

种稻下氮肥的氨挥发及其在氮素损失中的重要性研究

朱兆良 蔡贵信 徐银华 张绍林

(中国科学院南京土壤研究所)

摘 要

在特制密闭钵中,研究了¹⁵N标记氮肥作水稻基肥混施时,氨的挥发及其在氮素损失中的重要性,随着通气速率的增高,氨的挥发及其在氮素损失中的重要性也增大,至换气频率达15—20次/分时即接近或达到最大值。在酸性水稻土上,硫酸铵的氮素损失的主要途径是反硝化作用,特别是气温较低的月份;尿素的氮素损失途径,在气温较低的月份中以反硝化作用为主,在温度较高的月份中,则氨的挥发与反硝化作用都是重要的;对碳铵来说,氨的挥发和反硝化作用都是氮素损失的重要途径。在石灰性土壤上,碳铵的氮素损失的主要途径是氨的挥发,而在硫酸铵和尿素的氮素损失中,氨的挥发和反硝化作用则都是重要的。

在目前以碳铵和尿素为主要氮肥品种的情况下,作物对氮素的利用率很低,损失严重,在稻田中其损失可达施氮量的一半左右甚至更多^[1]。探明在特定条件下,通过不同途径损失的氮量,以及不同损失途径的相对重要性,将有助于减少氮肥损失、提高氮素利用率的研究工作的进行。一般认为,稻田中硝化—反硝化作用是铵态氮肥氮素损失的重要途径,据此建议将其深施于还原层中,还试图通过加入硝化抑制剂以减少这种损失。但是,近几年来,随着尿素的日益广泛施用,有些研究者强调了稻田中氨挥发在氮素损失中的重要性,并且认为反硝化损失的比例不大,并探讨了用尿酶抑制剂延缓尿素的水解,以减少氨挥发的可能性^[6,8,13]。

稻田中氮素损失途径的研究,在技术上还存在着困难。目前,在田间不干扰自然环境的条件下,或者在密闭容器中采用大通气量的条件下,还不可能搜集稻田反硝化作用的主要产物——氮气,因而无法直接测定反硝化损失的氮量。在过去的试验中^[3],我们采用了间接计算的方法,即从¹⁵N标记氮肥的氮素平衡中计得氮素损失的总量,同时搜集逸出的氨以测定氨挥发量,进而计算出反硝化损失氮量或氨的挥发量占氮素总损失量的百分率,以此来估计氨的挥发和反硝化损失的相对重要性,因为试验中不存在径流或淋失问题。这种办法当然比较粗放,但目前并无更好的方法可供采用。本文就是采用这种办法,研究不同土壤上氮肥的氮素总损失,以及氨的挥发和反硝化损失的相对重要性的初步总结。

一、试验材料和方法

试验分7批在网室中进行。

试验1: 观测微酸性水稻土上硫酸铵和尿素作基肥混施时的氮素损失和氨挥发。1982年5月29日

插秧, 6月29日收获。

试验 2: 同试验 1。土壤为石灰性水稻土。1982年8月2日插秧, 8月31日收获。

试验 3: 与试验 1 完全相同。1982年8月31日插秧, 9月29日收获。

试验 4: 研究通气速率对氨挥发的影响。硫酸作基肥混施。土壤为酸性水稻土。1983年5月31日插秧, 6月29日收获。

试验 5: 同试验 4。土壤为石灰性水稻土。1983年7月1日插秧, 7月27日收获。

试验 6: 研究碳铵、尿素和硫酸的氮素损失和氨挥发。土壤为酸性水稻土。1983年7月30日插秧, 8月29日收获。

试验 7: 同试验 6, 并研究尿酶抑制剂 PPD (Phenyl phosphorodiamidate) (加入量为尿素重量的 1.6%) 和硝化抑制剂 Nitrapyrin (加入量为硫酸氮量的 2%) 分别对尿素和硫酸的氮素损失和氨挥发的影响。土壤为石灰性水稻土。1983年9月1日插秧, 9月28日收获。

供试土壤的基本性质见表 1。所用特制密闭盆钵的规格见前报^[3]。

表 1 供试土壤的基本性质(烘干基)

