

# 脲胺氮肥对太湖地区稻田氨挥发及氮肥利用率的影响<sup>①</sup>

敖玉琴<sup>1,2</sup>, 张 维<sup>1</sup>, 田玉华<sup>1</sup>, 李 晓<sup>3</sup>, 葛仁山<sup>3</sup>, 尹 斌<sup>1\*</sup>, 朱兆良<sup>1</sup>

(1 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; 2 中国科学院大学, 北京 100049;

3 江苏华昌化工股份有限公司, 江苏张家港 215600)

**摘 要:** 采用田间小区试验, 以普通尿素和氯化铵为对照, 研究脲胺氮肥对太湖地区稻田氨挥发及氮肥利用率的影响。结果表明: 氮肥施入后, 氨挥发损失主要发生在施肥后 5~7 天内, 氨挥发损失量与田面水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度呈线性正相关关系。不同氮肥的氨挥发损失差异显著 ( $P < 0.05$ ), 脲胺氮肥的氨挥发损失分别比普通尿素和氯化铵减少了 2.71 和 6.41  $\text{kg}/\text{hm}^2$ , 并且该氮肥对水稻有增产的趋势, 氮肥利用率分别比普通尿素和氯化铵显著提高了 10.43% 和 10.64%。此外, 综合考虑经济和环境效益, 该氮肥净收益高于尿素和氯化铵。因此, 脲胺氮肥值得在太湖地区推广。

**关键词:** 脲胺氮肥; 氨挥发; 水稻产量; 氮肥利用率

**中图分类号:** S143.1; S511

水稻是我国主要的粮食作物, 同时也是施肥量最多的作物之一<sup>[1]</sup>。目前, 在太湖流域地区, 水稻平均施氮量(以纯 N 计)已达 300  $\text{kg}/\text{hm}^2$ 。过量施用氮肥造成了大量氮肥损失, 而氨挥发是稻田中氮肥最主要的损失途径<sup>[2-5]</sup>。已有的研究表明, 稻田生态系统中氨挥发损失可高达施氮量的 9%~40%<sup>[6]</sup>。为了提高氮肥利用率, 多年来, 研究人员在氮肥品种的开发和筛选上做了不少探索<sup>[7-8]</sup>, 但尿素仍旧是目前中国农业生产中施用量最大的氮肥品种。

随着纯碱工业的发展, 氯化铵作为其副产物, 产量在不断增加, 2013 年生产量已高达 1 242 万 t, 其中 90% 以上用于农用肥料<sup>[9]</sup>, 但是氯化铵的物理性状(粉末, 吸湿性强)导致其易结块, 不适合机械操作, 并且人们担心大量施用氯化铵会造成氮肥损失加重、农作物减产、品质下降及土壤酸化等一系列问题。研究表明, 通过尿素配施氯化铵不仅能使作物增产, 还能降低农产品硝酸盐含量, 提高作物品质, 并减少氯离子在土壤中的积累<sup>[10-11]</sup>。江苏华昌化工股份有限公司利用高塔喷浆造粒技术, 将尿素和氯化铵按一定比例混合造粒, 有效地解决了氯化铵施用难题并减少了过量氯离子对土壤和作物造成的危害<sup>[12]</sup>。脲胺氮肥的研制, 不仅促进资源的综合利用, 还降低农业用肥成本, 不像缓/控释氮肥, 由于价格昂贵难

以广泛应用<sup>[13-14]</sup>。目前已有一些关于脲胺氮肥在水稻、玉米等作物上的增产试验<sup>[15-17]</sup>, 但是针对脲胺氮肥施入稻田后氨挥发损失以及氮肥利用率的研究还不多。

本试验是在太湖地区稻麦轮作体系下, 在当地常规施氮量的基础上, 研究脲胺氮肥对稻田氨挥发损失和氮肥利用率的影响, 为环境友好、高产高效的新型脲胺氮肥的生产应用以及稻田氮肥损失的减少、水稻氮肥利用率的提高提供科学依据。

