

# 农田氮素的气态损失与大气氮湿沉降及其环境效应

苏成国<sup>1,2</sup> 尹斌<sup>2</sup> 朱兆良<sup>2</sup> 沈其荣<sup>1</sup>

(1 南京农业大学自然资源与环境科学学院 南京 210095 ;

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 )

**摘要** 本文总结了近年来有关农田 N 素气态损失与湿沉降研究的成果, 讨论了农田 N 素气态损失的主要途径、排放量、影响因素及其环境危害。同时结合对太湖地区农田 N 素气态损失与大气 N 湿沉降的试验结果, 阐述了化肥 N 的气态损失对大气和水体环境的影响, 以及酸雨由硫酸型向硫酸和硝酸混合型变化的驱动因素。

**关键词** 农田; 化肥氮; 湿沉降; 环境污染

**中图分类号** S143; X51

随着农业生产的发展, 化肥 N 的使用量急剧增加, 这些人工合成的活性 N 化合物大量施入农田后, 在土壤中经过一系列的物理、化学与生物化学等转化过程, 其中部分通过土壤-大气界面, 向大气排放各种含 N 化合物。据估计, 全世界每年的气态 N 化合物 ( $N_2O$ 、 $NO_x$ 、 $NH_3$ ) 总排放量可高达 120 TgN, 人类活动产生的贡献率为 67%。其中由农田生态系统施肥而产生的这种排放占有相当的比例<sup>[1-4]</sup>。我国是农业大国, 随着人口的持续增加, 对粮食的需求量会不断上升, 化肥 N 的用量还将进一步加大, 由此产生的农田生态系统 N 素损失也会加剧, 相应的环境问题也将更加突出。如温室气体之一的  $N_2O$  大部分来源于农业活动和土地利用方式的转变过程<sup>[5,6]</sup>; 来自农田生态系统中的氨挥发损失也加重了降水中的  $NH_4^+$  份量<sup>[7,8]</sup>。农田生态系统中 N 素的气态损失主要是通过“土壤-大气”界面的迁移进行的。影响 N 素气态迁移过程的主要影响因素包括环境条件、土壤性质、肥料类型、作物种类、施肥方法、水肥管理和土地利用方式等。随着 N 素气态损失的增加, 大气 N 的沉降量也明显增加, 成为补偿农田生态系统 N 素损失的主要途径之一。但过多的 N 沉降又会产生土壤酸化, 地表水富营养化等环境问题。本文结合对太湖地区农田 N 素气态损失与大气 N 湿沉降连续观测的结果, 阐述化肥 N 的气态损失及其主要影响因素、大气湿沉降对水体环境的影响。

## 1 农田生态系统向大气排放的 $N_2O$ 和 $NO_x$

据 FAO 2001 年统计<sup>[5]</sup>, 全球每年施入的无机肥

有 78 Tg, 而且有逐渐增长的趋势, 特别是在发展中国家。全球每年通过农田和草地释放的  $N_2O$  和  $NO$  已分别达到 3.5 Tg 和 2.0 Tg, 其中来源于施肥的贡献分别达到 0.9 Tg 和 0.6 Tg, 占当年施 N 量的 0.8% 和 0.5%。

### 1.1 从农田生态系统向大气排放的 $N_2O$ 和 $NO_x$ 及其环境效应

大气中  $N_2O$  浓度自从工业革命以来, 以每年 0.8  $\mu\text{g/L}$  的数量在增加, 在工业革命前是 275  $\mu\text{g/L}$ , 1994 年的浓度为 312  $\mu\text{g/L}$ <sup>[9]</sup>, 目前在大气中的平均浓度已达 317  $\mu\text{g/L}$ <sup>[10]</sup>。我国农业生态系统中,  $N_2O$  排放量大约占世界总排放量的 1%~1.5%<sup>[6]</sup>, 将田间观测结果经加权平均计得,  $N_2O$  的排放通量呈增高趋势。根据 IPCC 对中国农田  $N_2O$  直接排放通量进行的估算, 1990 年为 0.28 TgN, 1995 年增至 0.34 TgN, 其中, 化肥 N 消耗产生的排放量占  $N_2O$  排放总量的 74%<sup>[11-13]</sup>。而每年全球由施肥从农田释放的  $NO$  量总计达 1.5 Tg, 其中 44% 来自发达国家, 56% 来自发展中国家<sup>[5]</sup>。

