

太湖地区稻田不同氮肥管理模式对氨挥发特征研究

俞映惊, 薛利红*, 杨林章

(江苏省农业科学院农业资源与环境研究所, 南京 210014)

摘要:以减少氨挥发带来的面源污染问题为目的,通过调整氮肥管理模式,设置农户常规施肥处理、化肥减量施肥处理、缓控释肥处理、有机无机肥配施处理、按需施肥处理以及无氮处理6个管理模式试验,研究太湖地区施氮量与氮肥品种对氨挥发损失的影响。结果表明:氨挥发损失受施氮量的显著影响,施氮量减少22%~44%可降低氨挥发损失20.2%~35.3%。常规化肥处理下,基肥期与分蘖肥期氨挥发损失较为严重。同一施氮水平下,有机肥化肥配施可显著降低氨挥发;缓控释肥可明显减少基肥期氨挥发量,但后期效果不明显。氮肥用量由当前农户施氮水平减少22%时,不会对作物氮累积量与产量造成影响,可见适当降低施氮水平并搭配有机肥,是具产量可持续性、环境友好性的氮肥管理模式。

关键词:稻田;氨挥发;产量;氮肥减量;有机无机配施;缓控释肥

中图分类号: X506 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2013)08-1682-08 **doi:** 10.11654/jaes.2013.08.028

Ammonia Volatilization from Paddy Fields Under Different Nitrogen Schemes in Tai Lake Region

YU Ying-liang, XUE Li-hong*, YANG Lin-zhang

(Institute of Agricultural Resources and Environment, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014, China)

Abstract: Pollution arose from ammonia volatilization in paddy field might be reduced by managing nitrogen (N) fertilization. Six nitrogen schemes, i.e. conventional N, Reduced N, Slow-release N (not for wheat season), Organic & chemical N combination, controlled release urea and no N, were employed to examine effects of N rates and types on ammonia volatilization. Applying 22%~44% less nitrogen reduced ammonia volatilization by 20.2%~35.3%. The amount of ammonia volatilization was higher in conventional nitrogen during the basal and tillering stages than other stages or other treatments. Organic-chemical N combination could significantly decrease the ammonia volatilization compared with pure urea treatment, while controlled release urea treatment could reduce the ammonia volatilization only at basal stage. Nitrogen application at 210 kg·hm⁻² did not affect crop yields and N accumulations. Results suggested that reduced nitrogen fertilizer and organic-chemical combination would be environment-friendly and ecological sustainable schemes for nitrogen management in Tai Lake region.

Keywords: paddy fields; ammonia volatilization; yield; reduced nitrogen fertilizer; combined organic-chemical fertilizer; controlled-release fertilizer

氮肥使用对我国粮食增产起到了极大推动作用,据统计,1949—1998年我国粮食年总产量与化肥氮年用量呈显著性相关^[1]。苏南太湖流域是我国农业最发达的地区之一,农业集约化程度高。1982年太湖地区平均年施化肥氮为395 kg·hm⁻²^[2],到90年代中期

已升达520 kg·hm⁻²^[3]。近年,王海等^[4]对太湖流域3个行政村施肥调查研究表明,太湖流域稻麦轮作年施氮量平均值已高达690 kg·hm⁻²。伴随而来的是氮肥利用率不断降低,氮损失量激增^[5]。据估计我国农业生产中氮肥的当季表观利用率为30%~35%^[1,6],而损失率约为60%^[7]。

氨挥发是氮肥最主要的气态损失途径^[8],其损失量因测量方法与土地利用方式的不同有较大差异,占施氮量9%~40%^[7-11]。太湖地区,稻田氨挥发也是农业面源污染不可忽视的重要源头之一,其中土壤性质、气象条件和农业技术措施都是影响氨挥发速率的因

收稿日期:2013-04-20

基金项目:江苏省自助创新项目[CX(12)3046];国家水专项(2008ZX07101-004,2012ZX07101-004),环保部行业项目(201309035-7)

作者简介:俞映惊(1986—),女,江苏南京人,硕士,主要从事面源污染相关研究。E-mail:171816196@qq.com

*通信作者:薛利红 E-mail:lhxue@issas.ac.cn

素^[7]。朱兆良等^[17,12]用微气象学原位测定技术对稻田中氨挥发进行了定量研究,发现在有利于氨挥发的条件下,氨挥发损失的氮可达施氮量的 9%~42%。苏成国等^[13]田间试验结果表明每次施肥后 1~3 d 内氨挥发损失达到最大值。稻田中氨挥发速率是田面水中的氨分压和田面水以上的风速的函数^[14]。进入大气后的 NH_3 最后以干湿沉降的途径返回,据测定太湖地区雨水总氮浓度高达 $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,每年干湿沉降可达 $40 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。由于太湖地区水体面积比例较大,直接降到水面上的干湿沉降氮对水体总氮的贡献达 18%^[15],仅次于农田氮肥流失的贡献。此外, NH_3 作为气溶胶的成分之一,会被氧化生成 N_2O ,也会影响气候变化及 CH_4 氧化^[16]。