Table 1 Soil properties of soils used in experiment (oven-dried basis)

年份 Year	采样地点 Sampling locality	土壤 Soil	pH	有机质 (%) O. M.	全氮(%) Total N	C/N	粘粒(%) <0.001mm Clay	交换量 meq/ 100g土 CEC
1982	无锡	爽水水稻土	6.6	3.27	0.181	10.5	19.3	23.2
	常熟	襄水水稻土	8.0	3.26	0.191	9.9	23.6	24.0
1983	无锡	爽水水稻土	5.7	2.72	0.166	9.5	22.3	18.6
	沙洲	漏水水稻土	8.4	1.94	0.129	8.8	8.9	12.0

每盆装风干土 5.5 或 5.75 公斤, 土壤与磷钾肥混匀, 每盆施入 P_2O_5 和 K_2O 各为 0.5 克。于插秧前一天加蒸馏水至盆内土面出现薄水层。第二天在无水层情况下, 将 ^{15}N 标记氮肥 (用量为 440—498 毫克 N/盆, 除加 PPD 处理的尿素其 ^{15}N 丰度为 4.75% 外, 其他各次试验中所用氮肥的 ^{15}N 丰度为 10.6—12.3%) 撒施于土面或将其溶于 40 毫升蒸馏水中施于土面, 然后用铁丝耙将氮肥与上层 5 厘米土壤混匀。随即加蒸馏水至水层厚度约为 3 厘米。土面以上水层的总水量约为 950 毫升。随即盖上盆盖, 水面至盆盖底面的距离约为 1.6 厘米, 空间容积约为 500 毫升。然后通过盖上的三根塑料管植入水稻秧苗, 每管 3 苗。随即开始以真空泵抽气法向盆内水面以上空间通入空气, 通气速率以每分钟通入的空气体积为盆内空间容积的倍数计算, 称为换气频率, 以次/分计。水稻品种除试验 3 为农桂早外, 其他各试验皆用广陆矮 4 号。秧龄 19—30 天。试验期间盆底不渗漏。除试验 4, 5 为 4 个重复外, 其他皆为 3 个重复。

试验期间连续通入空气, 1982 年每天通气 8 小时, 换气频率为 9.5—10 次/分, 1983 年中每天通气 12 小时, 除试验 4, 5 外, 换气频率为 20 次/分。所驱出的氨在盆外用 2% 硼酸溶液 (含 5% 甘油) 吸收。定期更换吸收液, 用 MgO 蒸馏酸滴定法测定铵, 再测定 ^{15}N 丰度, 以计算化肥氮素的氨挥发量。在有的试验中, 测定了土面水中 $(NH_4^+ + NH_3) - N$ (氨电极法), $NO_3^- - N$ ^[3] 和尿素态氮^[3]。试验结束时的采样和分析方法见前报^[3]。样品的 ^{15}N 丰度由我所质谱组测定。

二、试验结果和讨论

试验结果示于表 2 和表 3。从过去的田间试验结果来看^[2], 作水稻基肥表施或混施

时,氮肥的氮素损失量至施肥后 6—11 天即已达到或接近最大值,此后不再明显增加。因此,在本研究中每批试验进行的时间确定为 4 周左右。近些年来的一些研究结果^[4,12]进一

表 2 换气频率对 ¹⁵N 标记硫酸铵的氮素平衡及氨挥发的影响

Table 2 Effect of air flushing frequency on N balance and NH₃ volatilization of ¹⁵N-labelled ammonium sulfate

试验号 Exp. No.	换气频率 (次/分) Air flushing frequency (times/min.)	水稻回收(%) Recovery by rice plant	土壤中残留 (%) Retained in soil	N 损失(%) N loss (A)	NH ₃ 挥发 (%) NH ₃ volati- lization (B)	“反硝化损失” (%) “Denitrifica- tion loss” (A - B)	NH ₃ 挥发占 N 损 失的比例 (%) NH ₃ volatilization in % of N loss (B/A × 100)
4	不加盖	36.4	44.3	19.4a	—	—	—
	5	31.4	53.1	15.6a	1.1b	14.5	7.1
	10	32.4	51.9	15.6a	1.6ab	14.0	10.3
	15	27.9	54.2	17.9a	1.9a	16.0	10.6
5	不加盖	28.9	41.5	29.6a	—	—	—
	5	30.0	43.9	26.2a	6.7c	19.5	25.6
	10	30.0	42.4	27.7a	9.5b	18.2	34.3
	15	28.9	41.4	29.8a	11.5a	18.3	38.6
	20	28.1	38.1	33.8a	12.9a	20.9	38.2

