

## 硝化抑制剂施用对水稻产量与氨挥发的影响<sup>①</sup>

孙海军<sup>1, 2, 3</sup>, 闫 炬<sup>2</sup>, 施卫明<sup>2\*</sup>, 冯彦房<sup>4</sup>, 李卫正<sup>1</sup>, 初 磊<sup>3</sup>

(1 南京林业大学现代分析测试中心, 南京 210037; 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 南京林业大学南方现代林业协同创新中心, 南京 210037; 4 江苏省农业科学院农业资源与环境研究所, 南京 210014)

**摘 要:**通过田间微区试验, 应用 <sup>15</sup>N 标记技术研究两个施氮水平下硝化抑制剂 CP 施用对水稻产量、氮素利用率、氮素土壤残留和氨挥发的影响。结果表明: 与推荐施氮处理(240 kg/hm<sup>2</sup>)相比, 减氮处理(180 kg/hm<sup>2</sup>)水稻产量明显降低, 但是减氮处理下施用硝化抑制剂 CP 后增产 15.2%, 差异显著, 并且达到了推荐施氮处理下的产量水平。而推荐施氮处理下施用硝化抑制剂对水稻产量反而没有显著影响。施用硝化抑制剂可显著提高 11.1%~25.0% 的 <sup>15</sup>N 吸收与利用效率, 同时 <sup>15</sup>N 平衡计算结果表明稻田施用硝化抑制剂减少了 21.7%~28.1% 的硝化-反硝化、径流等途径 <sup>15</sup>N 损失, 这可能是 CP 施用增加水稻产量的机理之一。然而, 施用硝化抑制剂会增加 54.7%~110.6% 的氨挥发排放。因此, 在水稻生产过程中施用硝化抑制剂 CP 时要进一步减施氮肥才有明显的增产效果, 同时还需要采取一定的措施来控制氨挥发。

**关键词:**硝化抑制剂; 水稻; 氨挥发; 氮肥

**中图分类号:** S19; X522

氮素是农作物从土壤中吸收的主要营养元素之一, 施用氮肥是获得作物高产的主要措施之一。但是, 氮肥施用量过高不仅会降低氮素利用效率, 起不到增产的效果, 而且还会导致氮素通过氨挥发、硝化-反硝化、淋溶及地表径流等途径损失, 危及大气、地下水及地表水体环境等<sup>[1-3]</sup>。因此, 如何有效提高氮肥利用率、保证作物高产并降低环境风险, 是农业生产与环境保护迫切需要解决的问题<sup>[4]</sup>。

目前减少化肥氮损失, 提高氮素利用率的主要技术措施有: 科学减施氮肥、改进氮肥施用技术、推广长效缓控释肥料、优化水肥管理与添加生物抑制剂等<sup>[1, 5-7]</sup>。从氮肥施用后在土壤中的生物化学转化过程入手, 通过硝化抑制剂的施用调控氮素转化, 是实现氮素高效利用并减缓氮肥污染的有效措施<sup>[8]</sup>。硝化抑制剂与氮肥配合施用, 可以抑制硝化细菌的活性, 使施入土壤中的氮可以较长时间以 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 形态存在, 供作物吸收利用<sup>[9-10]</sup>。水稻是一种典型的喜 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 作物, 硝化抑制剂的施用可以增加氮肥以 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 形态而非 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 形态供给水稻植株, 供其生

长。硝化抑制剂应用于稻田与氮肥配施, 可以有效减少稻田氧化亚氮排放<sup>[11-12]</sup>, 降低氮素径流与淋溶损失量<sup>[13]</sup>, 从而提高作物氮素利用率, 增加水稻产量。硝化抑制剂的作用效果受土壤类型、施肥种类及施氮量等因素的综合影响<sup>[12]</sup>。目前, 硝化抑制剂应用于水稻上是否有增产效果, 尚存在争议, 且前人多是在同一施氮水平下观察硝化抑制剂的施用效果, 对于硝化抑制剂影响水稻产量的机理缺乏综合分析<sup>[9, 14-15]</sup>。那么在不同施氮水平下, 硝化抑制剂是否均有增产效果? 特别是在当前氮肥施用量居高不下的生产背景下, 需要进一步研究氮肥减施条件下硝化抑制剂的增产效果是否可以达到高施氮处理的产量水平并明确其增产机理。通过该研究, 可以在水稻生产过程中进一步科学地实现减少氮肥施用量, 保证水稻高产、节约生产成本, 利于环境保护。

与旱地土壤不同, 水稻种植过程中, 水稻土表层多处于淹水状态, 施入的氮肥在转化为 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 后会保留在田面水中, 硝化抑制剂的施用会使田面水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度更高, 这是否会导致其更多地通过氨挥

基金项目: 国家青年科学基金项目(31201686, 41401345), 土壤与农业可持续发展国家重点实验室开放基金项目(Y412201425)和江苏省农业科技自主创新资金项目(CX(14)2050)的资助。

