

红壤不同含水量对尿素氨挥发的影响^①

周静¹, 崔键^{1,2}, 王霞³

(1 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008; 2 南京师范大学地理科学学院, 南京 210046;

3 环境保护部南京环境科学研究所, 南京 210042)

摘要: 根据第四纪红壤水分特征设计 160、200、240、280、320、360 g/kg 6 个土壤含水量处理, 通过温室模拟, 研究了红壤不同含水量对尿素氨挥发的影响。结果表明, 等量尿素施入红壤后, 氨挥发通量与土壤含水量之间无显著相关性, 而高含水量 (280、320、360 g/kg) 处理氨挥发通量峰值较低含水量 (160、200 g/kg) 处理提前 10 天。氨挥发过程可分为快速-慢速 2 个阶段, 氨累积挥发量 (y) 与对应时间 (t) 符合 Elovish 动力学方程 ($y=a+b \ln t$)。第 1~10 天, 氨挥发累积量随红壤含水量的增加而递增; 第 11 天后, 以含水量为 240 g/kg 处理的氨挥发累积 N 量最低。试验期间, 氨挥发累积总 N 量, 以含水量 240 g/kg 时最低 (0.90 g N), 含水量 320 g/kg 时最高 (1.16 g N), 分别占尿素施入 N 量的 9.0% 和 11.6%。

关键词: 红壤; 土壤含水量; 尿素; 氨挥发

中图分类号: S14; S15

氨挥发是农田生态系统中化肥 N 的一个重要去向^[1], 施用 N 肥后, 石灰性土壤氨挥发损失 N 量占施 N 量的 0.41%~40.0%^[2-4]; 红壤氨挥发损失 N 量占施 N 量的 0.02%~14.8% 之间^[5-8]。氨挥发受多种因子的综合影响^[2,9], 其中, 土壤水分是影响氨挥发的一个重要因素, N 肥施入土壤后, 如碳铵的溶解、尿素的水解等都需要水的作用^[10]。前人研究表明^[11-12], 土壤水分在保持稳定、无水分散失时, 氨挥发量很小; 高鹏程等^[13]也在黄绵土上做了不同土壤含水量条件下氨挥发与土壤水分散失量关系的研究。就我国而言, 这些研究大多集中在北方石灰性土壤上, 在南方广大的红壤上, 氨挥发与不同土壤含水量关系的研究, 鲜见报道。本文利用室内模拟试验, 在保持红壤水分恒定的状况下, 研究氨挥发与土壤含水量的关系, 以期红壤旱地农田 N 素的高效利用提供依据。

1 材料与方法

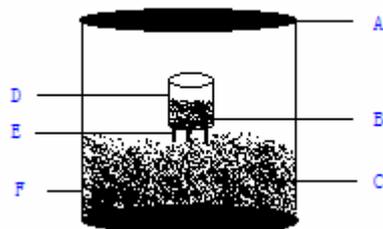
1.1 供试材料

试验在中国科学院红壤生态实验站温室中进行。供试 N 肥为临泉产的尿素, 含 N 46.3%。供试土壤为第四纪红黏土发育的红壤, 土壤基本理化性质: 有机质 11.05 g/kg, 全 N 0.54 g/kg, 碱解 N 52.60 mg/kg, NH_4^+ -N (湿基) 1.46 mg/kg, 速效 P 44.83 mg/kg, 速效 K 283.52 mg/kg, 土壤 pH 为 4.8 (土水比 1:2.5),

土壤体积质量为 1.31 g/cm³, 田间持水量为 257.5 g/kg, 最大田间持水量为 381.7 g/kg, 萎蔫系数为 173.8 g/kg。

1.2 试验设计与方法

根据供试红壤水分特征, 设 6 个土壤含水量处理: 160、200、240、280、320、360 g/kg, 分别标记为 W160、W200、W240、W280、W320、W360; 每个处理 3 次重复, 各处理土壤的含水量通过称重法保持恒定。先将土壤风干过 2 mm 筛, 分装到 18 个塑料盆中, 每盆先装 2 kg 土, 按上述设计的含水量分别加入纯水, 用保鲜膜封住盆口。待各处理水分平衡 24 h 后, 按当地群众施肥方式, 施入 10 g N 含量的尿素, 施肥深度 2 cm; 将装有 15 ml 浓度为 20 ml/L 硼酸及指示剂的小烧杯连同木架, 放进每个盆的中间, 再用保鲜膜封住盆口 (图 1)。每 12 h 调换小烧杯一次, 即每天上午