注: 同一试验的同一栏内,带有相同字母的数据之间没有显著的差异(新复极距法,5%显著水准)。下同。

步证明,这种作法是适宜的。试验 2 和试验 6 中,在取样测定时,土壤中残留氮量尚较多(表 3),这可能与试验进行的月份有关。这两个试验都是在 8 月份高温期间进行的,水稻返青慢,取样时水稻生长量尚不大,土壤中肥料氮尚未被充分吸收,因而测得的土壤中残留的肥料氮量就比较多。但从已有的结果^[2,4,12]来看,这似乎并不会影响到氮素损失量的测定值。

(一) 通气速率对氨挥发和氮素总损失量的影响

试验结果示于表 2。随着通气速率的增加,氨的挥发量也增多,至换气频率达到 15—20 次/分时,氨的挥发量即接近最大值。这与好气条件下得到的结果^[10]相一致。因此,在试验 6 和 7 中选用换气频率为 20 次/分来测定氨挥发的潜力。在 1982 年的三批试验中,换气频率为 9.5—10 次/分,因而测得的氨挥发量应略偏低些。此外,随着换气频率的增加,化肥氮的总损失量似有增加的趋势,两组试验中都是如此,虽然就每一组试验中的不同换气频率的各处理来说,氮素总损失量的差异没有达到显著水准。从氮素损失总量中扣除氨的挥发量(即表中(A - B)项)后得到的“反硝化损失量”来看,不同通气速率的处理之间差异很小。这似乎表明,通气速率主要是影响氨的挥发,而对反硝化损失的影响则很小。

(二) 不同氮肥的氮素损失

1. 化肥氮素的总损失量: 从表 3 来看,在 5 组对比试验中,除试验 3 外,无论是在酸性水稻土上,或是在石灰性水稻土上,碳铵、尿素和硫酸铵作基肥混施时的氮素总损失量都相近。这与三种氮肥作基肥表施时的情况不同^[1]。试验 3 中尿素的氮素损失显著地高于

表 3 ^{15}N 标记氮肥作基肥混施时的氮素平衡和氨挥发

试验号 Exp. No.	氮 肥 N fertilizers	水稻回收(%) Recovery by rice plant	土壤中残留(%) Retained in soil	N 损失(%) N loss (A)	NH_3 挥发(%) NH_3 volatilization (B)	“反硝化损失”(%) “Denitrification loss” (A - B)	NH_3 挥发占N 损失的比例(%) NH_3 volatilization in% of N loss (B/A \times 100)
1	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	34.2	31.5	34.4	1.5	32.9	4.4
	$(\text{NH}_4)_2\text{CO}$ 差值	28.5	33.9	37.6	4.5	33.1	12.0
2	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	35.0	47.3	17.6	10.2	7.4	58.0
	$(\text{NH}_4)_2\text{CO}$ 差值	26.3	50.1	23.6	11.3	12.3	47.9
3	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	29.5	42.5	28.0	8.8	19.2	31.4
	$(\text{NH}_4)_2\text{CO}$ 差值	18.8	40.8	40.4	15.6	24.8	38.6
6	NH_4HCO_3	13.7	61.0	25.3a	15.4a	9.9	60.9
	$(\text{NH}_4)_2\text{CO}$	17.4	56.0	26.6a	16.0a	10.6	60.2
	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	14.8	56.5	28.7a	10.2b	18.5	35.5
7	NH_4HCO_3	46.6	34.4	19.0a	16.5a	2.5	86.8
	$(\text{NH}_4)_2\text{CO}$	46.6	29.4	24.0a	12.7ab	11.3	52.9
	$(\text{NH}_4)_2\text{CO}$ + PPD	48.4	31.1	20.5a	8.2b	12.3	40.0
	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ + Nitrapyrin	48.1 46.2	27.3 36.1	24.7a 17.7a	9.8b 13.4ab	14.9 4.3	39.7 75.7