\* 通讯作者(wmshi@issas.ac.cn)

作者简介: 孙海军(1987—), 男, 山东潍坊人, 博士, 实验师, 主要从事氮素养分循环与环境效应研究。E-mail: ww018150@163.com

发途径排放,尚不清楚。在稻田的各种氮损失途径中,氮挥发是最主要的损失途径之一<sup>[16-17]</sup>。氮素通过氮挥发损失,不仅会导致氮素利用率降低,而且会导致酸沉降以及地表水污染等环境问题<sup>[18]</sup>。因此,需要特别关注稻田施用硝化抑制剂后氮素的氮挥发排放变化情况。

为此,本研究应用<sup>15</sup>N标记尿素,通过田间微区试验研究区域推荐施氮量<sup>[1, 19]</sup>(本研究中设置为240 kg/hm<sup>2</sup>)和减施25%施氮量(180 kg/hm<sup>2</sup>)处理下,硝化抑制剂添加对水稻产量的影响及机理,及其对稻田氮挥发排放的影响。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验地概况

本研究于2013年6—11月在江苏省宜兴市丁蜀镇渭渎村(31°16'N, 119°54'E)开展,试验田所在区域属于亚热带季风气候区,年降雨量为1 100~1 400 mm,年平均气温为15.7℃。供试土壤发育于湖泊沉积物,属湖白土,为研究区域代表性土壤类型。表层(0~15 cm)土壤基本理化性质为:pH(H<sub>2</sub>O)6.25,总氮1.56 g/kg,速效氮120 mg/kg,速效磷14 mg/kg,速效钾40 mg/kg,有机质22.7 g/kg。

### 1.2 供试材料与试验设计

供试水稻品种为武育粳24。试验用硝化抑制剂由浙江奥复托公司提供,其有效成分2-氯-6-(三氯甲基)吡啶(N-serve, CP)含量为24%。按照有效成分为尿素质量的0.25%比例喷施该产品于尿素表面施

用。供试标记尿素<sup>15</sup>N丰度为10.17%,购买自上海化工研究院。供试肥料氮肥为尿素(含N 460 g/kg),磷肥为钙镁磷肥(含P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 120 g/kg),钾肥为氯化钾(含K<sub>2</sub>O 600 g/kg)。

试验共设5个处理,分别为:不施氮肥(CK);研究区域推荐施氮量处理<sup>[1, 19]</sup>,设置施氮量为240 kg/hm<sup>2</sup>(N240);N240基础上添加硝化抑制剂CP处理(N240+CP);减25%施氮量处理,施氮量为180 kg/hm<sup>2</sup>(N180);N180基础上添加硝化抑制剂CP处理(N180+CP)。每处理设3次重复,共计15个小区,小区面积为20 m<sup>2</sup>(5 m×4 m),各小区随机区组排列。各小区之间以埋设有PVC板(埋深60 cm)的田埂(宽60 cm,高40 cm)隔开,以防止小区间串水串肥,并实现各小区单灌单排的管理目的。在施氮小区内设计微区(图1),由6 mm厚PVC材料焊接成圆筒状,其直径为80 cm,高度为80 cm,面积为0.5 m<sup>2</sup>,并分别在距桶上沿20 cm和40 cm处两侧对称打孔(配橡胶塞),以实现微区内外水分交换和单独灌排水的需求。于微区试验开始前半年埋入圆筒,埋深60 cm,留上部20 cm以阻断微区内外水肥串流。本研究中氮肥分3次施入:30%作为基肥,30%作为分蘖肥,40%作为孕穗肥,施用时间分别为2013年6月24日、7月10日和8月5日。不同处理间磷、钾肥均与氮肥一起作为基肥施用,施用量分别为60 kg/hm<sup>2</sup>(以P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>计)和90 kg/hm<sup>2</sup>(以K<sub>2</sub>O计)。基肥施用后,水稻插秧,水稻季试验期间水分与农药管理措施同当地农户习惯,水稻于10月27日收获。

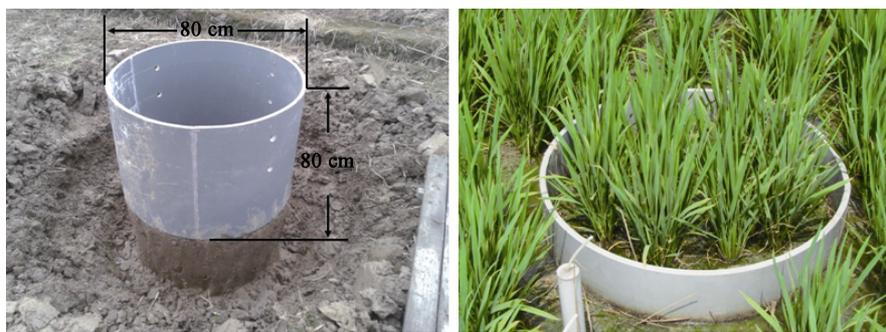


图1 施氮小区田间微区装置示意图

Fig. 1 The schematic diagrams of micro-plot experiment

### 1.3 样品采集及项目测定

1) 水稻生物量:水稻成熟后,将0.5 m<sup>2</sup>微区内植株地上部按秸秆与籽粒分部位收获,烘干称重后记录水稻秸秆与籽粒产量。

2) 作物<sup>15</sup>N吸收与利用率:采集微区内4穴水稻植株地上部,按秸秆和籽粒分部位,于烘箱中105℃杀青30 min后,75℃烘干至样品恒重,取出粉