A. 塑料薄膜; B. 20 ml/L 硼酸及指示剂混和液;
C. 土壤; D. 小烧杯; E. 木架; F. 塑料盆

图 1 试验设计示意图

Fig.1 Sketch of experimental plan

^①基金项目: 中国科学院知识创新工程领域前沿项目 (ISSASIP0730)、中国科学院知识创新工程重大项目 (KSCX1-YW-09-08) 和国家科技支撑计划项目 (2006BAD05B09) 资助。

作者简介: 周静 (1963—), 男, 安徽合肥人, 副研究员, 主要从事土壤生态与节水农业方面研究。E-mail: zhoujing@issas.ac.cn

7:00 和晚上 19:00 各换一次小烧杯，并用 0.05 ~ 1.02 mol/L 盐酸滴定硼酸，再减去空白处理区硼酸所吸收的NH₃，然后折算为纯N量，即为氨挥发损失的N。

文中所有数据均用 Microsoft Excel 2003 和 SAS 9.0 统计软件分析。

2 结果与分析

2.1 红壤不同含水量下氨挥发的特征

2.1.1 不同含水量氨挥发通量变化特征 红壤不同水分条件下施尿素后 26 天内氨挥发通量动态变化见图 2。从中可以看出，W240 处理的氨挥发通量峰值出现 2 次，其他处理仅出现 1 次，且各处理氨挥发通量峰值随土壤水分不同而有差异。W160 和 W200 处理氨挥发峰值出现在施肥后的第 13 天，分别为 0.108、0.109 g/d；W280、W320 和 W360 处理在施肥后的第 3 天就达到氨挥发峰值，分别为 0.138、0.147 和 0.150 g/d。说明 W360、W320 和 W280 这 3 个水分处理的氨挥发通量峰值较 W160 和 W200 这 2 个水分处理从时间上提前 10 天。W240 处理则在第 4 天和第 13 天的氨挥发通量均较大，分别为 0.082 和 0.084 g/d；该处理的氨挥发通量出现 2 次峰值，前后恰与 W280、W320、W360 这 3 个相对高含水量处理及 W160 和 W200 这 2 个相对低含水量处理的氨挥发通量峰值出现时间相近。显著性检验表明，氨挥发通量与土壤含水量之间未达到显著相关性。只是氨挥发通量峰值的出现时间随土壤含水量的增加而提前。

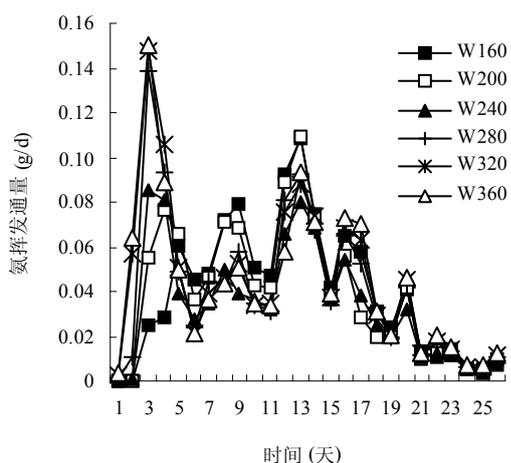


图 2 红壤不同含水量下氨挥发通量的变化

Fig. 2 Change of ammonia flux with soil moisture

2.1.2 不同含水量氨挥发动力学曲线 经过 26 天的观测，红壤不同水分处理，氨挥发累积量（3 次重

复的氨挥发累积量平均值）与时间的相关曲线如图 3 所示。从中可以看出，氨挥发速率大致可分为快速-慢速 2 个阶段。施肥后，第 1 ~ 20 天氨挥发累积量呈快速上升趋势，第 20 天后氨挥发呈慢速积累，表现为第 1 ~ 20 天曲线斜率较大，第 20 ~ 26 天曲线斜率减小。