** 达 1% 显著水准。

硫酸铵,比较接近于表施下的情况^[2]。氮肥作水稻基肥混施时,其氮素损失低于作基肥表施或分次表施的程度与许多因素有关,看来混施入土的程度可能是重要的一个因素。试验 3 中可能因混施未能达到充分和一致而表现为尿素的损失大于硫酸铵。

表 4 氮肥混施下土面水中 $(\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3)\text{-N}$ 的含量 (ppm)

(试验 6, 采样时间上午 8 时)

Table 4 Content of $(\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3)\text{-N}$ (ppm) in the water on soil surface (Exp.6, Sampled at 8:00 a.m.)

氮肥 N fertilizers	测定日期(月/日) Sampling date (month/day)					
	7/31	8/5	8/10	8/15	8/22	8/29
NH_4HCO_3	22	20	19	17	13	2
$(\text{NH}_2)_2\text{CO}$	16	13	21	16	11	1
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	34	44	35	23	16	2

2. 化肥氮素的氨挥发损失: 尽管作基肥混施时, 三种氮肥的氮素总损失量大多没有显著的差异, 但是氨的挥发量却有所不同。试验 6 的结果表明, 在酸性水稻土上, 尿素的氨挥发量与碳铵相近而高于硫酸铵; 试验 1 和 3 中尿素的氨挥发量也都高于硫酸铵。从表 4 来看, 试验初期碳铵处理的土面水中 $(\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3)\text{-N}$ 量虽然高于碳铵和尿素处理 (可能与混施的程度未能做到完全一致有关), 但是由于在试验初期, 土面水的 pH 值低于 7, 施肥后约经一周 pH 值才超过 7 (图 2 试验 6)。而施碳铵和尿素的处理, 土面水的 pH 值自

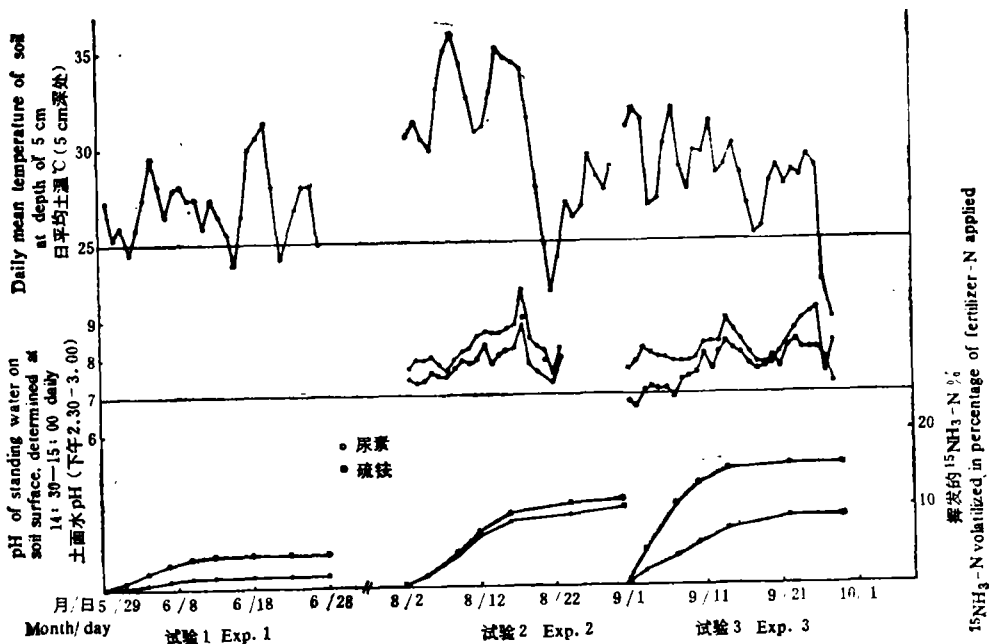


图 1 试验期间土温、土面水 pH 的变化及化肥氮素的氨挥发量

Fig. 1 Variation of soil temperature, pH of the standing water on soil surface, and NH_3 volatilization from the fertilizer-N applied in soil

