

# 两种氨挥发测定方法的比较研究\*

周伟<sup>1,2</sup> 田玉华<sup>1†</sup> 曹彦圣<sup>1,2</sup> 尹斌<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 中国科学院研究生院, 北京 100049)

## A COMPARATIVE STUDY ON TWO METHODS FOR DETERMINATION OF AMMONIA VOLATILIZATION

Zhou Wei<sup>1,2</sup> Tian Yuhua<sup>1†</sup> Cao Yansheng<sup>1,2</sup> Yin Bin<sup>1</sup>

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

(2 Graduate University of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

关键词 氨挥发; 硼酸吸收液; 稀硫酸吸收液

中图分类号 O659.2 文献标识码 A

氨(NH<sub>3</sub>)是空气中重要的碱性气体,对于中和大气中的酸性物质和大气环境有重要影响。目前全球每年大约有 $9.3 \times 10^6$  mol NH<sub>3</sub>进入大气层,并呈不断增加的趋势<sup>[1]</sup>,大气中NH<sub>3</sub>浓度升高将导致沉降至地表的活性氮增多,从而引发诸如水体富营养化、土壤酸化等一系列的生态环境问题<sup>[2]</sup>。农业活动如施肥和养殖业中畜禽粪便等会造成大量的NH<sub>3</sub>挥发<sup>[3]</sup>,自1980年以来,由农业生产引起的NH<sub>3</sub>排放已成为大气NH<sub>3</sub>的主要来源之一<sup>[4]</sup>。欧洲80%~95%的氨排放来自农业生产活动<sup>[5]</sup>,在加拿大NH<sub>3</sub>挥发的绝大部分来自畜牧业<sup>[6]</sup>。中国1990年由农田排放的NH<sub>3</sub>为1.80 Tg N,占施肥的11%,1995年增至2.7 Tg N<sup>[7]</sup>。由于农业生产过程中排放的NH<sub>3</sub>量十分巨大,因此关于农田NH<sub>3</sub>挥发的研究一直是农田生态系统氮循环的一个重要内容。

田间氨挥发的测定方法主要有间接法和直接法两种<sup>[8]</sup>。间接法主要指土壤平衡法,由施氮量、植物吸氮量、土壤残留量和淋失量来估算氨的挥发量<sup>[9]</sup>,由于无法准确评估硝化-反硝化过程造成的氮损失,间接法的误差比较大。直接法有密闭室通气法、微气象学法以及在欧洲一些国家比较常用的风洞法<sup>[8]</sup>。直接测定法的基本原理是利用酸性溶液或者浸有酸液的捕获器在野外收集空气中的氨,然后带回室内分析。常用的氨吸收液有硼酸<sup>[10]</sup>、正磷酸<sup>[11]</sup>、硫酸<sup>[12-14]</sup>和草酸<sup>[15-16]</sup>,室内分析方法主要有滴定法、电导法、比色法<sup>[4]</sup>。表1列出了几种常用室内分析方法在实际应用中的优缺点。

表1 氨吸收液中氨定量方法

方法	灵敏度	优缺点
纳氏比色法	0.02 mg L <sup>-1</sup>	常用方法,灵敏度高但容易受醛类、二氧化硫、金属离子的干扰、最好用蒸馏法进行预处理
靛酚蓝比色法	0.01 mg L <sup>-1</sup>	常用方法,适应于自动分析,于纳氏比色法相比干扰物少;但受pH的影响很大
电导法	0.1 mg L <sup>-1</sup>	测定迅速但灵敏度低,容易受溶液中氧化还原物质的干扰

\* 中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX2-YW-440-1)和中国科学院南京土壤研究所知识创新工程领域前沿课题(ISSASIP0701)资助

† 通讯作者, Tel: 025-86881015, E-mail: [yhtian@issas.ac.cn](mailto:yhtian@issas.ac.cn)

作者简介:周伟(1985-),男,江西吉安人,硕士研究生,研究方向为土壤氮素和环境, E-mail: [wzhou@issas.ac.cn](mailto:wzhou@issas.ac.cn)