碎过100目筛,采用同位素质谱法测定水稻秸秆与籽粒中全氮含量和<sup>15</sup>N丰度。采用如下公式计算肥料<sup>15</sup>N植株吸收量与<sup>15</sup>N利用效率:

植株吸收肥料<sup>15</sup>N量(kg/hm<sup>2</sup>)=

$$\frac{M \times C_N \times (^{15}N_{\text{atm}} - 0.3663)}{10.17 - 0.3663} \quad (1)$$

式中:M为植株干物质质量(kg/hm<sup>2</sup>);C<sub>N</sub>为植株全氮含

量(%)； $^{15}N_{atm}$  为植株样品  $^{15}N$  丰度；10.17 为供试标记尿素  $^{15}N$  丰度；0.3663 为  $^{15}N$  自然丰度。

$$^{15}N \text{ 标记肥料氮利用率}(\%) = \frac{^{15}N_{\text{uptake}}}{N_{\text{input}}} \times 100 \quad (2)$$

式中： $^{15}N_{\text{uptake}}$  为植株吸收  $^{15}N$  标记肥料量， $N_{\text{input}}$  为该处理  $^{15}N$  标记肥料施用量。

3) 土壤  $^{15}N$  残留量：在水稻收获后，于微区内分别采集 0~15、15~30、30~45 和 45~60 cm 层次土壤样品，每层次取样 6 个，土样混匀后采用四分法保留待测土壤样品，风干后磨细至过 100 目，采用同位素质谱法测定土壤全氮含量和  $^{15}N$  丰度。通过如下公式计算肥料  $^{15}N$  土壤残留量：

$$\text{肥料 } ^{15}N \text{ 土壤残留量}(\text{kg}/\text{hm}^2) = \frac{2250000 \times C_N \times (^{15}N_{atm} - 0.3663)}{10.17 - 0.3663} \quad (3)$$

式中：2 250 000 为土壤重量( $\text{kg}/\text{hm}^2$ )； $C_N$  为土壤全氮含量(%)； $^{15}N_{atm}$  为土壤样品  $^{15}N$  丰度；10.17 为供试标记尿素  $^{15}N$  丰度；0.3663 为  $^{15}N$  自然丰度。

4) 肥料  $\text{NH}_3$ - $^{15}N$  排放量：采用连续动力抽气-密闭室法，详细方法介绍及氮挥发量计算参照参考文献[17]。将累积硼酸吸收液蒸馏浓缩后采用同位素质谱法测定浓缩后样品中全氮含量和  $^{15}N$  丰度。通过如下公式计算肥料  $\text{NH}_3$ - $^{15}N$  挥发量：

$$\text{肥料 } \text{NH}_3\text{-}^{15}N \text{ 排放量}(\text{kg}/\text{hm}^2) = \frac{N \times (^{15}N_{atm} - 0.3663)}{10.17 - 0.3663} \quad (4)$$

式中： $N$  为硼酸吸收液中全氮量( $\text{kg}/\text{hm}^2$ )； $^{15}N_{atm}$  为硼酸吸收液样品  $^{15}N$  丰度；10.17 为供试标记尿素  $^{15}N$  丰度；0.3663 为  $^{15}N$  自然丰度。

5) 肥料  $^{15}N$  其他途径损失量：采用  $^{15}N$  平衡账法。

#### 1.4 数据分析

采用 Excel 2007 软件对数据进行统计分析，对各处理之间差异性进行方差分析和 Duncan 多重比较 ( $P < 0.05$ )。

## 2 结果与分析

### 2.1 水稻产量与氮素利用率

根据  $0.5 \text{ m}^2$  微区收获籽粒产量进行折算，各处理水稻产量为  $5.5 \sim 6.7 \text{ t}/\text{hm}^2$ 。由图 2 可知，在不添加硝化抑制剂 CP 的情况下，N240 处理水稻产量显著高于 N180 处理。在  $180 \text{ kg}/\text{hm}^2$  施氮水平下，硝化抑制剂 CP 的施用显著提高水稻产量  $15.2\%$  ( $P < 0.05$ )，并且可以达到  $240 \text{ kg}/\text{hm}^2$  施氮处理的产量水平。此结果说明，在该地区水稻生产过程中，配合施用硝化抑制剂可以减施氮肥  $60 \text{ kg}/\text{hm}^2$  而不减产。当施氮量为该区域推荐值  $240 \text{ kg}/\text{hm}^2$  时，硝化抑制剂 CP 的施用对水稻产量没有显著影响。