## 1 材料与方法

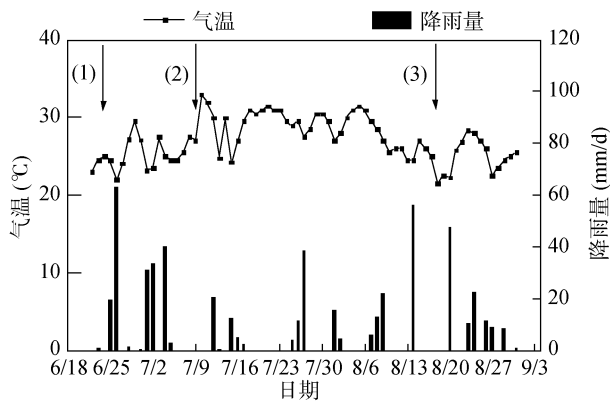
### 1.1 试验地概况

试验于 2014 年在中国科学院常熟农业生态试验站(31°32'45"N, 120°41'57"E)进行。该站地处太湖流域, 属北亚热带湿润气候, 年平均气温为 17.8°C, 年降雨量为 992.8 mm, 稻麦轮作是其主要粮食种植制度。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:  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$  7.36、有机质 35.0  $\text{g}/\text{kg}$ 、全氮 2.09  $\text{g}/\text{kg}$ 、全磷 0.93  $\text{g}/\text{kg}$ 、速效氮 12.4  $\text{mg}/\text{kg}$ 、速效磷 5.0  $\text{mg}/\text{kg}$ 、速效钾 121.3  $\text{mg}/\text{kg}$ 、CEC 17.7  $\text{cmol}/\text{kg}$ 。氨挥发采集期间日平均气温与降雨量由实验站自动监测装置记录(图 1)。

基金项目: 国家重点基础研究发展计划(973 计划)项目(2013CB127401)和环保公益性行业科研专项(201309035)资助。

\* 通讯作者(byin@issas.ac.cn)

作者简介: 敖玉琴(1990—)女, 四川成都人, 硕士研究生, 研究方向为土壤氮素循环与环境污染控制技术。E-mail: yqao@issas.ac.cn



(图中向下箭头表示施肥日期；下同)

图 1 2014 年稻季施肥后日平均气温与降雨量

Fig. 1 Daily air temperature and precipitation following three times of fertilization in 2014 rice season

## 1.2 试验设计及处理

试验设 4 个处理：除空白不施氮外，其余 3 个处理施氮量均为  $240 \text{ kg}/\text{hm}^2$ ，氮肥品种分别为尿素、氯化铵和氯脲胺(尿素态氮：铵态氮=15：15，总含 N  $300 \text{ g}/\text{kg}$ ，由江苏华昌化工股份有限公司提供)，各处理 4 次重复，随机区组排列，每个小区面积为  $6 \text{ m} \times 7 \text{ m} = 42 \text{ m}^2$ 。稻季氮肥按基肥：分蘖肥：穗肥=4：2：4 的比例施入，磷钾肥以基肥一次性施入，磷肥( $\text{P}_2\text{O}_5$ ) $60 \text{ kg}/\text{hm}^2$ ，钾肥( $\text{K}_2\text{O}$ ) $120 \text{ kg}/\text{hm}^2$ 。试验小区田埂高出地面 30 cm，用塑料薄膜包被，以减少侧渗和串流，每个小区设有单独的进、排水口，水稻生长期，除分蘖期烤田(抑制无效分蘖和藻类繁殖)及成熟前 1 周不灌水，其他时间保持 3~5 cm 深的水层，当水层低于 2 cm 时，小区通过单独的进水口灌水，灌溉水为附近河水，在傍晚进行，除试验设计要求外，其他管理与周围大田一致。供试水稻品种为常优 5 号，水稻于 2014 年 6 月 25 日移栽，11 月 3 日收获，3 次施肥时间分别是 6 月 24 日、7 月 9 日和 8 月 16 日，基肥撒施田面后进行耙地使之与表土混合，两次追肥为撒施。