收稿日期:210-03-05;收到修改稿日期:2010-07-09

连续密闭室通气法是比较常见的用于测定土壤氨挥发的方法<sup>[17]</sup>，适用于田间小区对比实验，其基本原理是以大型真空泵作为动力源，利用空气置换密闭室内的 NH<sub>3</sub>，挥发出来的 NH<sub>3</sub> 随着抽气气流进入吸收瓶中，以含有混合有指示剂的 2% 硼酸溶液作为氨吸收液，最后用标准稀硫酸溶液滴定来测算氨挥发量。由于硼酸属弱酸，缓冲性较好，并且该法不需要精密的仪器，在田间能快速测定，因此，国内相关研究在测定稻田的氨挥发时多采用此法<sup>[18-20]</sup>。但由于酸碱滴定法的灵敏度低，又容易受空气中酸性颗粒的干扰，尤其是当空气中含有较多的酸性颗粒时，这种现象可能更为明显，导致测定结果偏低。在田间高温环境下，长时间曝气过程也会导致混合指示剂灵敏度降低<sup>[21]</sup>，此外，在田间试验中，当氨挥发量较低时常导致无法准确测定，重复间的变异性也非常大。

靛酚蓝比色法能直接测定溶液中的铵浓度，由于干扰物质少、灵敏度高，此法常用于水样 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的测定，并且随着靛酚蓝比色法的日趋完善而代替纳氏试剂法，被许多国家列为标准方法<sup>[22]</sup>，而且，随着测定仪器的发展进步，分光光度计的使用已相当普遍。因此，在分析各种吸收液的优缺点之后，我们采用了一套新的氨挥发测定方法，即用 0.01 mol L<sup>-1</sup> 的稀硫酸代替 2% 的硼酸作为氨吸收液，然后用靛酚蓝比色法测定吸收液中的铵。

本研究通过室内回收试验和田间验证试验，比较两种方法的优劣，以期找到一种更准确的方法使密闭室通气法的测定结果更能反映田间氨挥发的实际情况。

## 1 材料与方 法

### 1.1 室内试验

室内试验装置见图 1。利用真空泵作为动力源，空气由导气管首先进入装有 (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 溶液的洗气瓶，溶液中的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 在适宜温度和 pH 条件下，以 NH<sub>3</sub> 的形式挥发出来，随气流依次通过 2 个串联并装有 100 ml 吸收液的洗气瓶（规格 250 ml），被吸收液吸收。保持空气流速，使换气率为 ≥20 次 min<sup>-1</sup>。吸收液为 2 种，分别为 2% 的硼酸与 0.01 mol L<sup>-1</sup> 的稀硫酸。

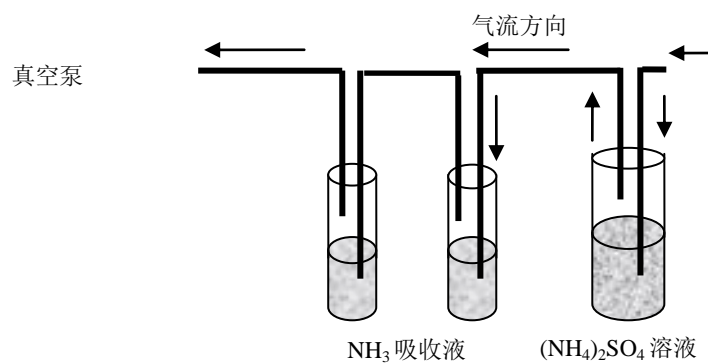


图 1 氨回收试验装置图

为了研究不同 NH<sub>3</sub> 挥发速率下，两种吸收液对挥发出 NH<sub>3</sub> 的回收效率，试验共设 3 因子：分别为介质 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度、介质 pH 及挥发氨吸收液类型。NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度设 10、50、100 mg L<sup>-1</sup> 三个浓度水平；介质 pH 设 7、8、9 三个水平；挥发氨吸收液分别采用硼酸吸收液和稀硫酸吸收液，共 18 个处理，每个处理设 3 个重复。保持处理间抽气量相同，不同 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度和 pH 条件下，溶液的 NH<sub>3</sub> 挥发速率会有所差别。(NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 溶液为 200 ml，装在 500 ml 洗气瓶中。温度控制为 25℃，每抽气 1 h 更换一次吸收瓶，同时用 0.1 mol L<sup>-1</sup> 的 NaOH 溶