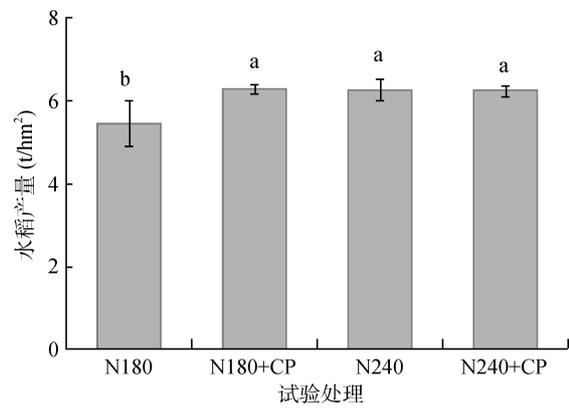


图 2 不同施氮水平下 CP 施用对水稻产量的影响  
Fig. 2 The effects of CP usage on rice grain yields under two N application rates

从表 1 结果可知，水稻对当季投入肥料  $^{15}N$  的吸收量为  $31.6 \sim 60.3 \text{ kg}/\text{hm}^2$ ，其中籽粒累积  $^{15}N$  吸收量占总吸收量的比例 ( $56.6\% \sim 62.3\%$ ) 高于秸秆累积  $^{15}N$  吸收量所占比例 ( $37.7\% \sim 43.4\%$ )。结果同时表明，硝化抑制剂 CP 施用同时增加作物秸秆和籽粒部位的  $^{15}N$  吸收量。不同处理下，水稻当季标记尿素  $^{15}N$  利用率为  $17.6\% \sim 25.1\%$ 。在  $180 \text{ kg}/\text{hm}^2$  和  $240 \text{ kg}/\text{hm}^2$  施氮水平下，添加硝化抑制剂 CP 分别提高  $25.0\%$  和  $12.1\%$  的  $^{15}N$  吸收利用效率。其中在  $180 \text{ kg}/\text{hm}^2$  施氮水平下，CP 施用显著提高 ( $P < 0.05$ ) 标记尿素  $^{15}N$  吸收与利用率。

表 1 不同施氮水平下 CP 施用对水稻  $^{15}N$  素吸收与  $^{15}N$  素利用率的影响

Table 1 The effects of CP usage on rice plant  $^{15}N$  uptakes and  $^{15}N$  usage efficiencies (NUE) under two N application rates

处理	标记尿素 $^{15}N$ 吸收量 ( $\text{kg}/\text{hm}^2$ )			标记尿素 $^{15}N$ 利用率 (%)
	秸秆	籽粒	合计	
N180	$11.9 \pm 1.0$	$19.7 \pm 3.1$	$31.6 \pm 4.1$	$17.6 \pm 2.3 \text{ b}$
N180+CP	$15.7 \pm 0.6$	$23.9 \pm 2.1$	$39.6 \pm 2.6$	$22.0 \pm 1.5 \text{ a}$
N240	$23.5 \pm 1.7$	$30.7 \pm 2.0$	$54.1 \pm 3.7$	$22.6 \pm 1.5 \text{ a}$
N240+CP	$23.8 \pm 1.5$	$36.5 \pm 4.1$	$60.3 \pm 3.7$	$25.1 \pm 1.5 \text{ a}$

## 2.2 土壤剖面标记尿素氮残留量

由表 2 结果可知,不同处理下标记尿素  $^{15}\text{N}$  主要残留在 0~15 cm 土层,可占 0~60 cm 总  $^{15}\text{N}$  素残留量的 81.5%~83.1%。与 N180 和 N180+CP 处理相比, N240 和 N240+CP 处理 0~60 cm 总  $^{15}\text{N}$  素残留量分别高 17.5% 和 21.2%,说明施氮水平提高导致土壤氮素残留增多。特别是 0~15 cm 土层,高量的氮素

残留会导致氮素通过淋溶和径流损失,影响环境。在同一施氮水平,硝化抑制剂 CP 的施用没有增加土壤  $^{15}\text{N}$  残留。在稻田犁底层以下,即 30~45 cm 和 45~60 cm 土层中,均观测到一定量标记尿素  $^{15}\text{N}$  残留,证明当季投入氮素已有淋溶损失的风险。但是不同处理间差异不显著,说明硝化抑制剂 CP 的施用没有显著增加氮素淋溶风险。

表 2 不同施氮水平 CP 施用对稻田土壤标记  $^{15}\text{N}$  残留量的影响  
Table 2 The effects of CP usage on residual  $^{15}\text{N}$  of labeled urea in soil profiles under two N application rates