## 1.3 样品采集与测定方法

氮挥发采用密闭室间歇抽气法测定<sup>[18]</sup>，密闭室为直径 20 cm 有机玻璃圆筒，顶部留有一通气孔与 2.5 m 高的通气管连通，保证交换空气氮浓度一致。每次施肥第 2 天开始测定，每天上午 7:00—9:00 和下午 3:00—5:00 分别进行 2 h 的抽气，抽气结束后将氮吸收液带回实验室，用靛酚蓝比色法<sup>[19]</sup>测定吸收液中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的含量，以这 4 h 的通量值作为每天氮挥发的平均通量计算全天的氮挥发量，以空白处理的氮挥发量作为背景值，直至施氮处理与对照(即 CK)的氮挥发通量无差异时停止本次氮挥发的测定。氮挥发

通量计算公式为：

$$F=(C \times V \times 6 \times 10^{-6}) / \pi \times r^2 \times 10^{-4} \quad (1)$$

式中： $F$  为氮排放日通量，单位  $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ ； $C$  为靛酚蓝比色法求得吸收液中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度，单位  $\text{mg}/\text{L}$ ； $V$  为稀硫酸吸收液体积，单位  $\text{L}$ ；6 为换算为一天排放通量； $10^{-6}$  为  $\text{mg}$  转换为  $\text{kg}$ ； $r$  为收集氮挥发的密闭室半径； $10^{-4}$  为  $\text{m}^2$  转换为  $\text{hm}^2$ 。

施氮产生氮挥发酸雨效应的边际环境损失( $M$ ，元/ $\text{hm}^2$ ) 计算公式为<sup>[20]</sup>：

$$M = 84\% \times 1.88 \times F \times P_a \times 17/14 \quad (2)$$

式中：1.88 为 1 kg 氮挥发等量二氧化硫( $\text{SO}_2$ )酸雨效应的转换系数； $P_a$  为 1 kg  $\text{SO}_2$  导致的酸雨损失(元/kg)，在本文中为 5 元/kg； $F$  为氮挥发的损失量( $\text{kg}/\text{hm}^2$ )；17/14 为 N 对  $\text{NH}_3$  的转换系数。

同时，从施肥后第 2 天起，每天早晨定时采集田面水样品，各小区取至少 5 个样点混合 100 ml 左右，取样持续到田面水中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度降至稳定。水样带回实验室过滤，采用靛酚蓝比色法测定  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度。此外，水稻收获时，采用单打单收方式对每个小区计产，计算出不同施肥处理的水稻产量，并在每个小区选取 5 株有代表性的植株，分为秸秆和籽粒，烘干后称重，粉碎后采用凯氏定氮法<sup>[19]</sup>测定植株中的氮含量，用以下公式计算氮肥利用率<sup>[21]</sup>：氮肥利用率=(施氮处理水稻吸氮量-空白区水稻吸氮量)/施氮量。

## 2 结果与讨论

### 2.1 稻田氮挥发的动态变化

2014 年稻季基肥施用后氮挥发量很低，日挥发量低于  $2 \text{ kg}/\text{hm}^2$ (图 2)，主要是因为基肥采用撒施后翻入表层土的方法，使较多水解形成的  $\text{NH}_4^+$  被土壤吸附，从而可在一定程度上降低了氮挥发损失，加之施肥后持续两天的中到大雨(图 1)，产生了雨水的稀释作用从而引起田面水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度迅速降低(图 3)，最终导致基肥期氮挥发峰值较低。第一次追肥后各处理均在施肥后第 1 天出现氮挥发高峰，氮挥发日通量分别为 4~6  $\text{kg}/\text{hm}^2$ ，氯化铵处理最高，为  $5.9 \text{ kg}/\text{hm}^2$ ，氯脲胺处理分别比尿素和氯化铵处理减少 12.3% 和 20.8%，随后各处理氮挥发迅速下降，到第 4 天时不同施氮处理的氮挥发通量降至与对照无异。第二次追肥后各处理氮挥发高峰较第一次相对较迟，并且氮挥发通量也明显小于第一次追肥，主要是因为该时期是水稻营养和生殖生长旺盛期，氮素需求量大，加之施肥后前三天出现降雨降温天气(平均气温  $23^\circ\text{C}$ )，所以氮挥发通量较低并且持续约一周左右，因此，施肥后 5~7 天内是控制稻田氮挥发损失的关键时期<sup>[22]</sup>。