液重新标定 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 溶液的 pH, pH 采用便携式 pH 计测定, 以保证整个试验过程中 pH 保持不变。待含有甲基红-亚甲基蓝混合指示剂的硼酸吸收液观察不到明显颜色变化时, 试验结束。整个抽气过程为 6.5 h, 此时 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 溶液的体积为 $(200\pm 2)$  ml, 测定其中的剩余  $\text{NH}_4^+$ -N 量, 以确定  $\text{NH}_3$  挥发量。同时设空白试验, 用稀硫酸作为吸收液, 测定空气氨本底值。

用标准稀酸滴定法来确定 2% 硼酸吸收液的氨吸收量, 靛酚蓝比色法来确定稀  $\text{H}_2\text{SO}_4$  吸收液的氨吸收量, 整个过程多次结果累加即为氨吸收总量。

$$\text{氨回收率计算方法如下: } R(\%) = \frac{m}{c_0 - c} \times 100$$

式中,  $m$  表示氨吸收液回收的  $\text{NH}_4^+$ -N 量(mg);  $c_0$  表示 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 溶液初始  $\text{NH}_4^+$ -N 含量(mg);  $c$  表示试验结束后 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 溶液中  $\text{NH}_4^+$ -N 含量(mg)。

## 1.2 田间试验

田间试验在中国科学院常熟农业生态实验站 ( $120^\circ 41' 88''\text{E}$ ,  $31^\circ 32' 93''\text{N}$ ) 进行。该站位于太湖流域, 年均气温  $15.5^\circ\text{C}$ , 年均降雨量 1 038 mm, 供试土壤为湖积物发育的潜育型水稻土 (乌栅土), 土壤有机质含量  $35.0 \text{ g kg}^{-1}$ 、全氮  $2.01 \text{ g kg}^{-1}$ 、pH ( $\text{H}_2\text{O}$ ) 7.35, 供试水稻品种为当地品种常熟 3 号。

试验设置氮肥用量为 0 (N0)、225 (N225)、300 (N300)  $\text{kg hm}^{-2}$  三个处理, 每个处理设 4 个重复。2009 年 6 月 18 日插秧并施基肥, 稻秧移栽后第 7 天 (6 月 24 日) 施分蘖肥, 移栽后第 41、58 天分施两次穗肥。磷肥为  $90 \text{ kg hm}^{-2}$  (以  $\text{P}_2\text{O}_5$  计)、钾肥为  $90 \text{ kg hm}^{-2}$  (以  $\text{K}_2\text{O}$  计), 磷钾肥做基肥一次性施入。氮肥为尿素, 磷肥为过磷酸钙, 钾肥为氯化钾, 本次试验只测定了基肥和分蘖肥的氨挥发, 基肥 N225 和 N300 处理的施氮量分别为 N 112.5、180  $\text{kg hm}^{-2}$ , 分蘖肥分别为 N 22.5、60  $\text{kg hm}^{-2}$ 。

田间氨挥发在施肥后第一天开始测定, 氨挥发采用密闭室间歇通气法测定, 密闭室为直径 20 cm (内经 19 cm)、高 15 cm 的底部开放的有机玻璃圆筒, 顶部留有一通气孔 (直径 25 mm) 与 2.5 m 高的通气管连通, 将通气管架到地面 2.5m 高处, 保证交换空气氨浓度一致。将密闭室嵌入表土中, 上面留有约 8~10 cm 高的密闭室空间。每天上午 7:00~9:00 和下午 3:00~5:00 测定, 换气频率 15~20 次  $\text{min}^{-1}$ , 以这 4 h 的通量值作为每天氨挥发的平均通量, 直至施肥处理硼酸吸收液观察不到明显变色时结束, 每个小区同时采用 2% 的硼酸和  $0.01 \text{ mol L}^{-1}$  的稀  $\text{H}_2\text{SO}_4$  作为氨挥发的吸收液。

