Sciences, Chengdu 610066, China)

Abstract: The effects of different N application rates (0, 112.5, 150, 187.5, 225 kg/hm²), as well as paddy field water N content on NH₃ volatilization characters were studied in a paddy field in the purple soil district by using a closed air-flow chamber method. The results indicated that NH₃ volatilization rate peaked during the first 1 – 3 days after N fertilizer application and decreased gradually thereafter. Higher NH₃ volatilization rates were observed in the high N application treated plots. The amount of NH₃ volatilization during the observation duration increased with the increase of N fertilizer application rate. Significantly correlativity ($y = 0.312\ 3\ x + 24.712\ 9$, $r = 0.916\ 6^{***}$) was found between NH₃ volatilization and N fertilizer application rate. The ratio of N loss via NH₃ volatilization to N fertilizer application rate ranged within 29.4% – 38.0%. NH₄⁺-N, dissolved N and total N concentrations in field water which showed a sharp increase after N fertilizer application were highly related to NH₃ volatilization, with the highest correlation efficient 0.926 9, 0.841 2 and 0.881 3, respectively. Improved fertilizer application techniques such as incorporation of organic material with chemical fertilizer, utilization of controlled release chemical fertilizers and N fertilizer management during the rice growing season are required to decrease NH₄⁺-N, dissolved N and total N concentrations in field water to mitigate NH₃ volatilization in paddy field in the purple soil hilly district.

Key words: Purple soil, Paddy, Ammonia volatilization, N fertilizer rate, Affecting factor