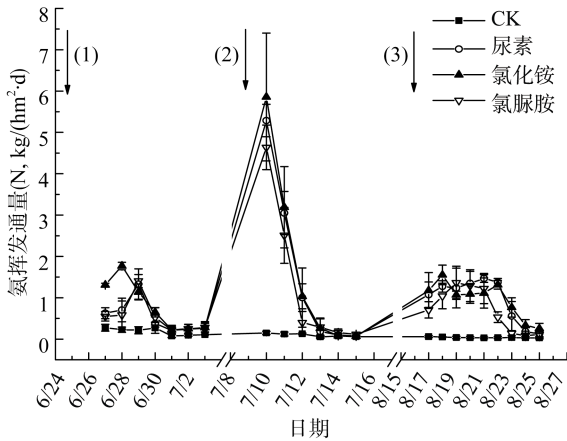


图 2 2014 年稻季三次施肥后氨挥发动态变化  
Fig. 2 Patterns of ammonia volatilization following three times of fertilization in 2014 rice season

2.2 田面水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度对氨挥发的影响

由图 3 可以看出,施肥后各处理田面水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度具有较一致的变化规律:施肥后田面水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度迅速升高,在 1~2 天内达到峰值,随后开始下降;基肥与追肥相比,其达到峰值不明显,这与当时天气和施肥方式有关<sup>[23]</sup>;两次追肥后氯化铵处理的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度最高且在施肥后第 1 天到达最高,分别为 25.9 mg/L 和 52.4 mg/L,孕穗期 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度在 3 个施肥时期中最高,主要与该次施肥比例大,施肥方式为撒施有关,加之阴雨天气较多,平均气温相较分蘖期降低接近 4℃抑制了氨挥发损失。

由表 1 可以看出,各处理施肥后氨挥发量与田面

水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度呈线性正相关,除尿素和氯脲胺处理基肥期两者相关系数未达到显著水平,其余均达到显著水平甚至极显著水平, *r* 值分别为 0.737~0.991,这与黄晶晶等<sup>[24]</sup>及张静和王德建<sup>[25]</sup>的研究结果相一致,其中氯化铵处理的相关性最好,主要是因为氯化铵施入稻田后能迅速在田面水中形成高浓度 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 有关。3 次施肥后,氯化铵处理的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度最高,氨挥发也最高,而氯脲胺处理的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度相对较低,特别是孕穗期氯脲胺处理的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度小于尿素和氯化铵处理,氨挥发损失量也显著低于尿素和氯化铵处理(表 2)。由此可知,通过选用合适的氮肥品种可降低施肥后田面水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度,有利于减少氨挥发损失<sup>[26]</sup>。

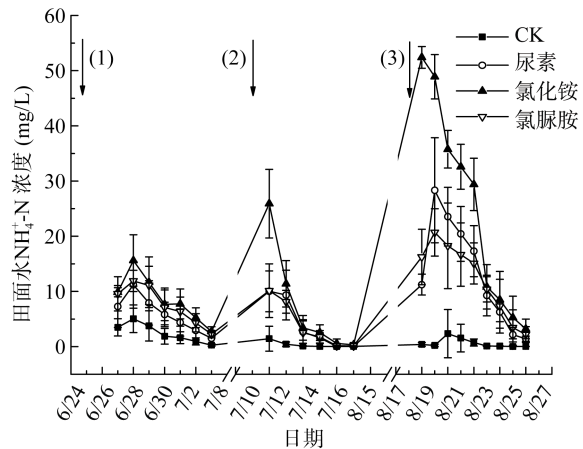


图 3 2014 年稻季田面水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度变化动态  
Fig. 3 Dynamic change of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N concentration in the surface water of paddy field in 2014 rice season