面对日益严峻的面源污染问题,稻田氨挥发的贡献不容小视。本研究通过设置不同施肥量与肥料品种的处理,研究不同条件下氨挥发的变化特征,试图寻找合理的氮肥管理模式,使其在提高氮肥利用率的同时,减少氨挥发产生的环境压力。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验地位于江苏省无锡市湖滨区胡埭镇龙延村(北纬 $31^\circ 31'$,东经 $120^\circ 06'$),属于太湖流域,亚热带中部湿润季风气候,年降雨量 800~1100 mm,平均气温 $13\sim 16^\circ\text{C}$;主要粮食作物为水稻与小麦;土壤为爽水水稻土,耕作层深度 19 cm。耕作层土壤基本理化性质如下:pH 6.99、有机质 $32.00 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、全 N $2.88 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、全 P $0.61 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、碱解 N $187.75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、速效 P $37.94 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、速效 K $118.33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

试验地总面积约 1400 m^2 ,划分为 18 个小区与保护行,四周用土埂砌围,中间筑埂压实分割,埂高 20 cm,以防水肥串流。小区面积为 80.4 m^2 ($12 \text{ m} \times 6.7 \text{ m}$),单排单灌。供试水稻品种为武梗 19 号。灌溉水引自朱家浜(龙延河二级支流),水源稻季 $\text{TN} \geq 3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。试验于 2009 年 6 月开始进行,氨挥发于 2010 年稻季测

定,本文所用数据为 2010 年稻季数据。

1.2 试验设计

稻季设置 6 种不同施氮模式,分别为:农户施肥处理(Farmer's N, FN, $270 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)、化肥减量施肥处理(Reduced N, RCN, $210 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,该施肥量由相关研究^[17-19]提出太湖地区适宜施肥量而定)、有机无机配施处理(Organic & Chemical N, OCN, TN 量 $210 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,有机肥为江苏田娘公司生产的有机肥,占 20%全部基施)、新型肥料处理(Control Released Urea, CRU, TN 量 $210 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,新型肥料为山东金正大公司产的缓控释尿素,占 70%,全部基施)、据叶色施肥处理(Site-Specific N management, SSNM,基肥处理与 RCN 处理相同,分蘖肥、穗肥根据叶片的 SPAD 值来实时指导施肥:SPAD>41,施尿素 $45 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$;SPAD<39,施尿素 $65 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$;39<SPAD<41,施尿素 $55 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)以及无氮处理(N_0)。

每个处理 3 次重复,随机区组排列。除 CRU 处理外,各处理分次施 N 比例为基肥:分蘖肥:穗粒肥=30%:30%:40%(表 1)。另外,施钾肥(K_2O) $90 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,钾肥按基肥:穗分化肥=50%:50%施入;磷肥(P_2O_5)用量 $65 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,作底肥一次性施入。无特殊说明处理均以尿素、过磷酸钙及氯化钾分别作为氮肥、磷肥和钾肥。2010 年 6 月 22 日插秧,10 月 28 日收获。栽插规格均为 $17 \text{ cm} \times 22.3 \text{ cm}$,每穴 2~3 苗。

1.3 样品采集与测定

1.3.1 植株样品采集与测定

收获时各小区采集 1 m^2 的作物样本,3 次重复,分别烘干称重计算干物质质量,粉碎消煮后测定氮含量^[20],同时实打实收进行测产。

作物氮素积累量(N accumulation in plant):成熟期单位面积植株氮积累量的总和=成熟期植株含氮量 $\times$ 成熟期单位面积植株干物质积累量

氮肥表观利用率(N utilization efficiency)=[(施氮区作物吸氮量-不施氮区作物吸氮量)/施氮量] $\times$

表 1 各处理氮肥施用情况($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)

Table 1 Nitrogen application of each treatment($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)

处理 Treatments	总施氮量 Total N applied	基肥(6月21日)Base N applied	分蘖肥(7月6日)Tillering N applied	穗肥(8月8日)Panicle N applied
FN	270	81	81	108
RCN	210	63	63	84
SSNM	153	63	45	45
OCN	210	63(42来自有机肥)	63	84
CRU	180	126(缓控释肥)	0	54
N_0	0	0	0	0

100%

1.3.2 田面水收集与测定

施肥后一周内,每日定时定点用直尺测量各小区田面水位深,测量时用直尺垂直于预先平铺于小区内并与田表持平的砖块上,读取水面处直尺的刻度即可,并多点取得田面水样品进行混合,使用荷兰 Skalar 流动分析仪测定计算田面水中 NH_4^+-N 含量。