土层 (cm)	土壤 $^{15}\text{N}$ 残留量(kg/hm <sup>2</sup> )			
	N180	N180+CP	N240	N240+CP
0~15	43.0±11.2	42.3±2.9	50.7±3.3	51.4±17.6
15~30	4.1±0.8	5.2±1.9	5.4±2.0	6.7±0.3
30~45	2.3±0.2	2.1±0.2	2.4±0.3	2.9±0.7
45~60	2.6±0.1	2.4±0.5	2.7±0.1	1.9±0.4

## 2.3 氮素氨挥发排放

本研究中不同处理标记  $^{15}\text{N}$  尿素通过氨挥发排放累积量为 15.1~56.8 kg/hm<sup>2</sup>, 占当季标记  $^{15}\text{N}$  投入量比例为 8.4%~23.7%。表 3 数据说明稻田施氮量的增加导致氨挥发排放量显著增加( $P<0.05$ )。这一增加趋势存在于水稻季不同施肥阶段观测期。结果同时表明:在相同施氮水平下,硝化抑制剂 CP 的添加导致稻田氨挥发排放增加。整个稻季累积氨挥发排放量比较的结果表明:N180+CP 与 N240+CP 处理分别比 N180 与 N240 处理高 91.4% 和 37.2%。在 180 kg/hm<sup>2</sup> 施氮水平下,硝化抑制剂 CP 施用导致分蘖肥和孕穗肥施用后氨挥发排放量显著增加 4.3 和 1.7 倍;在 240 kg/hm<sup>2</sup> 施氮处理下,硝化抑制剂 CP 施用导致基

肥和孕穗肥施用后氨挥发排放量增加 1.7 和 1.4 倍 ( $P<0.05$ )。

## 2.4 氮素平衡计算

对不同处理稻田标记尿素  $^{15}\text{N}$  去向进行平衡帐分析(表 4),结果表明与单施尿素的 N180 和 N240 处理相比,施用硝化抑制剂 CP 处理 N180+CP 和 N240+CP 对当季投入尿素  $^{15}\text{N}$  的总回收分别高 9.4% 和 6.9%。与此同时,施用硝化抑制剂 CP 显著降低氮素的硝化-反硝化损失、径流与淋溶损失等。由本研究中表 4 结果可知,在 180 kg/hm<sup>2</sup> 和 240 kg/hm<sup>2</sup> 施氮水平下,硝化抑制剂 CP 添加显著减少 26.7% 和 28.1% 的氮素硝化-反硝化与径流等损失量。

表 3 不同处理下稻田  $^{15}\text{N}$  标记尿素氨挥发排放量  
Table 3 Ammonia volatilization losses in rice paddy fields under different treatments

处理	稻季氨挥发排放量(kg/hm <sup>2</sup> )			
	基肥	蘖肥	穗肥	累积量
N180	7.4±1.7 b	2.3±0.2 c	5.4±1.3 c	15.1±2.6 d
N180+CP	9.8±0.2 ab	9.9±0.8 b	9.2±1.3 b	28.9±2.1 c
N240	11.6±3.6 a	19.4±7.12 a	10.4±0.8 b	41.4±3.6 b
N240+CP	19.5±2.0 a	22.9±3.1 a	14.4±2.3 a	56.8±7.5 a

表 4 不同处理下稻田标记尿素  $^{15}\text{N}$  去向计算  
Table 4 Fates of labeled urea  $^{15}\text{N}$  in rice paddy fields

处理	$^{15}\text{N}$ 投入 (kg/hm <sup>2</sup> )	作物吸收 (kg/hm <sup>2</sup> )	土壤残留 (kg/hm <sup>2</sup> )	总回收 (kg/hm <sup>2</sup> )	氨挥发损失 (kg/hm <sup>2</sup> )	其他损失 (kg/hm <sup>2</sup> )
N180	180	31.6	52.0	83.6	15.1	81.3
N180+CP	180	39.6	51.9	91.5	28.9	59.6
N240	240	54.1	61.1	115.2	41.4	83.4
N240+CP	240	60.3	62.9	123.1	56.8	60.0

### 3 讨论

与推荐施氮量处理相比,减氮量处理降低了水稻产量,但在减氮处理下施用硝化抑制剂 CP,可以维持水稻产量在高产水平。说明低施氮量下的稻田,硝化抑制剂 CP 的应用具有显著的增产效果。本研究中在推荐施氮量 240 kg/hm<sup>2</sup>基础上,再施用硝化抑制剂 CP 没有明显增产效果,是因为 240 kg/hm<sup>2</sup>已经是保证研究区水稻高产的供氮水平,在该施氮水平下,水稻对氮素的利用效率达较高水平<sup>[1,19]</sup>。与本研究结果一致,前人研究表明,另外两种常见硝化抑制剂双氰胺(DCD)与 3,4-二甲基吡唑磷酸盐(DMPP)的施用也增加水稻产量<sup>[9,14,20]</sup>。另据报道,硝化抑制剂的施用可以增加牧草、玉米、白菜及小麦等作物的产量<sup>[21-24]</sup>。说明,硝化抑制剂应用于作物生产具有显著的增产效果。根据本研究的结果,建议在水稻主产区合理降低施氮量,再配施硝化抑制剂,更具有实际生产意义。