## 2 结果与分析

### 2.1 硼酸吸收液和稀 $\text{H}_2\text{SO}_4$ 吸收液对氨挥发的回收率与变异系数

回收率是反映待测物在样品分析过程中的损失程度, 可说明方法的准确度。变异系数则代表重复间的差异程度, 能反映一种方法的精确性。变异系数越低、回收率越高则说明方法准确可靠。从表 2 中可以看出, 稀  $\text{H}_2\text{SO}_4$  吸收-靛酚蓝比色法的回收率明显好于硼酸吸收-标准稀酸滴定法。在高  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度、高 pH 条件下, 由于  $\text{NH}_3$  挥发量较大, 两种方法的回收率均较 pH 为 7 时要高, 但硼酸吸收-标准稀酸滴定法的回收率仅有 60% 左右, 远不及稀  $\text{H}_2\text{SO}_4$  吸收-靛酚蓝比色法 90% 左右的回收率。低  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度、低 pH 条件下, 虽然氨挥发很小, 但稀硫酸吸收-靛酚蓝比色法依然能保持较高的回收率, 而硼酸吸收-标准稀酸滴定法的回收率只有 15% 左右 (表 1)。这说明, 在氨挥发量很小的情况下, 由于硼酸吸收-标准稀酸滴定法的检测限较高, 导致低估了氨挥发量。稀  $\text{H}_2\text{SO}_4$  吸收液的变异系数较小, 基本保持在 5% 以内, 而硼酸吸收液的变异系数非常大, 表明稀硫酸吸收-靛酚蓝比色法更加精确。

表 2 不同  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度、pH 条件下硼酸吸收-标准稀酸滴定法和稀  $\text{H}_2\text{SO}_4$  吸收-靛酚蓝比色法的回收率比较

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度 ( $\text{mg L}^{-1}$ )		pH 7			pH 8			pH 9		
		10	50	100	10	50	100	10	50	100
回收率 (%)	稀 $\text{H}_2\text{SO}_4$	98.0	132	63.5	87.7	117	87.6	89.4	111	89.7
	硼酸	14.2	39.3	16.7	15.6	121	61.8	61.2	57.8	69.8
CV (%)	稀 $\text{H}_2\text{SO}_4$	12.8	0.93	2.59	3.60	4.06	6.74	4.03	4.88	2.2
	硼酸	0.00	6.95	1.97	1.16	3.27	9.77	20.2	8.73	8.1

从图 2 更能直观地看出两种方法的优劣。两种方法回收的氨量与实际  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  溶液中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的减少量均有很好的相关性，但是稀  $\text{H}_2\text{SO}_4$  吸收液的线性回归系数更加接近 1，表明稀  $\text{H}_2\text{SO}_4$  吸收-靛酚蓝比色法测得的氨挥发量更接近于真实值。