1.3.3 氨挥发收集与通量估算

采用通气法进行氨挥发的收集^[21]。施肥后一周内每日更换吸收载体,一周至半月内 3~5 d 更换,半月后 10~15 d 更换。将海绵浸泡在 200 mL、2 mol·L⁻¹ 的 KCl 溶液中,振荡 1 h,用荷兰 Skalar 流动分析仪测定浸取液中的 NH_4^+-N 含量。

$$\text{氨挥发通量}(\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1})=M\times A^{-1}\times D^{-1}\times 10^{-2}$$

$$M=c\times v\times M_0$$

式中: M 为通气法或密闭法单个装置平均每次测得的氨量(NH_4^+-N),g; A 为捕获装置的横截面积, m^2 ; D 为每次连续捕获的天数,d; c 为 KCl 浸取液中 NH_4^+-N 含量, $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$; v 为 KCl 浸取液的体积,本研究取 0.2 L; M_0 为氨的摩尔质量,取 17 g·mol⁻¹。

1.4 数据分析

使用 Microsoft Excel 软件对数据进行统计、制图;采用 SPSS 中 Duncan 法对数据进行差异显著性分析($P<0.05$)。

2 结果与讨论

2.1 不同施氮模式对水稻产量、植株氮积累量及氮肥利用率的影响

如图 1 所示,除 NO 处理外,其他处理间产量差异不显著。NO 处理产量超过最高产量的 70%,且 SSNM 处理连续两年较 FN 处理减少 44% ($117 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$) 氮肥施用量,收获产量未出现显著减少(至 2009 年已按照本试验设计运行一年,当年产量趋势与 2010 年相仿)。植株氮积累量受施氮量影响较为显著。NO 处理连续两年不施氮后作物氮积累量较 FN 减少一半以上,SSNM 处理和 CRU 处理也显著降低。不同肥料品种间,CRU 处理的植株氮积累量及氮肥表观利用率均低于 RCN 与 OCN 处理,OCN 处理的表观利用率最高。由此可见,当前地力条件下,适当减少氮肥施用量可以保证产量,这与宜兴基地的多年研究结论相符合^[19],但大幅度单纯性减少施氮量不具长期可行性。利用不同品种肥料的时效长短(OCN 以及 CRU 的缓效性),实时调节施氮量(SSNM),可以更好

地优化施肥模式。

2.2 不同施氮模式对氨挥发的影响

2.2.1 氨挥发通量

2010 年稻季施入氮肥时间分别为 6 月 21 日、7 月 6 日和 8 月 8 日。受到施氮活动影响,肥期内氨挥发通量呈先上升后下降的变化趋势,施肥后首日氨挥发通量较低,第二日出现显著增加,分蘖肥期与穗肥期各处理第二日氨挥发通量均达到较高值,此后数日呈现下降或平稳的状态(图 2)。氨挥发通量最大值出现在分蘖肥期的第二日(农户处理达 $3.57 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$),主要是因为此阶段光照较强且水稻植株尚小,田面郁闭度低,促进了氨挥发的产生^[22]。不同处理的氨挥发通量变化趋势较为相似。

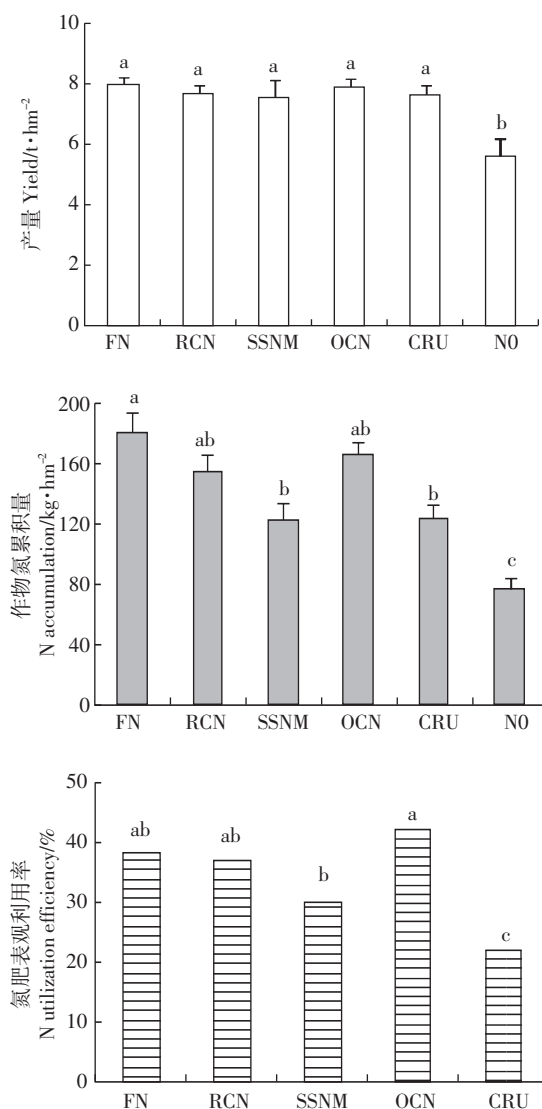


图 1 稻季作物产量、氮积累量及表观利用率

Figure 1 Yield, N accumulation in plant and N utilization efficiency in paddy season