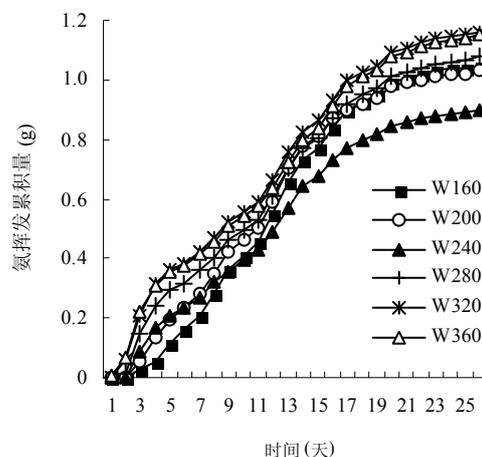


图 3 红壤不同含水量下氨挥发动力学曲线

Fig. 3 Dynamic curves of ammonia volatilization with soil moisture

将不同处理氨挥发累积量(y)与时间(t)用Elovish动力学方程 ($y = a + b \ln t$) 通过SAS8.0 多项式回归拟合，结果(表 1)表明，其相关系数均达到极显著水平，说明该方程是适宜的。该氨挥发的动力学方程已经在黄绵土^[13]和砖红壤^[14]上得到验证。方程中常数a为第 1 天的氨挥发量，当a<0 时，说明第 1 天氨挥发量极低甚至测不出；当a>0 时则说明第 1 天有可检测的氨挥发产生。本试验氨挥发动力学方程中，均为a<0，说明各土壤水分处理的第 1 天氨挥发量均极低甚至测不出。在相同时间段内，a值有随土壤水分的增加而增大的趋势，以W360 处理的最大，为 -0.262。常数b是氨挥发量y随ln t变化的速率，以W160 处理的最大，W240 处理的最小，分别为 0.998 和 0.804。试验

表 1 不同处理氨挥发累积量(y)与时间(t)的动力学拟合曲线

处理	拟合方程	相关系数
W160	$y = -0.423 + 0.998 \ln t$	0.8587**
W200	$y = -0.355 + 0.955 \ln t$	0.8958**
W240	$y = -0.281 + 0.804 \ln t$	0.8998**
W280	$y = -0.296 + 0.935 \ln t$	0.9136**
W320	$y = -0.268 + 0.973 \ln t$	0.9218**
W360	$y = -0.262 + 0.955 \ln t$	0.9151**

期间,除装置密封初期,由于土壤中水汽须与盆内空气中水汽平衡而对土壤水分略有影响外,几乎无土壤水分散失。因此,氨挥发机制主要取决于土-气界面氨的浓度梯度和尿素水解所导致的氨扩散作用。当土壤水分低时,土壤水中溶解较少的氨,土-气界面氨的浓度梯度增加,氨扩散作用增强,表现为 b 值较大。

2.2 尿素氨挥发累积量与红壤水分含量的关系

2.2.1 红壤不同水分含量下尿素氨挥发累积量

试验期间, W160、W200、W240、W280、W320、W360 处理的氨挥发累积 N 量分别为 1.05、1.03、0.90、1.08、1.16 和 1.15 g, 分别占尿素施入 N 量的 10.5%、10.3%、9.0%、10.8%、11.6% 和 11.5%。尿素施入红壤后氨挥发损失 N 率 (9.0%~11.6%), 与艾绍英等^[5]在热带-亚热带多雨湿润区旱地赤红壤上的研究结果接近, 其结果为施 N 量 450 kg/hm², 氨挥发损失 N 占施入 N 量的 9.52%。本试验中, 红壤不同水分处理氨挥发累积量呈现在近田间持水量 (257.5 g/kg) 的 W240 处理时最低, 6 个水分处理的尿素氨挥发累积值呈两头高中间低的分布趋势, 表明红壤在含水量较高或较低时氨挥发累积值均较高, 也表明在我国南方红壤上施入尿素无论旱季或雨季均能造成较多的氨挥发 N 损失。国内外研究表明, 农田氨挥发损失 N 量占施入化肥 N 的 1%~47%^[15], 占 N 素总损失量的 18%~104%^[16], 即使在微酸的水稻土上也有明显的氨损失^[17], 而且水田的氨挥发明显高于旱地^[16]。