施肥后的第 2 天(第一次测定)起即大于 7。看来,这是酸性水稻土上,硫酸铵的氨挥发量显著低于碳铵或尿素的主要原因。Vlek 和 Craswell^[13] 也曾观察到硫酸铵与尿素之间的这些差异。此外,试验 1 与 3 同为用酸性水稻土进行的试验,但是在试验 3 中,硫酸铵的氨挥发量却明显地高于试验 1 的结果。这两组试验的主要差别是:试验 1 是在气温不太高的梅雨季节 6 月份进行的,施用硫酸铵后约 15 天,土面水的 pH 才上升至 7 以上(图 1),因此氨的挥发量很低;而试验 3 是在 8 月份高温期间进行的,施硫酸铵处理的土面水的 pH 值,在施肥淹水后 5 天就超过了 7,因此氨的挥发量就比较多。看来,试验期间气温的高低,不仅直接影响到土面水中铵与氨之间的平衡^[14],而且还影响到酸性水稻土的土面水 pH 值的上升,从而影响到氨的挥发量。

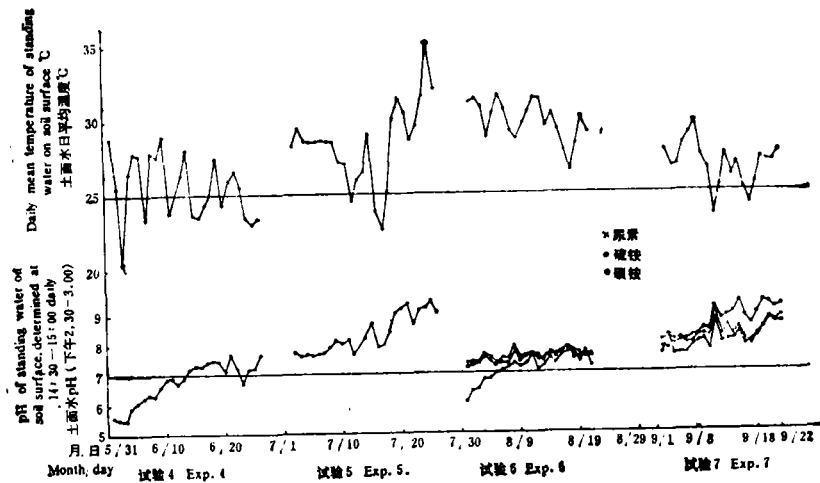


图 2 试验期间土面水的温度和 pH 的变化

Fig. 2 Variation of temperature and pH of the standing water on soil surface

至于石灰性水稻土上,如试验 2 和 7 的结果所示,硫酸铵的氨挥发量与尿素没有统计上的显著差异。这与施肥后第 2 天土面水的 pH 即都高于 7 (图 1 和 2) 的结果是一致的。看来,在相同施肥方法下,影响氨挥发的主要因子是施肥后一段时间内土面水的 pH 值,因为这是进行氨挥发的主要时间(图 1)。土面水的 pH 则受到土壤 pH 和氮肥种类的影响。在酸性水稻土上,温度还影响到土面水 pH 的上升速率。土面水中藻类活动也是影响其 pH 的重要因素^[11],因而影响藻类活动的因子(如光照和温度等)也都将影响到土面水的 pH 值。在施用尿素时,则还应考虑到尿素的水解速率这一因素。

3. 氨的挥发与反硝化损失的相对重要性: 前已指出,用氨的挥发占氮素总损失量的百分率或“反硝化损失量”(氮素总损失量中扣除氨挥发量而得)来估计氨的挥发和反硝化损失的相对重要性时,由于方法上的原因,误差比较大,因而只能粗略地看些趋势。从表 2 和表 3 中试验 1、3、4 和 6 的结果来看,在酸性水稻土上,硫酸铵的氨挥发量占氮素损失总量的 4—36%,通气速率愈大,以及试验期间温度愈高,则氨挥发的重要性愈大,但总的来说,氮素损失的主要途径是反硝化作用。在石灰性水稻土上(试验 2、5 和 7),硫酸铵的氨挥发量占氮素总损失量的 38—58%,明显地高于酸性水稻土上的结果。这表明在石灰性水