比较不同施氮水平处理(图 2A 与图 3A),发现稻季 N0 处理的氨挥发通量显著低于施氮处理(FN、RCN 及 SSNM 处理),仅为 FN 处理的 60%,RCN 处理较 FN 处理平均减少 23.5%,而 SSNM 处理达 35%。由此可见氮肥施用是氨挥发通量增加的主导因素,尤其在基肥期田面郁闭度较低时,减氮对氨挥发通量的抑制效果显著(图 3)。分蘖肥期与穗肥期减氮处理对氨挥发通量的减轻程度均有所降低,且日变化稳定(图 3)。

不同肥料种类处理间,OCN 与 CRU 处理较纯化肥 RCN 处理平均减少 8.1%和 13%的氨挥发通量(图 2B,图 3B)。但因肥料种类和施肥时间的不同,各处理的氨挥发通量变化各有特点。基肥期 OCN 与 CRU 处理比 RCN 处理减少了 30%左右的氨挥发量。但分蘖肥期和穗肥期,CRU 和 OCN 处理的氨挥发量在个别时候高于 RCN 处理(图 3B)。

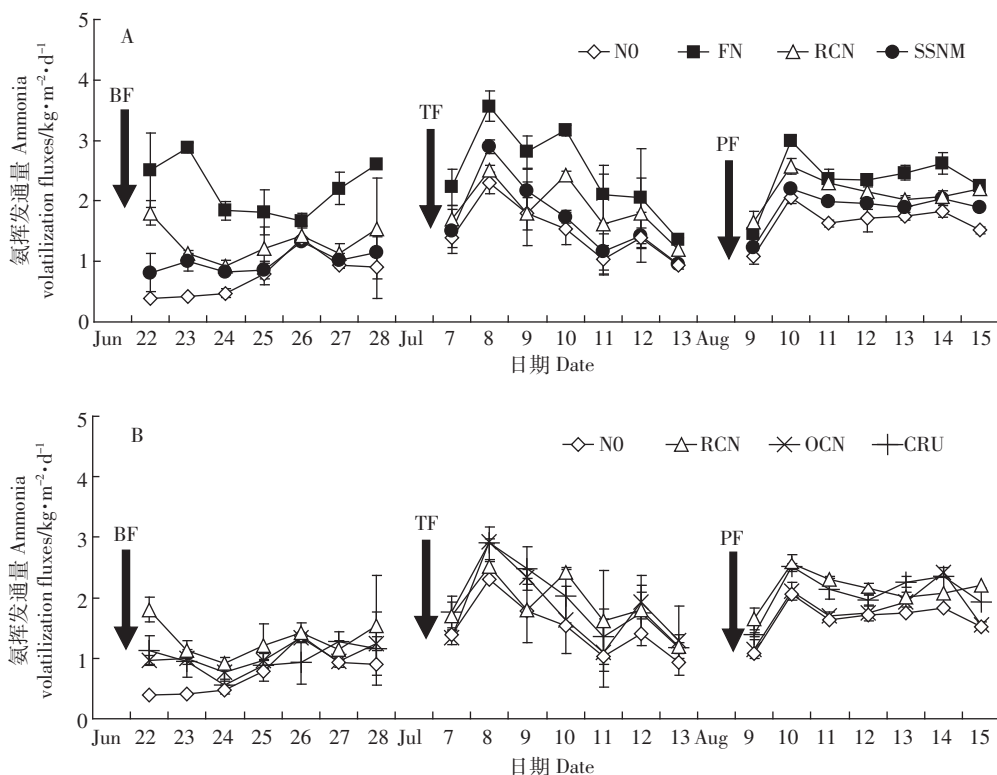
2.2.2 不同施肥期氨挥发损失量与损失率

稻季 3 个肥期时段的划分由施肥当日算起至下次施肥止,其中烤田期划归为分蘖肥期。基肥期和蘖肥期全期测定氨挥发,穗肥期氨挥发的采集截至穗肥

施入后 40 d。

2010 年稻季 3 次施肥后累计氨挥发损失量及整个稻季氨挥发损失总量均表现出随施肥量增加而增加的趋势(表 2)。施氮处理较 N0 处理高出 25.5%~89.8%,FN 处理稻季各肥期氨挥发损失量最高;SSNM 处理虽然与 RCN 处理基肥氮量相同,但其在前一稻季施氮量少于 RCN 处理,所以基肥期 SSNM 处理氨挥发损失量低于 RCN 处理,整个稻季较 RCN 处理减少了 $10 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的氨挥发量。不同肥料种类处理间,CRU 与 RCN 处理间差异不显著,OCN 处理则较其降低了 15%以上的氨挥发量。普通化学肥料处理基肥期与分蘖肥期损失之和占稻季氨挥发损失量的 70%左右,穗肥期相对较少。OCN 与 CRU 处理因肥料均具缓慢释放性,基肥期其氨挥发损失量小于同等施氮量的 RCN 处理。但 CRU 处理在分蘖肥期不施肥的情况下,氨挥发量并未较 RCN 施入分蘖肥后显著减小,且穗肥期两者无显著差异。