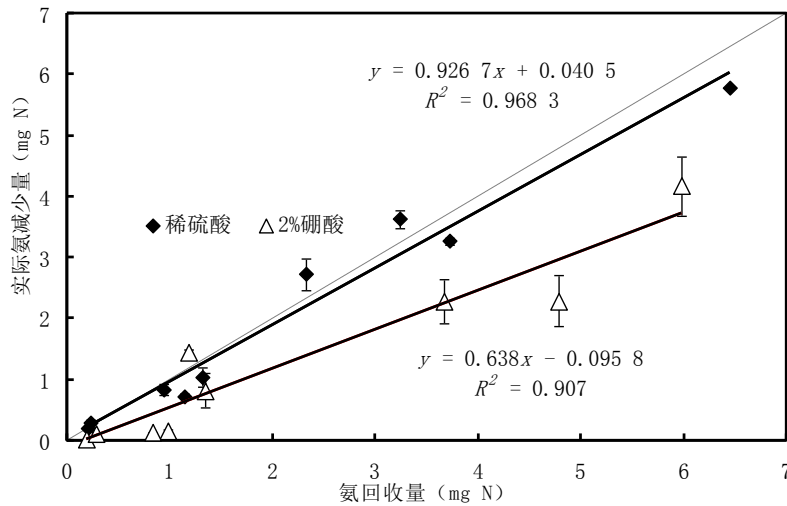


图 2 硼酸吸收-标准稀酸滴定法和稀  $\text{H}_2\text{SO}_4$  吸收-靛酚蓝比色法的回收率

## 2.2 稻田氨挥发日变化过程

为了进一步验证两种方法在田间测定氨挥发的实际效果，2009 年 6 月 18 日至 26 日在常熟农业生态实验站同时采用两种方法监测了稻田基肥和分蘖肥的氨挥发情况。6 月 18 日基肥施用后开始监测氨挥发，24 日施分蘖肥后继续监测氨挥发，直至 27 日开始下雨，田间氨挥发监测试验结束。从图 3 可以看出，两种方法的测定结果均表明，在施肥后稻田有明显的氨挥发，主要发生在施肥后 3~4 d 内，随后氨挥发开始减少。

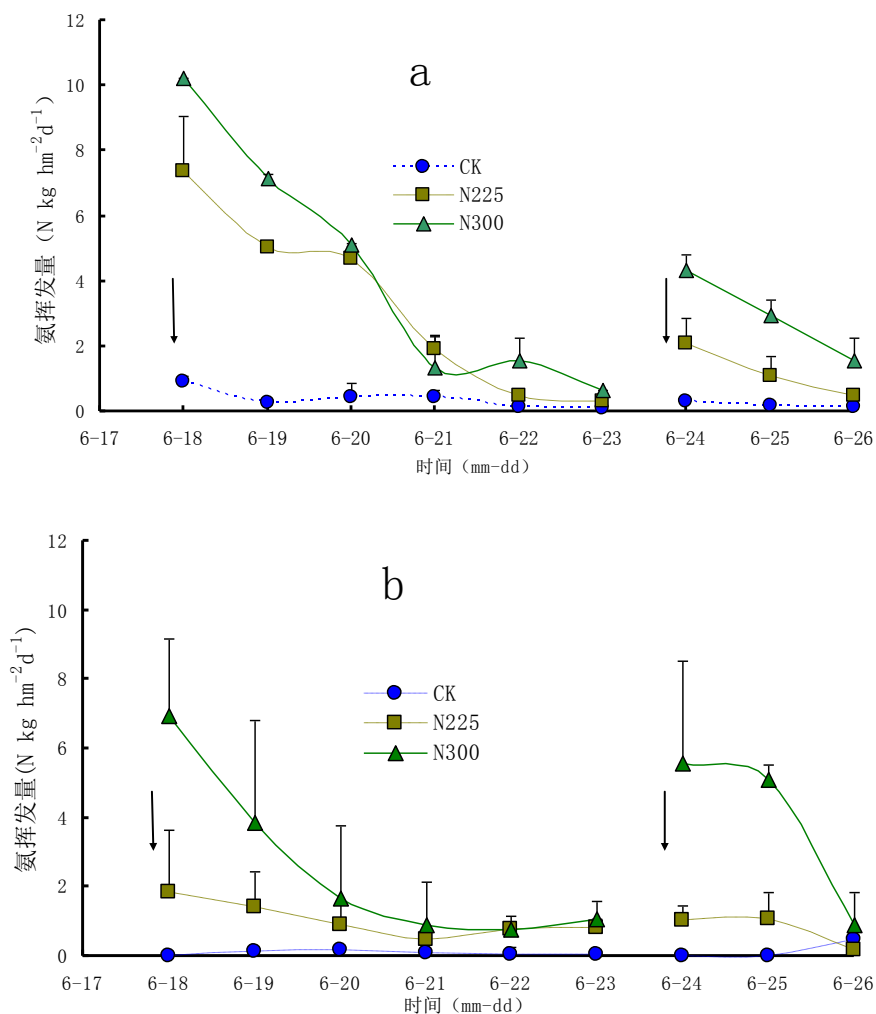


图3 稀 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 吸收-靛酚蓝比色法(a)和硼酸吸收-标准稀酸滴定法 (b) 测定稻田施肥后氨挥发日变化