2.2.2 氨挥发累积量与红壤水分含量的拟合方程式

由图 3 可知, 各处理均出现氨挥发累积量的拐点, 分别为施肥后的第 3、5、11、18 和 26 天。进一步对拐点氨挥发累积 N 量 (y) 与红壤含水量 (ω) 按 $y = \Phi + \beta\omega$ 线性方程的拟合, 结果表明 (表 2), 各水分处理氨挥发的前 10 天, 氨挥发累积量与土壤水分含量拟合方程式均达到显著或极显著水平; 第 11 天以后的拟合方程均未达到显著相关。1~10 天拐点拟合方程 β 值均为正值, 表明随土壤水分的增加, 氨挥发累积量增大。这个结果与高鹏程等^[13]在陕西黄绵土上 8 天的研究结果恰好相反。原因可能在于土壤本身的性质和肥料种类等的不同。与黄绵土相比, 本试验所用红壤的 pH、土壤全 N、NH₄⁺-N 均较低, 而田间持水量和萎蔫系数均较高; 高鹏程等^[13]研究所用肥料为碳铵, 而本试验为尿素, 两种肥料在土壤中的转化机制和速率均有差异。据鲁如坤等^[18]对碳铵和尿素在红壤中转化机理的研究表明, 尿素在红壤中的水解速度相当迅速, 1 周左右, 有 80% 尿素转化为碳铵, 并开始出现硝化作用, 到 30 天时, 即有 80% 碳铵转化为 NO₃⁻-N。而碳铵则直接水解成 NH₄⁺-N, 或在硝化作用下进一步转化为

NO₃⁻-N。罗微等^[14]在砖红壤上的研究结果也证明了这一点。据段争虎等^[19]的研究, 氨挥发与 pH 呈正相关。影响氨挥发的这些综合因素造成了本试验结果与高鹏程等^[13]的研究不同。

表 2 拐点氨挥发 (y) 与土壤含水量 (ω) 的拟合方程式

Table 2 Equation models between ammonia volatilization amount at change-point and soil moisture

时间 (天)	拟合方程	R ²
3	$y = -0.1516 + 0.0011 \omega$	0.926**
5	$y = -0.0780 + 0.0013 \omega$	0.9406**
8	$y = 0.1336 + 0.0009 \omega$	0.8614**
11	$y = 0.3352 + 0.0007 \omega$	0.7470

值得一提的是, 本试验中氨挥发累积量在第 11 天后, 以 W240 处理最低, 并随持续时间的增加, 这种趋势越明显。这可能与水热耦合作用下尿素的转化和试验盆中的蒸气压及土壤水分不同引起了土壤温度、微生物种类和数量等变化和硝化作用加剧等有关。高鹏程等^[20]的研究结果认为, 20℃~25℃是供试黄绵土施用尿素后 NH₄⁺-N 产生的最敏感温区, 土壤含水量为 80 g/kg 左右为最敏感湿区。林天等^[21]的研究表明, 施化肥对土壤酶活性有不同程度的降低。王连峰等^[22]的研究表明, 湿润有利于维持硝化细菌的硝化活力, 淹水有利于保持反硝化细菌的反硝化能力, 但均不利于硝化和反硝化细菌的存活; 低温有利于保持硝化细菌和反硝化细菌的数量。同样, 对于红壤也有其对应的氨挥发最敏感的温区和湿区, 这可能是造成本试验土壤水分为 240 g/kg 的处理在氨挥发动力曲线及累积挥发量趋势不同的原因。

3 结论

(1) 红壤不同水分状况下, 施入等量尿素后, 氨挥发通量与土壤含水量无显著相关性, 其峰值的出现时间则随土壤含水量的增加而提前。氨挥发速率均呈快速-慢速 2 个阶段, 氨挥发累积量与对应挥发时间符合 Elovish 动力学方程 ($y = a + b \ln t$)。

(2) 水分处理氨挥发的前 10 天, 氨挥发累积量 (y) 与土壤水分含量 (ω) 拟合方程式 $y = \Phi + \beta\omega$ 均达到显著或极显著水平; 第 11 天以后的拟合方程均未达到显著相关, 土壤水分为 240 g/kg 的氨挥发累积 N 量最低, 并随持续时间的增加, 这种趋势越明显。

(3) 红壤不同水分处理, 氨挥发累积总 N 量, 以土壤含水量 240 g/kg 时最低 (0.90 g N), 含水量 320 g/kg 时最高 (1.16 g N), 分别占尿素施入 N 量的 9.0%