如表 2 所示,不同时期氨挥发损失比例由水稻生长情况、田间管理等共同影响决定。基肥期水稻苗小对氮素的需求较少,从而造成较大氨挥发损失率。损



A: 不同施氮水平; B: 不同肥料种类; BF: 基肥; TF: 分蘖肥; PF: 穗肥

A: Different nitrogen levels; B: Different fertilizer types; BF: Base N fertilizer; TF: Tillering N fertilizer; PF: Panicle N fertilizer

图 2 不同氮肥管理模式下的稻田表面氨挥发通量($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)

Figure 2 Ammonia volatilization fluxes($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) from the surface of paddy fields under different nitrogen management methods

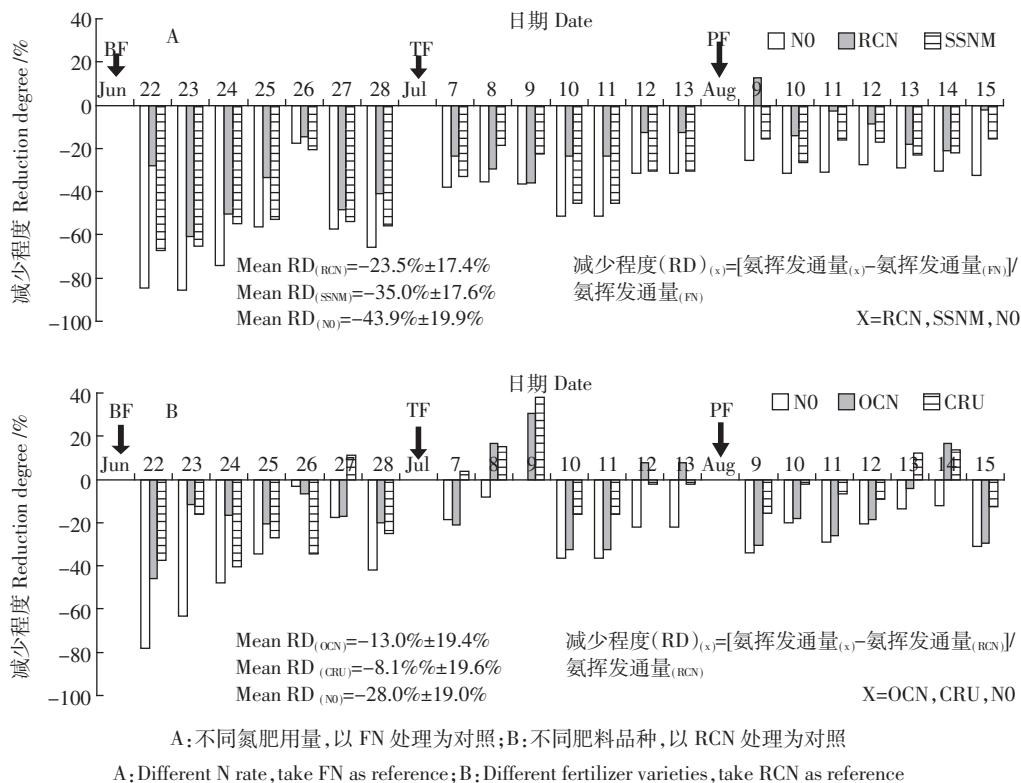


Figure 3 Reduction degree of ammonia volatilization fluxes from the surface of paddy fields for different nitrogen rate and nitrogen fertilizer varieties

表 2 稻季不同肥期氨挥发损失量与比例

Table 2 Volumes and ratios of cumulative ammonia emission in different periods of paddy season

项目	氨挥发累积损失量/kg·hm ⁻²						氨挥发损失量占肥期施氮比例/%					
	FN	RCN	SSNM	OCN	CRU	NO	FN	RCN	SSNM	OCN	CRU	NO
基肥期	28.0a	20.4b	14.3c	14.6c	16.9c	11.1d	34.6	32.4	22.8	23.2	11.5	
分蘖期	26.9a	21.6b	18.7c	18.6c	22.5b	14.5d	33.2	34.3	41.6	29.5	—	
穗肥期	20.9a	18.5ab	17.2b	15.9b	19.2ab	14.4c	19.4	22.0	38.2	18.9	30.5	
总量	75.9a	60.5b	50.2c	49.1c	58.6b	40.0d	28.1	28.8	32.8	23.4	27.9	