注：箭头表示施肥，误差线代表重复间的标准差

对于施氮量不同的两个处理，两种方法测得的 N300 挥发量均高于 N225 处理的，表明两种方法测得氨挥发规律一致，受施氮量的影响。采用稀 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 吸收-靛酚蓝比色法测定的基肥的氨挥发峰值为 N 10.2 (N300)、7.4 (N225) kg hm<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>，氨挥发速率在施肥后的前三天保持在一个较高的水平，第 4 天急剧下降并维持在一个较低的水平，由于施肥量不同，N300 与 N225 的氨挥发速率在施肥后前两天差别明显，从第 3 天开始基本趋于一致。硼酸吸收-标准稀酸滴定法所测得的氨挥发峰值为 N 6.9 (N300)、1.9 (N225) kg hm<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>，施肥后第一天达峰值，随后氨挥发逐渐下降，N300 的氨挥发高于 N225。虽然两种方法测得的氨挥发趋势一致，但是测得同一氮肥处理的氨挥发速率存在明显的差异，在氨挥发较高的前三天稀 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 吸收-靛酚蓝比色法测得的氨挥发速率大于硼酸吸收-标准稀酸滴定法的测定值（图 3），至后期氨挥发速率较小，二者测得的结果相近。

稻田施肥后大量的氨会溢出土-水表面，扩散至农田上空造成大气环境中氨浓度升高，密闭室通气法是通过真空泵将密闭室中空气置换为土壤上方 2 m 的空气的方式来测定氨挥发，因此，施肥后用密闭室通气法测得的空白小区的氨挥发不会为零。但在试验中采用硼酸吸收-标准稀酸滴定法测得的不施氮肥小区的氨挥发几乎为零，看不到硼酸溶液颜色变化。而稀 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 吸收-靛酚蓝比色法有很高的灵敏度，空白小区可检测到一定数量的氨，因此，这种方法也适用于氨挥发量很少时的研究中<sup>[18]</sup>。

在抽气过程中，空气中的其他物质不可避免地会随气流进入吸收瓶内，而滴定法测定的是吸收液中的碱性物质，因此，空气中的酸性、碱性物质均会干扰滴定法的准确性，当氨挥发量较小时，这种干扰更为明显；靛酚蓝比色法只与溶液中的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  反应，在强碱介质中与次氯酸和苯酚作用，生成水溶性的染料靛酚蓝，针对性较强，受空气中干扰较少，重复间的变异非常小。室内回收试验和田间试验的结果均表明：硼酸吸收稀酸滴定法的重复间的变异性较大。

## 2.3 田间氨挥发总量

两种方法测得施肥后的稻田氨挥发总量存在明显差异，稀  $\text{H}_2\text{SO}_4$  吸收-靛酚蓝比色法测得的基肥氮肥损失为 N 2.2 (CK)、20.1 (N225)、24.0 (N300)  $\text{kg hm}^{-2}$ ，而硼酸吸收-标准稀酸滴定法测得的基肥损失为 N 0.5 (CK)、6.2 (N225)、15.2 (N300)  $\text{kg hm}^{-2}$ ，远小于前者的测定值（表 3）。

表 3 硼酸吸收-标准稀酸滴定法和稀  $\text{H}_2\text{SO}_4$  吸收-靛酚蓝比色法测得稻田氨挥发总量

施肥处理	基肥氨挥发量 (N $\text{kg hm}^{-2}$ )		占施氮量比例 (%)		分蘖肥氨挥发量 (N $\text{kg hm}^{-2}$ )		占施氮量比例 (%)	
	硼酸	稀 $\text{H}_2\text{SO}_4$	硼酸	稀 $\text{H}_2\text{SO}_4$	硼酸	稀 $\text{H}_2\text{SO}_4$	硼酸	稀 $\text{H}_2\text{SO}_4$
CK	0.5	2.2			0.5	0.6		
N225	6.2	20.1	5.1	15.9	2.3	3.7	8.0	13.8
N300	15.2	24.0	8.2	12.1	11.6	8.9	18.5	13.8