和 11.6%。

致谢：感谢安徽农业大学资源与环境学院的章力干副教授和司友斌教授在试验中给予指导！

参考文献：

- [1] 葛晓光, 王晓雪, 付亚文. 长期定位施氮条件下菜田氮素循环的研究. 中国蔬菜, 1999(1): 13-17
- [2] 蔡贵信. 氨挥发 // 朱兆良, 文启孝主编. 中国土壤氮素. 南京: 江苏科技出版社, 1992: 171-196
- [3] 朱兆良. 淹育土氮素的年转化及氮肥的有效管理. 土壤, 1992, 24(2): 97-114
- [4] 田光明, 曹金留, 蔡祖聪. 镇江丘陵地区稻田氨挥发损失研究. 南京大学学报(自然科学版), 1997(专辑): 268-270
- [5] 艾绍英, 姚建武, 刘国坚, 周修冲. 热带-亚热带多雨湿润区旱地土壤氨挥发研究. 中国农学通报, 1999, 15(6): 13-17
- [6] 刘德林, 聂军, 肖剑. ¹⁵N 标记水稻控释氮肥对提高尿素氮素利用率的研究. 激光生物学报, 2002, 11(2): 87-92
- [7] 曹金留, 田光明, 任立涛. 江苏南部地区稻麦两熟土壤中尿素的氨挥发损失. 南京农业大学学报, 2000, 23(4): 51-54
- [8] Cai GX, Zhu ZL. An assessment of N loss from agricultural fields to the environment in China. Nutrition Cycle in Agroecosystem, 2000, 57: 67-73
- [9] 苏成国, 尹斌, 朱兆良, 沈其荣. 稻田氮肥的氨挥发损失与稻季大气的湿沉降. 应用生态学报, 2003, 14(11): 1884-1888
- [10] 周凌云. 土壤水分条件对尿素去向的影响. 植物营养与肥料学报, 1998, 4(3): 237-241
- [11] Fem LB, Hossai LR. Ammonia volatilization from ammonian form-up fertilizers. Adv. Soil Sci., 1985, 1: 123-160
- [12] 同延安, Emteryd O. 氮肥在粗腐殖质土壤中的转化. 土壤肥料, 1992 (2): 4-8
- [13] 高鹏程, 张一平. 氨挥发与土壤水分散失关系的研究. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2001, 29(6): 22-26
- [14] 罗微, 茶正早, 屈明, 林清火, 林钊沐. 砖红壤中氨挥发特征研究初报. 农业环境科学学报, 2005, 24(1): 118-122
- [15] Tian GG, Gao JL, Cai ZC, Ren LT. Ammonia volatilization from winter wheat field top-dressed with urea. Pedosphere, 1998, 8(4): 331-336
- [16] 朱兆良, 文启孝主编. 中国土壤氮素. 南京: 江苏科技出版社, 1992: 171-249
- [17] Stevensen FJ (闵九康等译). 农业土壤中的氮. 北京: 科学技术出版社, 1989: 215-225
- [18] 鲁如坤, 时正元, 赖庆旺. 红壤养分退化研究(II)—尿素和碳铵在红壤中的转化. 土壤通报, 1995, 26(6): 241-243
- [19] 段争虎, 周玉麟, 吴守仁. 土壤特性对氨挥发影响的研究. 土壤通报, 1990, 21(3): 131-134, 139
- [20] 高鹏程, 张一平, 张海, 张国云, 牛秀峰. 水热耦合作用下尿素转化为铵态氮的动力学模型. 植物营养与肥料学报, 2005, 11(1): 21-26
- [21] 林天, 何圆球, 李成亮, 杨芳, 徐江兵. 红壤旱地中土壤酶对长期施肥的响应. 土壤学报, 2005, 42(4): 682-686
- [22] 王连峰, 蔡祖聪. 水分和温度对旱地红壤硝化活力和反硝化活力的影响. 土壤, 2004, 36(5): 543-546

Effects of Red Soil Moisture on Ammonia Volatilization of Urea

ZHOU Jing¹, CUI Jian^{1,2}, WANG Xia³

(1 Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2 College of Geography Science, Nanjing Normal University, Nanjing 210046, China; 3 Institute of Environment Science, Environmental Protection Department, Nanjing 210042, China)

Abstract: The effect of quaternary red soil moisture on ammonia volatilization of urea was studied by greenhouse simulation. The results showed that there was no significant correlation between ammonia volatilization flux and soil moisture, but the peak of ammonia volatilization flux at the higher moisture treatments (280, 320 and 360 g/kg) appeared 10 days earlier than at the lower ones (160 and 200 g/kg). Ammonia volatilization of urea in red soil could be divided into two stages, namely, rapidly and slowly increasing stages. The relationship between the cumulative ammonia-volatilization flux (y) and the corresponding time (t) followed Elovich equation ($y = a + b \ln t$), y increased with soil moisture increased from the first day to the tenth day, then it decreased to the lowest (0.90 g, accounted for 9.0% for urea applied) when soil moisture was 240 g/kg. The highest y was 1.16 g and accounted for 11.6% for urea applied when soil moisture was 320 g/kg.

Key words: Red soil, Soil moisture, Urea, Ammonia volatilization