失率随施氮量减少而降低,OCN 与 CRU 处理基肥期损失率均显著低于 RCN 处理。分蘖肥期包含烤田,肥期时间较长,且温度高、光照强,促进了氨挥发的产生^[23],普通化学肥料处理损失率均超过 30%。而穗肥期稻田郁闭度较高,不利于田面的氨挥发^[22],且水稻生长加大了对营养的需求,氨挥发损失率相对较低。

2.2.3 田面水中氨浓度对氨挥发的影响

表 3 列出了稻季平均氨挥发通量与平均田面水 NH_4^+-N 含量以及田面水深的相关性,可见平均田面水 NH_4^+-N 含量与氨挥发通量极显著正相关,较高田面水 NH_4^+-N 含量的处理很有可能具有较高氨挥发通量。但是比较各处理施肥后一周内的每日氨挥发通量与田面水中 NH_4^+-N 含量,却并未发现两者存在显著

表 3 氨挥发通量、田面水深与田面水 NH_4^+-N 含量的相关性

Table 3 Correlations of ammonia volatilization fluxes, flooded water table and NH_4^+-N concentration in flooded water

项目	田面水深/cm	田面水 NH_4^+-N 含量/mg·L ⁻¹
氨挥发通量/kg·hm ⁻² ·d ⁻¹	Pearson Correlation	0.216
	Sig.(2-tailed)	0.912*
田面水深/cm	Pearson Correlation	0.681
	Sig.(2-tailed)	0.011
	Pearson Correlation	0.114
	Sig.(2-tailed)	0.829

注: * $P < 0.05$ 。

直接的关系(图 4)。这一现象说明:一种施氮模式下稻季氨挥发量主要受到田面水中 NH_4^+-N 平均含量的影响,但是具体每日内的氨挥发通量大小,还受其他

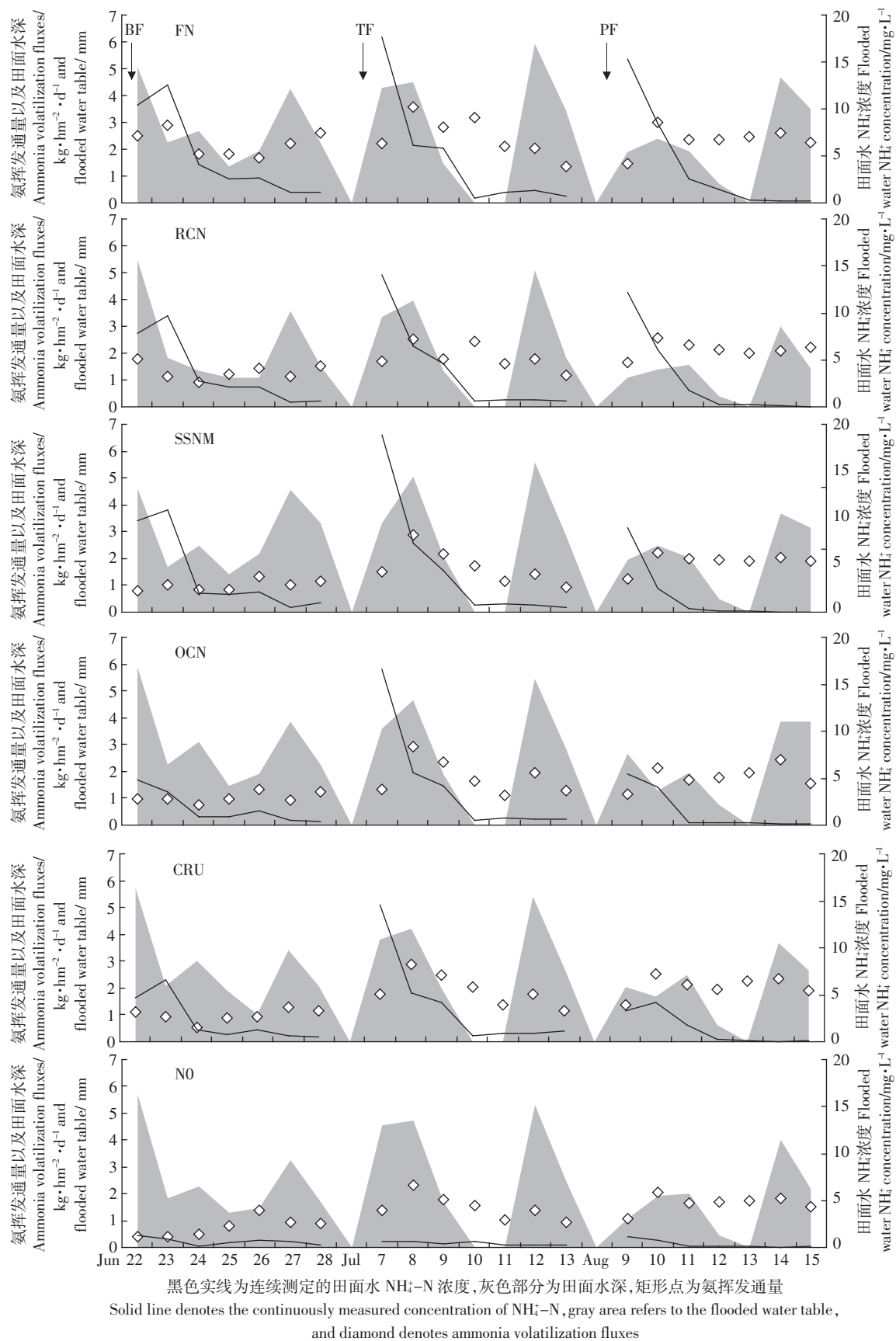
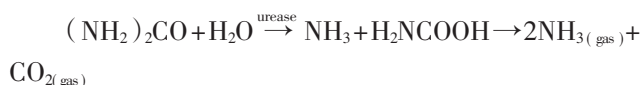