表 1 稻季氨挥发量与田面水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度相关性分析

Table 1 Correlation analyses of ammonia emission with NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N concentration in the surface water of paddy field

处理	基肥期		分蘖期		孕穗期	
	相关方程	<i>r</i>	相关方程	<i>r</i>	相关方程	<i>r</i>
尿素	$y = 0.080x + 0.061$	0.659	$y = 0.445x - 0.141$	0.952**	$y = 0.039x + 0.398$	0.737*
氯化铵	$y = 0.130x - 0.326$	0.903**	$y = 0.232x + 0.032$	0.991**	$y = 0.017x + 0.53$	0.746*
氯脲胺	$y = 0.079x - 0.053$	0.685	$y = 0.416x - 0.237$	0.936**	$y = 0.067x - 0.134$	0.907**

注: *r* 为相关系数, \*, \*\* 分别表示在  $P < 0.05$ 、 $P < 0.01$  水平显著相关。

2.3 不同施肥时期的氨挥发损失量与损失率

2014 年稻季 3 次施肥后的氨挥发量见表 2。氨挥发总量为取样时期内氨挥发通量对时间的累积,各处理氨挥发总量为 19.8~26.21 kg/hm<sup>2</sup>,损失率为 8.25%~10.92%,这与以往文献结果相比偏低<sup>[22, 27]</sup>。原因是基肥和孕穗肥施入后以低温多雨天气为主。蔡贵信<sup>[23]</sup>指出,稻田氨挥发主要决定于天气状况。不同品种氮肥氨挥发总损失量差异显著,其氨挥发总损失量高低次序为:氯化铵>尿素>氯脲胺。

3 种氮肥的氨挥发动态变化趋势相同,但是氨挥发总量差异明显。氯化铵处理的各时期氨挥发量最高,氨挥发总损失量达 26.21 kg/hm<sup>2</sup>,显著高于尿素和氯脲胺处理;除基肥期外,氯脲胺处理氨挥发损失量均低于尿素和氯化铵处理,其中孕穗期氨挥发显著低于尿素和氯化铵处理,原因可能是由于氯脲胺处理带入的氯离子对氮肥转化<sup>[11]</sup>和脲酶活性有一定抑制作用,从而影响其尿素态氮转化为 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N<sup>[28]</sup>,导致田面水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度较低(图 2)。马国瑞等<sup>[29]</sup>指出,在

表 2 不同种类氮肥在不同施肥时期的氨挥发损失量(N, kg/hm<sup>2</sup>)和损失率(%)

Table 2 Ammonia volatilization loss in various stages of rice growth for the treatments with different kinds of nitrogen fertilizers applied

处理	基肥期	分蘖肥期	孕穗肥期	总损失
CK	1.59	0.95	0.42	2.96
尿素	4.32(4.50)b	10.11(21.06)a	8.82(9.19)a	22.51(9.38)b
氯化铵	6.19(6.45)a	10.88(22.67)a	9.14(9.52)a	26.21(10.92)a
氯脲胺	4.40(4.60)b	8.54 (17.79)a	6.87(7.16)b	19.80(8.25)c

注：括号内的数值表示氨挥发占该时期施肥量的百分数，即氨挥发损失率；同列不同字母表示处理间差异在  $P < 0.05$  水平显著，下同。

低丘红壤上，施氯的处理，其脲酶活性显著降低，本试验中乌栅土中的脲酶活性也可能受施入的氯离子影响而降低。虽然氯化铵中也含有相当数量的氯离子，但是其氮素全部以  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  形式存在，施入后直接造成田面水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度迅速升高，在高温、淹水和高 pH 条件下，极易以氨气的形式溢出土-水表面<sup>[5]</sup>。3 个时期中，分蘖肥氨挥发量和损失率最高，占该时期施肥量的 17.8% ~ 22.7%，这主要与分蘖肥与基肥间隔时间较短，水稻秧苗较小，导致土-水系统中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  较多有关，而且分蘖期气温较高(平均气温为达 30℃)，氨挥发与温度有显著的正相关<sup>[27]</sup>，并且孕穗期水稻需要的养分较多，吸收速率较快，加之气温相对较低，抑制了藻类生长和 pH 升高，使水面升温变慢，从而使该时期氨挥发速率大大减小。