硼酸吸收-标准稀酸滴定法测得的稻田基肥氨挥发损失率为 5.1% (N225) 和 8.2% (N300)，分蘖肥为 8.0% (N225)、18.5% (N300)，这一结果与田玉华等<sup>[20]</sup>在该实验站同样用硼酸吸收-标准稀酸滴定方法所测得的结果相似。在氨挥发测定的同时，同步监测了所有小区的田面水 pH、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度、温度等与氨挥发有关的环境因素，试验期间田面水的 pH 维持在 8.30 左右，氨挥发测定时的水温在 29.5℃ 左右，这些条件均有利于氨挥发的产生，但硼酸吸收-标准稀酸滴定测得氨挥发损失率与田光明等<sup>[23]</sup>1997 年用同法在黄土母质发育的水稻土（该土  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$  6.3）上的测得的损失率相当，测得分蘖肥的氨挥发损失甚至小于该研究中的结果。本文研究土壤属乌栅土，其氨挥发推测应大于黄土母质发育的水稻土。此外该地区夏季降雨的 pH 为 6.0 左右，6 月 8 日之后至试验开始时无降雨，空气中积累了很多酸性固体颗粒物和气溶胶杂质，这些酸性物质均会影响滴定法的准确性，在田间空白试验中我们观测到了吸收液颜色变红的现象（指示剂吸收酸性颗粒变红，碱性颗粒变蓝），因此，硼酸吸收-标准稀酸滴定法测得的结果极有可能低估了稻田实际的氨挥发。而稀  $\text{H}_2\text{SO}_4$  吸收-靛酚蓝比色法几乎不受大气中酸碱物质的干扰，室内试验也表明该法拥有较高的灵敏度和回收率，因此采用该法测得的田间的氨挥发过程更接近真实的氨挥发量，测得的氨挥发损失较为可信。

## 3 结 论

本研究比较了硼酸吸收-标准稀酸滴定法与稀  $\text{H}_2\text{SO}_4$  吸收-靛酚蓝比色法用于密闭室通气法测定氨挥发的优劣。室内回收试验表明，稀  $\text{H}_2\text{SO}_4$  吸收-靛酚蓝比色法的回收率能达到

90%，变异系数在 5% 以内，其回收率和准确性优于硼酸吸收-标准稀酸滴定法。尤其是当氨挥发速率很低时，由于靛酚蓝比色法的检测限较低，依然能保持较高的回收率和精确度。

在田间条件下用两种方法同时测定氨挥发的速率，对于同一施肥处理稀  $\text{H}_2\text{SO}_4$  吸收-靛酚蓝比色法测得的氨挥发损失大于硼酸吸收-标准稀酸滴定法测得的结果，由于硼酸吸收-标准稀酸滴定法的灵敏度低，当氨挥发量较小时无法准确定量，并且当空气中含有较多的酸性物质时会导致测定结果偏低，因此该法可能低估了实际的氨挥发量。

稀  $\text{H}_2\text{SO}_4$  吸收-靛酚蓝比色法灵敏度高，室内回收试验以及田间试验的结果均表明该法的回收率和精确度优于硼酸吸收-标准稀酸滴定法。由于所采用的硫酸浓度仅为  $0.01\text{mol L}^{-1}$ ，吸收氨后的吸收液测定简单，可采用分光光度计或直接用流动分析仪测定，因此该法同样适用于样品数量较多的实验研究。