图 4 不同处理下的田面水深、田面水氨浓度和氨挥发通量

Figure 4 flooded water table, NH₄⁺-N concentration in flooded water and ammonia volatilization fluxes under different treatments

因素如辐射、风速和空气湿度等的影响^[7,14]。此外,尿素直接融入水中后水解,直接释放如下式表示:



尿素转化为 NH_3 释放和转化为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 是同时进行的两个转化过程,而且 NH_3 释放占尿素转化中较为重要的部分,一定程度影响了田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量。

之前有研究表明施肥后 72 h 内,氨挥发所带走的氮素最多可以占到施用肥料中有效氮素的 30%^[24]。而图 4 显示,所有处理中氨挥发在施肥后一周内变化都较为稳定,表明氨挥发过程将会持续较长的时间,这对于土壤中肥料保持会产生不可忽视的影响。

3 结论

氮肥施用是氨挥发通量增加的主导因素,减少氮肥施用可显著降低氨挥发损失量。氮肥用量由当前农户施氮水平减少 22% 时,不会对作物氮累积量与产量造成显著影响,且可降低氨挥发损失量 20.2%。继续降低施氮水平(减少 40% 以上时),可进一步减少氨挥发量,但存在减产的风险。等量氮肥投入条件下,纯化肥处理基肥期与分蘖肥期氨挥发损失较严重,有机肥化肥配施处理可显著降低氨挥发量。缓控释肥可明显减少基肥期氨挥发量,但后期效果不明显。综合氮肥管理模式对产量的影响,有机肥化肥配施结合实时调控的减氮处理,将更具产量可持续性 & 环境友好性。

参考文献:

- [1] Zhu Z L, Chen D L. Nitrogen fertilizer use in China—contributions to food production, impacts on the environment and best management strategies[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, 63: 117–127.
- [2] 朱兆良, 张绍林, 徐银华. 平均施氮量的含义[J]. *土壤*, 1986, 18(6): 316–317.
ZHU Zhao-liang, ZHANG Shao-lin, XU Yin-hua. The meaning of average appropriate N application rate[J]. *Soil*, 1986, 18(6): 316–317.
- [3] 徐慰心. 太仓市化肥投入使用状况的几个问题[J]. *上海农业科技*, 1994, 4: 29.
XU Wei-xin. Some questions on fertilizer usage in Taicang City[J]. *Shanghai Agricultural Science and Technology*, 1994, 4: 29.
- [4] 王海, 席运官, 陈瑞冰, 等. 太湖地区肥料、农药过量施用调查研究[J]. *农业环境与发展*, 2009(3): 10–15.
WANG Hai, XI Yun-guan, CHEN Rui-bing, et al. Investigation on excessive application of fertilizer and pesticides in Taihu Lake region[J]. *Agro-Environment and Development*, 2009(3): 10–15.
- [5] 沈善敏. 氮肥在中国农业发展中的贡献和农业中氮的损失[C]. 厦门: 氮素循环与农业和环境学术研讨会论文(摘要)集, 2001.
SHENG Shan-min. Nitrogen contribution in Chinese agricultural development and nitrogen loss in agriculture[C]. Xiamen: Nitrogen Cycling and Agricultural Environment Conference (Abstract), 2001.
- [6] 李庆逵, 朱兆良, 于天仁, 等. 中国农业可持续发展的肥料问题[M]. 南昌: 江西科学技术出版社, 1977.
LI Qing-kui, ZHU Zhao-liang, YU Tian-ren, et al. Sustainable development of Chinese agricultural fertilizer problem[M]. Nanchang: Jiangxi Science and Technology Press, 1977.
- [7] 朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素[M]. 南京: 江苏科学技术出版社, 1992.
ZHU Zhao-liang, WEN Qi-xiao. Soil nitrogen in China[M]. Nanjing: Jiangsu Science Technology Press, 1992.
- [8] 宋勇生, 范晓辉. 稻田氨挥发研究进展[J]. *生态环境*, 2003, 12: 240–244.
SONG Yong-sheng, FAN Xiao-hui. Summary of research on ammonia volatilization in paddy soil[J]. *Ecology and Environment*, 2003, 12: 240–244.
- [9] 田光明, 曹金留, 蔡祖聪, 等. 镇江丘陵区稻田化肥氮的氨挥发及其影响因素[J]. *土壤学报*, 2001, 38(3): 268–276.
TIAN Guang-ming, CAO Jin-liu, CAI Zu-cong, et al. Ammonia volatilization from paddy field and its affecting factors in Zhenjiang hilly region[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2001, 38(3): 268–276.
- [10] Fillery I R P, Vlek P L G. Reappraisal of the significance of ammonia volatilization as an N loss mechanism in flooded rice fields[J]. *Fertilizer Research*, 1986, 9(1–2): 79–98.
- [11] 蔡贵信, 朱兆良. 稻田中化肥氮的气态损失[J]. *土壤学报*, 1995, 32(1): 128–135.
CAI Gui-xin, ZHU Zhao-liang. Evaluation of gaseous nitrogen losses from fertilizers applied to flooded rice fields[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 1995, 32(1): 128–135.
- [12] 沈善敏. 氮肥在中国农业发展中的贡献和农业中氮的损失[J]. *土壤学报*, 2002, 39(增刊): 12–24.
SHEN Shan-min. Contribution of nitrogen fertilizer to the development of agriculture and its loss in China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2002, 39 (Suppl): 12–24.
- [13] 苏成国, 尹斌, 朱兆良, 等. 稻田氮肥的氨挥发损失与稻季大气氮的湿沉降[J]. *应用生态学报*, 2003, 14: 1884–1888.
SU Cheng-guo, YIN Bin, ZHU Zhao-liang, et al. Ammonia volatilization loss of nitrogen fertilizer from rice field and wet deposition of atmospheric nitrogen in rice growing season[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14: 1884–1888.
- [14] 庄亚辉, 李长生, 高拯民. 复合生态系统元素循环[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1995.
ZHUANG Ya-hui, LI Chang-sheng, GAO Zhen-min. Biological cycle of elements in complex ecosystem[M]. Beijing: China Environment Science Press, 1995.
- [15] Ti C P, Xia Y Q, Pan J J, et al. Nitrogen budget and surface water nitrogen load in Changshu: A case study in the Taihu Lake region of China[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2011, 91: 55–66.
- [16] Dentener F J, Crutzen P J. A three-dimensional model for the global ammonia cycle[J]. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 1994, 41: 770–771.