## 2.4 不同氮肥处理的水稻产量、氮肥利用率及经济效益

与不施氮肥相比，施用 3 种氮肥均能够显著提高水稻产量，增产率达到 19.7% ~ 24.1%(表 3)。不同种类氮肥间，氯脲胺处理产量最高，分别比尿素和氯化铵处理增产 39 kg/hm<sup>2</sup> 和 291 kg/hm<sup>2</sup>，表明脲胺氮肥对水稻有增产趋势，并且氯脲胺处理的氮吸收量均处于较高水平，其中秸秆含氮量显著高于尿素和氯化铵处理。在氮肥利用率上，氯脲胺处理分别比二者提高了 10.43% 和 10.64%，原因有两方面：一方面与尿素和氯化铵相比，氯脲胺显著降低了氨挥发损失，减少了氮肥损失；另一方面可能与肥料中氯离子有关，有研究报道，氯离子能抑制土壤氮素的硝化作用<sup>[30-31]</sup>，使大多数铵态氮肥能以  $\text{NH}_4^+$  的形态保存在土壤中被吸收。

表 3 不同氮肥处理的产量及氮肥利用率

Table 3 Grain yield and nitrogen use efficiency of different fertilization treatments

处理	籽粒			秸秆			地上部总吸氮量(kg/hm <sup>2</sup> )	氮肥利用率(%)
	产量(kg/hm <sup>2</sup> )	含氮量(g/kg)	吸氮量(kg/hm <sup>2</sup> )	产量(kg/hm <sup>2</sup> )	含氮量(g/kg)	吸氮量(kg/hm <sup>2</sup> )		
CK	6 718 b	10.62 b	71.33 b	3443 b	4.46 b	15.37 c	87.70 c	
尿素	8 298 a	13.07 a	108.47 a	3914 ab	8.40 a	32.89 b	141.36 b	22.78 b
氯化铵	8 046 a	13.72 a	110.38 a	3652 ab	8.35 a	30.49 b	140.87 b	22.57 b
氯脲胺	8 480 a	14.60 a	121.70 a	4302 a	10.39 a	44.70 a	166.39 a	33.21 a

表 4 不同处理的经济效益

Table 4 The economic benefits of different fertilization treatments

处理	产值(元/hm <sup>2</sup> )	氮肥成本(元/hm <sup>2</sup> )	氨挥发环境损失(元/hm <sup>2</sup> )	净收入(元/hm <sup>2</sup> )
CK	16 795.0	-	28.4	16 766.6
尿素	20 745.0	886.6	215.8	19 642.60
氯化铵	20 115.0	807.03	254.2	19 053.80
氯脲胺	21 200.0	1120	189.8	19 890.20

注：参照江苏省肥料市场价格，尿素 1 700 元/t，氯化铵 880 元/t，氯脲胺 1 400 元/t，收获后水稻籽粒卖给当地农户，2.5 元/kg。

综合考虑经济和环境效益(表 4)，氯脲胺处理的净收入分别比尿素和氯化铵处理高 247.6 元/hm<sup>2</sup> 和 836.4 元/hm<sup>2</sup>。因此，在保证水稻产量的基础上，用氯脲胺作氮肥，不仅能解决纯碱工业副产品氯化铵的利用问题，还能显著减少稻田氨挥发和提高氮肥利用