稻土上, 氨的挥发在硫酸铵的氮素损失中的重要性大于酸性水稻土, 这与一般的概念相一致。但是, 这些结果还表明, 即使是在石灰性水稻土上, 硫酸铵混施作基肥时, 反硝化作用仍是一个重要的损失途径而不容忽视。至于尿素, 在酸性水稻土上混施时, 氨的挥发占氮素损失总量的 12—60% (表 3 中的试验 1、3 和 6), 在石灰性水稻土上则为 48—53% (表 3 中的试验 2 和 7)。即除了在温度不太高的 6 月份进行的试验 1 外, 在酸性水稻土上或石灰性水稻土上, 氨的挥发占尿素氮素总损失量的 39—60%。这表明对尿素来说, 不论是在酸性水稻土上或是在石灰性水稻土上, 除了气温低的月份外, 氨的挥发和反硝化作用都是氮素损失的重要途径。硫酸铵在酸性水稻土和石灰性水稻土上混施时, 氨的挥发量占氮素总损失量的 61% 和 87% (表 3)。看来, 在石灰性水稻土上, 硫酸铵的主要损失途径是氨的挥发, 但在酸性水稻土上, 则仍有相当一部分氮素是通过反硝化作用而损失的。当然, 这些都是一些初步结果, 有待进一步补充和验证。

从上述结果来看, 在氮肥的氮素损失中, 氨的挥发和反硝化作用的相对重要性决定于土壤和氮肥的酸碱性, 以及施肥后一段时间中的气象条件。

(三) 硝化抑制剂和尿酶抑制剂的作用

近些年来, 国内进行的淹水培育和稻田微区试验表明, 添加硝化抑制剂对降低化肥氮素损失的作用不大, 最好时也只减少损失约 10%^[1]。从表 5 来看, 硝化抑制剂 Nitrapyrin 降低了土面水中 NO_2^- -N 的含量, 表明它能够在一段时间内抑制或减弱硫酸铵的硝化作用, 从而减少了反硝化损失和氮素损失总量, 但却增加了氨的挥发量 (表 3), 虽然统计上都未达到 5% 的显著水准。铵是硝化—反硝化作用及氨的挥发这两个氮素损失途径的共同源, 抑制了硝化作用, 可能减少反硝化损失, 但却可能促进氨的挥发。反之, 增强硝化

表 5. 土面水中氮素的含量(ppm)

(试验 7, 采样时间上午 8 时)

Table 5 N content (ppm) in the water on soil surface
(Exp. 7, Sampled at 8:00 a.m.)

氮 肥 N fertilizers		测定日期(月/日) Sampling date (month/day)			
		9/2	9/8	9/14	9/21
NH_4HCO_3	$(\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3)\text{-N}$	17.3	21.4	8.5	1.0
$(\text{NH}_4)_2\text{CO}$	$(\text{NH}_4)_2\text{CO-N}$	49.3	24.9	痕迹	—
	$(\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3)\text{-N}$	0.9	23.4	13.6	1.4
$(\text{NH}_4)_2\text{CO} + \text{PPD}$	$(\text{NH}_4)_2\text{CO-N}$	71.3	84.3	24.4	1.6
	$(\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3)\text{-N}$	0.6	9.1	16.3	1.2
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	$(\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3)\text{-N}$	23.4	35.8	20.9	1.1
	$\text{NO}_2^- - \text{N}$	0.11	2.3	1.0	0.58
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 +$ Nitrapyrin	$(\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3)\text{-N}$	19.4	23.5	15.8	1.5
	$\text{NO}_2^- - \text{N}$	0.08	0.01	0.25	0.04

作用则可减少氨的挥发。关于这后一点, 在好气条件下进行的研究已经表明了这种可能性^[9]。这表明氮素的不同损失途径之间是相互联系的。

脲酶抑制剂 PPD 能延缓稻田中尿素的水解, 从而减少氨的挥发^[6]。从表 5 来看, PPD 确有延缓尿素水解的作用, 氨的挥发和氮素总损失量略有减少, 但作用似乎不大。