## 参 考 文 献

- [1] Fangmeier A, Hadwiger-Fangmeier A, van der Eerden L, et al. Effects of atmospheric ammonia on vegetation-A review. *Environmental Pollution*, 1994, 86: 43-82
- [2] Asman W A H, Sutton M A, Schjoerring J K. Ammonia: Emission, atmospheric transport and deposition. *New Phytol*, 1998, 139: 27-48
- [3] Junge C E. The distribution of ammonia and nitrate in rainwater over United States. *Trans Am Geophys Union*, 1958, 39: 241-248
- [4] Ni J Q, Heber A J. Sampling and measurement of ammonia concentration at animal facilities-A review. ASAE Meeting Presentation, Sacramento, CA, USA, 2001
- [5] van der Hoek K W. Estimating ammonia emission factors in Europe: Summary of the work of the UNECE ammonia expert panel. *Atmospheric Environment*, 1998, 32(3): 315-316
- [6] Kurvits T, Marta T. Agricultural  $\text{NH}_3$  and  $\text{NO}_x$  emissions in Canada. *Environmental Pollution*, 1998, 102(Suppl. 1): 187-194
- [7] Xing G X, Zhu Z L. An assessment of N loss from agricultural fields to the environment in China. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 2000, 57: 67-73
- [8] 王朝晖, 刘学军, 巨晓棠, 等. 田间土壤氨挥发的原位测定——通气法. *植物营养与肥料学报*, 2002, 8(2): 205-209
- [9] Nommik H. Assessment of volatilization loss of ammonia from surface-applied urea on forest soil by  $^{15}\text{N}$  recovery. *Plant Soil*, 1973, 38: 589-603
- [10] Curtis S E, Anderson C R, Simon J, et al. Effects of aerial ammonia, hydrogen sulfide and swine-house dust on the rate of gain and respiratory-tract structure in swine. *Journal of Animal Science*, 1975, 41: 735-739
- [11] Nicholson F A, Chambers J, Walker A W. Ammonia emissions from broiler litter and laying hen manure management systems. *Biosyst Eng*, 2004, 89: 175-185
- [12] Krieger R, Hartung J, Pfeiffer A. Experiments with a feed additive to reduce ammonia emissions from pig fattening housing-preliminary results// Verstegen M W A, den Hartog L A, van Kempen G J M, et al. Nitrogen flow in pig production and environmental consequences. *Metz*, 1993: 295-300
- [13] Guiziou F, Beline F. In situ measurement of ammonia and greenhouse gas emissions from broiler houses in France. *Bioresour Technol*, 2005, 96: 203-207
- [14] Loyon L, Guiziou F, Beline E, et al. Gaseous emission from the aerobic treatment of pig slurry-Comparison with a conventional storage system. *Biosyst Eng*, 2007, 97: 472-480
- [15] Cai G X, Peng G H, Wang X Z, et al. Ammonia volatilization from urea applied to acid paddy soil in southern china and its control. *Pedosphere*, 1992, 2(4): 345-354
- [16] Leuning J R, Freney J R, Denmead O T, et al. A sampler for measuring atmospheric ammonia flux.

Atmospheric Environment, 1985, 19: 1 117-1 124

- [17] Tian G M, Cao J L, Cai Z C, et al. Ammonia volatilization from winter wheat field top-dressed with urea. *Pedosphere*, 1998, 8(4): 331-336
- [18] 王朝晖, 田霄鸿, 李生秀. 冬小麦生长后期地上部分氮素的氨挥发损失. *作物学报*, 2001, 27(1): 1-6
- [19] 张静, 王德建. 太湖地区乌栅土稻田氨挥发损失的研究. *中国生态农业学报*, 2007, 15(6): 84-87
- [20] 田玉华, 贺发云, 尹斌, 等. 太湖地区氮磷肥施用对稻田氨挥发的影响. *土壤学报*, 2007, 44(5): 893-900
- [21] Kissel D E, Brewer H L, Arkin G F. Design and test of a field sampler for ammonia volatilization. *Soil Sci Soc Am J*, 1977, 41: 1 133-1 138
- [22] 鲁如坤. *土壤农业化学分析方法*. 北京: 中国农业科技出版社, 1999: 129
- [23] 田光明, 蔡祖聪, 曹金留, 等. 镇江丘陵区稻田化肥氮的氨挥发及其影响因素. *土壤学报*, 2001, 38(3): 324-332