率，带来更多的经济效益和环境效益，可见脲胺氮肥这种新型氮肥值得推广应用。

## 3 结论

本研究表明，稻田氨挥发主要发生在施肥后 5 ~

7 天,在施肥量相同的情况下,不同品种氮肥氨挥发损失差异明显。氯脲胺在整个稻季中氨挥发量最低,相较于尿素和氯化铵,氯脲胺施入后可降低施肥后面水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度,有利于减少氨挥发损失。氯脲胺对水稻有增产的趋势,并且其水稻吸氮量和氮肥利用率都显著高于尿素和氯化铵,所以在保证水稻产量情况下,当地水稻种植选择氯脲胺代替普通尿素作为氮肥,可提高经济效益,显著减少氨挥发损失,提高氮肥利用率。

#### 参考文献:

- [1] 彭少兵, 黄见良, 钟旭华, 等. 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
- [2] Zhao X, Xie Y X, Xiong Z Q, et al. Nitrogen fate and environmental consequence in paddy soil under rice-wheat rotation in the Taihu lake region, China[J]. Plant and Soil, 2009, 319(1/2): 225-234
- [3] Fillery I R P, De Datta S K. Ammonia volatilization from nitrogen volatilization as a N loss mechanism in flooded rice fields[J]. Fert. Res., 1986, 9: 78-98
- [4] 宁运旺, 张永春. 基于土壤氮素平衡的氮肥推荐方法——以水稻为例[J]. 土壤学报, 2015, 52(2): 281-292
- [5] 范宏翔, 徐力刚, 赵旭, 等. 太湖流域典型稻-麦轮作农田区氮素流失过程研究[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2015, 24(2): 255-262
- [6] 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
- [7] 郭晨, 徐正伟, 李小坤, 等. 不同施氮处理对水稻产量、氮素吸收及利用率的影响[J]. 土壤, 2014, 46(4): 618-622
- [8] 汪家铭. 几种国产新型肥料的应用[J]. 化学工业, 2013, 31(9): 30-34
- [9] 毛知耘, 周则芳. 再论氯化铵氮肥的发展前景[J]. 纯碱工业, 2000 (4): 3-9
- [10] 苏天明, 顾明华, 黎晓峰, 等. 尿素配施氯化铵对菜心产量及其品质的影响[J]. 中国农学通报, 2006, 21(8): 236-237
- [11] 周丕东, 石孝均, 毛知耘. 氯化铵中氯的硝化抑制效应研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2001, 7(4): 397-403
- [12] 张涛. 传统氮肥转型路——新型氮肥悄然崛起[J]. 中国农资, 2012 (12): 6-6
- [13] 谷佳林, 曹兵, 李亚星, 等. 缓控释氮素肥料的研究现状与展望[J]. 土壤通报, 2015 (2): 225-228
- [14] Yang Y, Zhang M, Zheng L, et al. Controlled-release urea for rice production and its environmental implications[J]. Journal of Plant Nutrition, 2013, 36(5): 781-794
- [15] 朱艳萍. 脲胺氮肥在水稻上应用试验总结[J]. 北方水稻, 2014, 44(2): 41-42
- [16] 黄锦法, 石艳平, 王润屹, 等. 环保型节氮肥料——脲铵在晚稻上的施用效果研究[J]. 环境污染与防治, 2013, 35(3): 72-74
- [17] 赵盈凤, 钱光秀, 杨久才, 等. 脲铵氮肥施肥方式及用量对玉米产量及产量构成因素的影响[J]. 安徽农业科学, 2015, 43(3): 78-80
- [18] 周伟, 田玉华, 曹彦圣, 等. 两种氨挥发测定方法的比较研究[J]. 土壤学报, 2011, 48(5): 1 090-1 095
- [19] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 中国农业科技出版社, 2000
- [20] 夏永秋, 颜晓元. 太湖地区麦季协调农学, 环境和经济效益的推荐施肥量[J]. 土壤学报, 2011, 48(6): 1 210-1 218
- [21] 田昌玉, 左余宝, 赵秉强, 等. 解释与改进差减法氮肥利用率的计算方法[J]. 土壤通报, 2010 (5): 1257-1261
- [22] Cao Y, Tian Y, Yin B, et al. Assessment of ammonia volatilization from paddy fields under crop management practices aimed to increase grain yield and N efficiency[J]. Field Crops Research, 2013, 147: 23-31
- [23] 蔡贵信. 氨挥发. 见: 朱兆良, 文启孝主编. 中国土壤氮素[M]. 江苏科学技术出版社, 1992: 171-196
- [24] 黄晶晶, 朱波, 林超文, 等. 施氮量和田面水含氮量对紫色土丘陵区稻田氨挥发影响[J]. 土壤, 2014, 46(4): 623-629
- [25] 张静, 王德建. 太湖地区乌栅土稻田氨挥发损失的研究[J]. 中国生态农业学报, 2007, 15(6): 84-87
- [26] Das P, Sa J H, Kim K H, et al. Effect of fertilizer application on ammonia emission and concentration levels of ammonium, nitrate, and nitrite ions in a rice field[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2009, 154(1-4): 275-282
- [27] 宋勇生, 范晓辉, 林德喜. 太湖地区稻田氨挥发及影响因素的研究[J]. 土壤学报, 2004, 41(2): 265-269
- [28] 李华, 陈英旭, 梁新强, 等. 土壤脲酶活性对稻田田面水氮素转化的影响[J]. 水土保持学报, 2006, 20(1): 55-58
- [29] 马国瑞, 陈美慈, 李春九, 等. 氯离子对土壤中氮肥的行为及微生物数量和酶活性的影响[J]. 浙江农业大学学报, 1993, 19(4): 437-440
- [30] Megda M X V, Mariano E, Leite J M, et al. Chloride ion as nitrification inhibitor and its biocidal potential in soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 72: 84-87
- [31] Pu S, Li D C, Gao J S, et al. Effects of long-term application of sulfur-containing and chloride-containing chemical fertilizers on rice yield and its components[J]. Agricultural Sciences in China, 2011, 10(5): 747-753