$N_2O$  在对流层中可以吸收来自陆地的热辐射, 减少地表向外层空间的热辐射, 从而产生温室效应,  $N_2O$  在人为对温室效应的贡献中占 6%; 在相同数量下,  $N_2O$  的全球增温潜能 (GWP) 是  $CO_2$  的 320 倍, 是  $CH_4$  的 13 倍<sup>[14]</sup>。目前,  $N_2O$  对总的 GWP 的贡献率为 2%~4%<sup>[15]</sup>, 预测可能增加到 10%<sup>[16]</sup>。 $N_2O$  还可以破坏同温层中的臭氧, 大气中的  $N_2O$  增加一倍, 臭氧层中的臭氧将减少 10%, 而到达地面的紫外线辐射强度将会增加 20%, 导致人类皮肤癌

和其他疾病的发病率迅速上升,并带来其他的健康问题<sup>[17,18]</sup>。

在光化学反应过程中,有 5%~10%的  $N_2O$  转化为  $NO$ ,  $NO$  在大气化学中又可以控制大气的氧化平衡。并且在大气中  $NO$  又可以氧化为  $NO_2$ , 而  $NO_x$  ( $NO+NO_2$ ) 的沉降会引起生态系统的酸化和富营养化<sup>[5]</sup>。

## 1.2 影响农田生态系统 $N_2O$ 和 $NO_x$ 排放的因素

影响  $N_2O$  排放的因素有施肥、气候条件、土壤有机质含量、土壤 pH、种植类型、肥料类型、土壤孔隙度等。影响  $NO$  排放的因素有施肥量、肥料类型、土壤有机质含量、排水等<sup>[5]</sup>。

### 1.2.1 土壤含水量和温度

土壤含水量主要通过影响土壤通气状况、土壤的氧化还原状况、土壤中微生物的活性以及土壤中  $N_2O$  向大气的扩散等来影响  $N_2O$  的产生与排放<sup>[19]</sup>。土壤温度通过制约有机物质降解速率、硝化和反硝化来控制各种土壤过程<sup>[5]</sup>。研究表明,最大  $N_2O$  排放一般发生在土壤湿度 90%~100%田间持水量或 77%~86% WFPS (Water-Filled Pore Space, 充水孔隙) 之间<sup>[20]</sup>。封克等<sup>[21]</sup>研究也表明,在土壤含水量为 WFPS 的 45%~75%时,硝化作用和反硝化作用共同作用产生较多的  $N_2O$ 。此外土壤的干湿交替将会加强  $N_2O$  和  $NO$  从土壤向大气的释放<sup>[5]</sup>。

一些研究表明,  $NO$  随温度的增长而增长,但二者的关系在热带和温带中并不明显。通常,反硝化过程中  $N_2O/N_2$  随温度降低而增加。郑循华等人<sup>[22]</sup>对稻麦轮作系统  $N_2O$  排放通量的研究结果表明,  $N_2O$  排放通量发生的频率随表层土壤(5 cm 土壤深度)日平均温度的变化呈正态分布,67%的  $N_2O$  排放通量都集中在 15~25 范围, >25 和 <15 时的排放量仅分别占 17%和 16%。

### 1.2.2 土壤 pH

据研究,反硝化速率的最佳 pH 范围为 7.0~8.0<sup>[21, 23, 24]</sup>。反硝化速率在酸性条件下比碱性条件下慢,但  $N_2O$  在低 pH 下高,特别是在有充足的  $NO_3^-$  供应下。 $N_2O$  和  $NO$  在酸性土壤中随 pH 升高而降低,在碱性土壤中随 pH 降低而增长<sup>[5]</sup>。黄国宏等人<sup>[25]</sup>室内模拟试验的结果也表明,在 pH 7~10 范围内,随着 pH 下降  $N_2O$  排放呈递增趋势。

同时有研究表明,土壤 pH 对  $NO$  的形成过程是重要的影响因素,在碱性肥沃的粘土(pH 为 7.8)中,硝化是  $NO$  的主要来源,而在酸性肥沃的砂质土(pH 为 4.7)中,反硝化是  $NO$  的主要来源<sup>[5]</sup>。