施用硝化抑制剂 CP 可以同时提高水稻秸秆与籽粒中氮含量,并减少氮素通过硝化-反硝化、径流等途径损失,从而提高作物氮素吸收与利用效率,这可能是硝化抑制剂 CP 施用增加水稻产量的机理。在旱地土壤,施用硝化抑制剂能够降低 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 转化为 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的速率<sup>[25-26]</sup>。在稻田土壤水稻季也存在类似过程,根据前人报道,硝化抑制剂施用后使田面水中氮素更多地以 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 形式存在<sup>[13,27]</sup>,水稻作为喜 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 作物,足量 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的存在促进了水稻对氮素的吸收和利用效率<sup>[14,28]</sup>。本研究中,在两个施氮水平下,硝化抑制剂 CP 的施用提高了 12.1%~25.0%的氮素吸收与利用率(表 1),进而提高水稻产量(图 2)。本研究结果进一步表明,与单施尿素的 N180 和 N240 处理相比,施用硝化抑制剂 CP 处理 N180+CP 和 N240+CP 对当季投入尿素 <sup>15</sup>N 的总回收(作物吸收 <sup>15</sup>N 与土壤残留 <sup>15</sup>N)高 6.9%~9.4%,主要就是因为硝化抑制剂的施用促进水稻植株吸收更高量的氮素(表 1;表 4)。与此同时,前人报道施用硝化抑制剂显著降低氮素的硝化-反硝化损失、径流损失与淋溶损失等<sup>[28-30]</sup>。本研究中对不同处理稻田标记尿素 <sup>15</sup>N 去向进行平衡帐分析可知,在 180 kg/hm<sup>2</sup>和 240 kg/hm<sup>2</sup>施氮水平下,硝化抑制剂 CP 的添加显著减少 26.7%~28.1%的氮素硝化-反硝化与径流等损失量。氮素损失减少,也会促进更多的氮素为水稻所吸收与利用,从而提高水稻产量。

施氮量增加导致氮挥发排放量显著增加,并且在相同施氮水平,施用硝化抑制剂 CP 导致稻季氮挥发排放量增加。因此,稻田施用硝化抑制剂 CP 时需要

减少施氮量并配合其他氮素管理措施,以避免氮挥发排放增加导致的环境问题。与本研究结果相似,前人在菜园土上的研究结果表明硝化抑制剂的添加导致土壤氮挥发总量增加<sup>[31]</sup>。硝化抑制剂施用减缓了 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的硝化反应,使稻田土壤与田面水中的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量升高且较长时间维持在较高水平<sup>[9,13,32]</sup>,这可能是硝化抑制剂施用导致稻田氮挥发增加的主要原因。与本研究不同,有学者研究表明:虽然在观测周期的前两天,施用硝化抑制剂 DMPP 小区氮挥发量均高于无 DMPP 小区,但 DMPP 施用对稻田氮挥发总量影响不显著<sup>[15]</sup>。因此,硝化抑制剂施用对淹水稻田氮素的氮挥发的影响及其机理仍需要进一步研究。本研究中不同施肥阶段观测期氮挥发量统计结果表明,硝化抑制剂 CP 施用主要导致分蘖肥和孕穗肥施用后的氮素氮挥发量显著增加,而在基肥施用后,CP 施用对氮挥发没有显著影响(表 3)。要避免硝化抑制剂施用导致稻田氮挥发增加的弊端,需要改进硝化抑制剂的施用方式并在施用硝化抑制剂的同时采取其他控制氮挥发排放的措施,如与脲酶抑制剂同时施用、接种浮萍于稻田等<sup>[7,32-34]</sup>。

### 4 结论

- 1) 在减施氮量处理下,硝化抑制剂 CP 施用可以显著增加水稻产量,并且能够达到推荐施氮量的高产水平。
- 2) 硝化抑制剂 CP 施用增加水稻对氮素的吸收与利用,并减少了氮素通过硝化-反硝化等途径损失,可能是其在水稻上增产的机理之一。
- 3) 硝化抑制剂 CP 施用有增加稻田氮素氮挥发排放的风险。