## Effects of Urea-ammonium Mixed Nitrogen Fertilizer on Ammonia Volatilization and Nitrogen Use Efficiency in Paddy Field of Taihu Lake Region

AO Yuqin<sup>1,2</sup>, ZHANG Wei<sup>1</sup>, TIAN Yuhua<sup>1</sup>, LI Xiao<sup>3</sup>, GE Renshan<sup>3</sup>, YIN Bin<sup>1\*</sup>, ZHU Zhaoliang<sup>1</sup>

(1 *State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture(Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing 210008, China*; 2 *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China*; 3 *Jiangsu Huachang Chemical Co., LTD., Zhangjiagang, Jiangsu 215600, China*)

**Abstract:** A field plot experiment was conducted in Taihu Lake region to investigate the effects of urea-ammonium mixed nitrogen fertilizer versus an individual form of urea or ammonium chloride on ammonia volatilization (NH<sub>3</sub>), rice yield and nitrogen use efficiency (NUE) in rice cropping system. Regardless of types of fertilizers, the flux pulse of NH<sub>3</sub> volatilization mainly appeared after N fertilizer applications with a duration of 5–7 days, and its value linearly increased with the increasing ammonium concentrations in the surface water of paddy field. Compared to urea or ammonium chloride, urea-ammonium mixed nitrogen fertilizer significantly reduced the NH<sub>3</sub> emission by 2.71 and 6.41 kg/hm<sup>2</sup>, respectively ( $P < 0.05$ ). Urea-ammonium mixed nitrogen fertilizer also led to the greater rice yields and higher economic benefit than single application of urea or ammonium chloride. The NUE of urea-ammonium mixed nitrogen fertilizer was increased by 10.43% and 10.64% compared with single application of urea and ammonium chloride, respectively. Taking account of NH<sub>3</sub> emission, yield and NUE, the urea-ammonium mixed nitrogen fertilizer should be a promising nitrogen for increasing economic benefits and decreasing the environment risk in Taihu lake region.

**Key words:** Urea-ammonium mixed nitrogen fertilizer; Ammonia volatilization; Rice yield; Nitrogen use efficiency