### 1.2.3 土壤孔隙度

土壤孔隙度不仅影响土壤中氧气的供给状况,而且还对  $N_2O$  的排放过程产生极为重要的影响。一些研究结果表明,植物根系对反硝化作用的影响限于孔隙度低的条件下,当孔隙度低于 10%~12%时,根系中氧气的耗竭将会使反硝化作用增强<sup>[26]</sup>。Hansen 等<sup>[27]</sup>研究了农业土壤中拖拉机通行对  $N_2O$  排放的影响,发现压实土壤空气中  $N_2O$  的浓度比其他处理高 7 倍多。土壤的压实对土壤中  $N_2O$  向大气的排放起着一定阻隔作用,使得其排放通量降低<sup>[19]</sup>。

### 1.2.4 种植类型

通常,  $N_2O$  在淹水的水稻生长季节比收获后休耕时要少得多,这是因为淹水期间处于厌氧条件,而收获后有充足氧气供应,来自土壤有机质、植株残渣和水下生物的  $NH_4^+-N$  的硝化<sup>[5]</sup>。

### 1.2.5 施肥的影响

在常用的普通碳酸氢铵、尿素、长效碳酸氢铵 3 种化学 N 肥中,长效碳酸氢铵与其他 2 种肥料相比,可明显延后  $N_2O$  释放高峰期出现的时间,而且大多数情况下可以显著减少其释放量,但长效碳酸氢铵减少  $N_2O$  释放的效果随土壤含水量的增加而减少,因此要注意施肥与灌溉的配合<sup>[28]</sup>。施肥时期延长,没有植物吸收的竞争,  $N_2O$  和  $NO$  的释放量就会增加。施肥模式和时期影响氨挥发和植物的吸收效率,因此也就影响到硝化和反硝化的 N 的有效性。与撒施相比,水面下施 N 肥会导致较高的  $N_2O$  损失和较低的  $NO$ <sup>[5]</sup>。

### 1.2.6 种植处理

残留在田地的植株残渣是硝化和反硝化重要的 C 和 N 源。另外,无种植的田地也可促进有机质的矿化。一些研究发现保留植株残渣比去掉有较高的反硝化活性和  $N_2O$  释放量。这可能与土壤表面的植株残渣对表层土的湿度条件有关。不种植也会导致加速  $NO$  排放。耕作对土壤有机质矿化有影响,还可能影响  $N_2O$  和  $NO$  从土壤中的释放,与传统的耕作相比,免耕有较高的  $N_2O$  损失,这可能与较高的反硝化活性有关。然而免耕的  $N_2O$  损失要比耕作的但多年无种植的低<sup>[5]</sup>。

### 1.2.7 土壤有机质含量的影响

土壤中的 N 主要来自于有机质的矿化和施入的 N 肥,土壤有机质的矿化产物不仅为反硝化过程提供了反应底物,而且有机质本身还为参与这一过程的微生物提供了能源。对硝化作用来说,有机 C 的加入可促进微生物活动,使氧气供应不足,最终导致自养微生物参与的硝化作用减弱<sup>[19]</sup>。对于反硝化作用,反硝化速率与全 C 有相关性,与水溶性 C 或可矿化 C 相关更

好<sup>[21]</sup>。一般土壤微生物适宜的有机质 C/N 为 25 ~ 30:1, 若 C/N > 25 ~ 30:1, N<sub>2</sub>O 排放受抑制; 若 C/N < 25 ~ 30:1, 则促进 N<sub>2</sub>O 的排放<sup>[29]</sup>。

另外, 陈冠雄等<sup>[30]</sup>对大豆植株进行了光照影响的田间试验和室内模拟试验研究, 发现 N<sub>2</sub>O 通量在较弱的光照条件下较高, 在完全黑暗和较强的光照条件下较低, 甚至吸收大气中的 N<sub>2</sub>O。杨思河等人<sup>[31]</sup>对木本植物(沙松、赤杨、落叶松等)的研究也证实了这一点。

### 1.3 减排措施

施用有机肥, 限制化肥用量, 施用缓效性肥料, 采用包衣 N 肥, 施肥方式采用深施或混施, 增加覆盖, 少量频施, 叶面喷施等均可减少 N<sub>2</sub>O 排放<sup>[32]</sup>, 但同时也要注意在减少土壤 N<sub>2</sub>O 释放的同时, 是否同时增加 CH<sub>4</sub> 的排放量, 不要顾此失彼<sup>[19]</sup>。另外, 大力植树种草, 减少滥砍乱伐现象; 减少生物体燃烧, 推广秸秆直接还田和秸秆覆盖技术, 都可以减少 N<sub>2</sub>O 的排放, 保护和改善环境<sup>[33]</sup>。