#### 参考文献:

- [1] Qiao J, Yang LZ, Yan TM, Xue F, Zhao D. Nitrogen fertilizer reduction in rice production for two consecutive years in the Taihu Lake area[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2012, 146(1): 103-112
- [2] 陈贵, 陈莹, 施卫明. 氮肥对水稻不同生长期土壤不同深度氮素渗漏的影响[J]. *土壤*, 2013, 45(5): 809-814
- [3] Hofmeier M, Roelcke M, Han Y, Lan T, Bergmann H, Böhm D, Cai ZC, Nieder R. Nitrogen management in a rice-wheat system in the Taihu Region: recommendations based on field experiments and surveys[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2015, 209: 60-73
- [4] Bodirsky BL, Popp A, Lotze-Campen H, Dietrich JP, Rolinski S, Weindl I, Schmitz C, Müller C, Bonsch M, Humpenöder F, Biewald A, Stevanovic M. Reactive nitrogen requirements to feed the world in 2050 and

- potential to mitigate nitrogen pollution[J]. *Nature Communications*, 2014, 5: 3 858
- [5] 朱兆良. 中国土壤氮素研究[J]. *土壤学报*, 2008, 45(5): 778–783
- [6] Huang JK, Huang ZR, Jia XP, Hu RF, Xiang C. Long-term reduction of nitrogen fertilizer use through knowledge training in rice production in China[J]. *Agricultural Systems*, 2015, 135: 105–111
- [7] Sun HJ, Zhang HL, Min J, Feng YF, Shi WM. Controlled-release fertilizer, floating duckweed, and biochar affect ammonia volatilization and nitrous oxide emission from rice paddy field irrigated with nitrogen-rich wastewater[J]. *Paddy and Water Environment*, 2015. doi: 10.1007/s10333-015-0482-2
- [8] 孙志梅, 武志杰, 陈利军, 贾立斌. 土壤硝化作用的抑制剂调控及其机理[J]. *应用生态学报*, 2008, 19(6): 1 389–1 395
- [9] 俞巧钢, 陈英旭. 尿素添加硝化抑制剂 DMPP 对稻田土壤不同形态矿质态氮的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2011, 30(7): 1 357–1 363
- [10] 张怡, 吕世华, 马静, 徐华, 袁江, 董瑜皎. 覆膜栽培及抑制剂施用对稻田  $N_2O$  排放的影响[J]. *土壤*, 2013, 45(5): 830–837
- [11] Boeckx P, Xu X, Van Cleemput O. Mitigation of  $N_2O$  and  $CH_4$  emission from rice and wheat cropping systems using dicyandiamide and hydroquinone[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2005, 72(1): 41–49
- [12] 李香兰, 马静, 徐华, 曹金留, 蔡祖聪, Yagi K. DCD 不同施用时间对水稻生长期  $CH_4$  和  $N_2O$  排放的影响[J]. *生态学报*, 2008, 28(8): 3 675–3 681
- [13] 俞巧钢, 陈英旭. DMPP 对稻田田面水氮素转化及流失潜能的影响[J]. *中国环境科学*, 2010, 30(9): 1 274–1 280
- [14] 许超, 吴良欢, 郑寨生, 孔向军, 巨晓棠, 张福锁. 含硝化抑制剂(DMPP)氮肥对水稻产量及氮素吸收的影响[J]. *浙江农业科学*, 2003, 1(2): 75–78
- [15] Li H, Chen YX, Liang XQ, Lian YF, Li WH. Mineral-nitrogen leaching and ammonia volatilization from a rice-rapeseed system as affected by 3,4-dimethylpyrazole phosphate[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2009, 38(5): 2 131–2 137
- [16] Lin DX, Fan XH, Hu F, Zhao HT, Luo JF. Ammonia volatilization and nitrogen utilization efficiency in response to urea application in rice fields of the Taihu Lake region, China[J]. *Pedosphere*, 2007, 17(5): 639–645
- [17] Sun HJ, Zhang HL, Wu JS, Jiang PK, Shi WM. Laboratory lysimeter analysis of  $NH_3$  and  $N_2O$  emissions and leaching losses of nitrogen in a rice-wheat rotation system irrigated with nitrogen-rich wastewater[J]. *Soil Science*, 2013, 178(6): 316–323
- [18] Sutton MA, Place CJ, Eager M, Fowler D, Smith RI. Assessment of the magnitude of ammonia emissions in the UK[J]. *Atmospheric Environment*, 1995, 29(12): 1 393–1 411
- [19] Zhu ZL, Chen DL. Nitrogen fertilizer use in China-contributions to food production, impacts on the environment and best management strategies[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 2002, 63(2/3), 117–127
- [20] 费频频. 脲酶/硝化抑制剂对稻田生态系统氮素流向的影响研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2011: 5–6
- [21] O'Connor PJ, Hennessy D, Brophy C, O'Donovan M, Lynch MB. The effect of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) on herbage production when applied at different times and rates in the autumn and winter[J]. *Agricultural, Ecosystems & Environment*, 2012, 152: 79–89
- [22] 肖焱波, 杨丛梅, 高强, 韩宝文, 贾良良. 含硝化抑制剂复合肥对玉米的节肥增产效果研究[J]. *华北农学报*, 2009, 24(增刊): 191–194
- [23] 黄东风, 李卫华, 邱孝煊. 硝化抑制剂对小白菜产量、硝酸盐含量及营养累积的影响[J]. *江苏农业学报*, 2009, 25(4): 871–875
- [24] 华建峰, 蒋倩, 施春健, 庄秋丽, 姜勇. 脲酶/硝化抑制剂对土壤脲酶活性、有效态氮及春小麦产量的影响[J]. *土壤通报*, 2008, 39(1): 94–99
- [25] 苏壮. 脲酶/硝化抑制剂对土壤中尿素氮转化及其生物有效性的影响[J]. *沈阳农业大学学报*, 2005, 36(2): 230–232
- [26] 章燕, 徐慧, 夏宗伟, 郭彦玲. 硝化抑制剂 DCD、DMPP 对褐土氮总矿化速率和硝化速率的影响[J]. *应用生态学报*, 2012, 23(1): 166–172
- [27] Li H, Liang XQ, Chen YX, Lian YF, Tian GM, Ni WZ. Effect of nitrification inhibitor DMPP on nitrogen leaching, nitrifying organisms, and enzyme activities in a rice-oilseed rape cropping system[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 20(2): 149–155
- [28] 李香兰, 徐华, 蔡祖聪. 氢醌、双氰胺组合影响稻田甲烷和氧化亚氮排放研究进展[J]. *土壤学报*, 2009, 46(5): 917–924
- [29] Aulakh MS, Singh K, Doran J. Effects of 4-amino 1,2,4-triazole, dicyandiamide and encapsulated calcium carbide on nitrification inhibition in a subtropical soil under upland and flooded conditions[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2001, 33(3): 258–263
- [30] Malla G, Bhatia A, Pathak H, Prasad S, Jain N, Singh J. Mitigating nitrous oxide and methane emissions from soil in rice-wheat system of the Indo-Gangetic plain with nitrification and urease inhibitors[J]. *Chemosphere*, 2005, 58(2): 141–147
- [31] 皮荷杰, 曾清如, 蒋朝晖, 奉小忱, 孙毓临. 两种硝化抑制剂对不同土壤中氮素转化的影响[J]. *水土保持学报*, 2009, 23(1): 68–72
- [32] 张文学, 孙刚, 何萍, 梁国庆, 王秀斌, 刘光荣, 周卫. 脲酶抑制剂与硝化抑制剂对稻田氨挥发影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2013, 19(6): 1 411–1 419
- [33] Zaman M, Saggat S, Blennerhassett JD, Singh J. Effect of urease and nitrification inhibitors on N transformation, gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, pasture yield and N uptake in grazed pasture system[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41(6): 1 270–1 280
- [34] Li H, Liang XQ, Lian YF, Xu L, Chen YX. Reduction of ammonia volatilization from urea by a floating duckweed in flooded rice fields[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2009, 73(6): 1 890–1 895