参 考 文 献

- [1] 朱兆良, 1985: 我国土壤供氮和化肥氮素去向研究的进展。土壤, 第 1 期, 2—9 页。
- [2] 朱兆良、陈荣业、徐永福、徐银华、张绍林, 1979: 苏州地区平田黄泥土氮素供应过程的特点及其与氮肥施用方法的关系。土壤学报, 第 16 卷 3 期, 218—233 页。
- [3] 廖先苓、徐银华、朱兆良, 1982: 淹水种稻条件下化肥氮的硝化—反硝化损失的初步研究。土壤学报, 第 19 卷 3 期 257—263 页。
- [4] 蔡贵信、朱兆良、朱宗武, A. C. F. Trevitt, J. R. Freney, J. R. Simpson, 1985: 水稻田中碳铵和尿素的氮素损失。土壤, 第 5 期, 225 页。
- [5] Bremner, J. M., 1965, (曹亚澄译, 1981): 土壤氮素分析法。90—94 页。农业出版社。
- [6] Byrnes, B. H., N. K. Savant, and E. T. Craswell, 1983: Effect of a urease inhibitor phenol phosphorodiamidate on the efficiency of urea applied to rice. J. Soil Sci. Soc. Amer., 47: 270—274.
- [7] Douglas, L. A. and J. M. Bremner, 1970: Extraction and colorimetric determination of urea in soils. Proc. Soil Sci. Soc. Amer., 34: 859—862.
- [8] Fillery, I. R. P. and P. L. G. Vlek, 1982: The significance of denitrification of applied nitrogen in fallow and cropped rice soils under different flooding regimes. 1. Greenhouse experiments. Plant and Soil, 65: 153—169.
- [9] Fleisker, Z. and J. Hagin, 1981: Lowering ammonia volatilization losses from urea application by activation of nitrification process. Fert. Res., 2: 101—107.
- [10] Kissel, D. E., H. L. Brewer, and G. F. Arkin, 1977: Design and test of a field sampler for ammonia volatilization. J. Soil Sci. Soc. Amer., 41: 1133—1138.
- [11] Mikkelsen, D. S., S. K. De Datta, and W. N. Obcema, 1978: Ammonia volatilization losses from flooded rice soils. J. Soil Sci. Soc. Amer., 42: 725—730.
- [12] Simpson, J. R., J. R. Freney, R. Wetselaar, W. A. Muirhead, R. Leuning, and O. T. Denmead, 1984: Transformations and losses of urea nitrogen after application to flooded rice. Aust. J. Agric. Res., 35: 189—200.
- [13] Vlek, P. L. G. and E. T. Craswell, 1979: Effect of nitrogen source and management on ammonia volatilization losses from flooded rice-soil systems. J. Soil Sci. Soc. Amer., 43: 352—358.
- [14] Vlek, P. G. L., and E. T. Craswell, 1981: Ammonia volatilization from flooded soils. Fert. Res., 2: 227—245.

AMMONIA VOLATILIZATION AND ITS SIGNIFICANCE TO THE LOSSES OF FERTILIZER NITROGEN APPLIED TO PADDY SOIL

Zhu Zhaoliang, Cai Guixin, Xu Yinhua, and Zhang Shaolin

(Institute of Soil Science, Academia Sinica, Nanjing)

Summary

Ammonia volatilization of ^{15}N -labelled nitrogen fertilizer incorporated with soil as basal fertilizer for rice was investigated in a special designed closed enclosure. Results showed that (1) the rate of ammonia volatilization and its influence on the total loss of fertilizer N was enhanced with the increase of the flushing frequency of air passing over the standing water on the soil surface, and approached the maximum at the flushing frequency of 15—20 times/min.; (2) in acidic soil, denitrification was the major pathway of N loss of ammonium sulfate and urea in cooler season, however, ammonia volatilization became important for the loss of urea in warmer season, and both denitrification and ammonia volatilization were the important pathways of N loss of ammonium bicarbonate; (3) while in calcareous soil, ammonia volatilization and denitrification both were the important pathways of N loss of ammonium sulfate and urea, and N loss of ammonium bicarbonate mainly resulted from ammonia volatilization.