- [17] 鲁如坤, 刘鸿翔. 我国典型地区农业生态系统养分循环和平衡研究[J]. 土壤通报, 1996, 27: 145-150.
- LU Ru-kun, LIU Hong-xiang. Agricultural ecosystem nutrient cycling and balance in typical regions of China[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 1996, 27: 145-150.
- [18] 朱兆良. 农田氮肥的损失与对策[J]. 土壤与环境, 2000, 9(1): 1-6.
- ZHU Zhao-liang. Loss of fertilizer N from plants-soil system and the strategies and techniques for its reduction[J]. *Soil and Environmental Sciences*, 2000, 9(1): 1-6.
- [19] 薛峰, 颜廷梅, 乔俊, 等. 太湖地区稻田减量施肥的环境效益和经济效益分析[J]. 生态与农村环境学报, 2009, 25(4): 26-31, 51.
- XUE Feng, YAN Ting-mei, QIAO Jun, et al. Economic and environmental benefits of lower fertilizer application rate in paddy fields in Taihu Area[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2009, 25(4): 26-31, 51.
- [20] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 309-311.
- LU Ru-kun. Chemical analysis of agricultural soil[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000: 309-311.
- [21] 王朝辉, 刘学军, 巨晓棠, 等. 田间土壤氨挥发的原位测定[J]. 植物营养与肥料学报, 2002, 8: 205-209.
- WANG Zhao-hui, LIU Xue-jun, JU Xiao-tang, et al. Field in situ determination of ammonia volatilization from soil: Venting method [J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2002, 8: 205-209.
- [22] 曹金留, 田光明, 任立涛, 等. 江苏南部地区稻麦两熟土壤中尿素的氨挥发损失[J]. 南京农业大学学报, 2000, 23: 51-54.
- CAO Jin-liu, TIAN Guang-ming, REN Li-tao, et al. Ammonia volatilization from urea applied to the field of wheat and rice in Southern Jiangsu Province[J]. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2000, 23: 51-54.
- [23] 宋勇生, 范晓晖, 林德喜, 等. 太湖地区稻田氨挥发及影响因素的研究[J]. 土壤学报, 2004, 41: 265-269.
- SONG Yong-sheng, FAN Xiao-hui, LIN De-xi, et al. Ammonia volatilization from paddy field in the Taihu Lake region and its influencing factors[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41: 265-269.
- [24] McInnes K, Ferguson R, Kissel D, et al. Field measurements of ammonia loss from surface applications of urea solution to bare soil[J]. *Agronomy Journal*, 1986, 78(1): 192-196.