## Effects of Nitrification Inhibitor on Rice Production and Ammonia Volatilization in Paddy Rice Field

SUN Hai-jun<sup>1,2,3</sup>, MIN Ju<sup>2</sup>, SHI Wei-ming<sup>2\*</sup>, FENG Yan-fang<sup>4</sup>, LI Wei-zheng<sup>1</sup>, CHU Lei<sup>3</sup>

(1 *Advanced Analysis and Testing Center, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China*; 2 *State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing 210008, China*; 3 *Collaborative Innovation Center of Sustainable Forestry in Southern China of Jiangsu Province, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China*; 4 *Institute of Resource and Environment, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014, China*)

**Abstract:** A micro-plot scale field experiment with two labeled  $^{15}\text{N}$ -urea input level, i.e., 180 kg/hm<sup>2</sup> and 240 kg/hm<sup>2</sup>, was carried out to study the effects of nitrification inhibitor (2-Chloro-6-(trichloromethyl)-pyridine, CP) application on rice grain yield, N use efficiency, soil residual N and NH<sub>3</sub> volatilization in a paddy rice field. The results showed that rice production of N180 was significantly lower than N240. For the plots of 180 kg/hm<sup>2</sup> urea N, CP application increased the grain yield by 15.2% that reached to rice production in plots of 240 kg/hm<sup>2</sup>. However, CP had no impact on rice yield when N input level was 240 kg/hm<sup>2</sup>. CP application significantly promoted  $^{15}\text{N}$  use efficiency by 11.1%–25.0%. And the  $^{15}\text{N}$  balance results suggested that CP usage reduced  $^{15}\text{N}$  losses by 21.7%–28.1% via nitrification–denitrification and runoff. These probably were the mechanisms of rice yield increase. However, CP amendment increased NH<sub>3</sub> losses by 54.7%–110.6%. These results indicate that CP application can maintain a high rice production at a sub-optimal N input level and meanwhile measures should be adopted to control higher NH<sub>3</sub> volatilization in paddy soil applied with CP.

**Key words:** Nitrification inhibitor; Rice; Ammonia volatilization; Nitrogen fertilizer