## 2 农田生态系统向大气排放的 NH<sub>3</sub>

FAO 2001 报告<sup>[5]</sup>, 全球每年来自施用 N 肥的氨挥发损失达 1100 万 t, 占当年施 N 量的 14%, 来自水稻田的氨挥发损失为 240 万 t, 占水稻田年施 N 量 1180 万 t 的 20%, 其中绝大多数来自发展中国家, 比例达 97%。大量的氨挥发损失, 不仅造成肥料的利用率降低, 而且对环境的危害也将随之增加。

### 2.1 从农田生态系统向大气排放的 NH<sub>3</sub> 及其环境效应

农业活动是大气中的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>(或 NH<sub>3</sub>) 的重要来源之一, 如土壤和家畜粪便中 NH<sub>3</sub> 的挥发等<sup>[34]</sup>。将田间观测结果经加权平均计得, 我国农业生态系统中, 1990 年农田向环境中释放的 NH<sub>3</sub> 达 1.8 TgN, 约占化肥 N 施用量的 11%, 1995 年增至 2.7 TgN<sup>[35]</sup>。据 Zheng 等人<sup>[36]</sup>估算, 亚洲 NH<sub>3</sub> 挥发量从 1961 年的每年 1.7 TgN 增加到 2000 年的 N 8.2 Tg/a, 以此速度到 2030 年, 可能会增加到 N 12.2 Tg/a。82% 的 NH<sub>3</sub> 挥发将很快又沉降返回到陆地生态系统, 其余 12% 则经对流沉降到海洋生态系统。这将成为一个不可忽视的 N 污染源。

氨挥发是 N 循环的一个重要迁移过程。进入大气后, NH<sub>3</sub> 的一部分又可以干、湿沉降的途径返回地表。过去对氨挥发后果的认识一直局限于农业中的 N 素损失; 然而, NH<sub>3</sub> 挥发和沉降与环境问题关

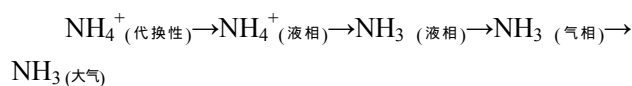
系密切。进入大气中的 NH<sub>3</sub> 是大气中气溶胶的成分之一, 而大气中的气溶胶又与气候变化有关, 人为活动形成的气溶胶对气候影响的净效应使地表趋冷。进入大气的 NH<sub>3</sub> 在光化学反应的驱动下与大气中的羟基(OH)反应, 消耗 OH。然而大气中的另一种重要的温室气体甲烷(CH<sub>4</sub>)主要是通过羟基发生光化学反应而除去。因此, 氨挥发影响到大气中 CH<sub>4</sub> 的氧化。同时, 大气对流层中的 NH<sub>3</sub> 也会反应生成 N<sub>2</sub>O, 其量可达 N 0.3 ~ 1.2 Tg/a, 主要发生在热带地区<sup>[37]</sup>。

NH<sub>3</sub> 是大气干湿沉降 N 的主要成分。Wolf 和 Patz<sup>[38]</sup>研究认为 NH<sub>3</sub> 占沉降 N 总量的 30%。我国国内研究更高, 1995 年长江流域大气湿沉降中 NO<sub>x</sub>-N 和 NH<sub>x</sub>-N 分别为 1.0 Tg 和 2.8 Tg<sup>[39]</sup>。沉降到地面的 NH<sub>3</sub> 虽然可增加土壤有效态 N, 对植物有利, 但同时也成了 N<sub>2</sub>O 的二次源, 增加了 N<sub>2</sub>O 的排放。经大气沉降(NO<sub>x</sub> 和 NH<sub>x</sub>)到土壤表面的 N 有 0.2% ~ 1.6% 又经 N<sub>2</sub>O 形式释放到大气中<sup>[2]</sup>。沉降到水体的 NH<sub>3</sub> 将加剧水体富营养化, 同时将加剧对鱼类等水产资源的危害。室内高浓度的 NH<sub>3</sub> 还会危害人体健康, 主要伤害人体粘膜及咽喉。

### 2.2 影响农田生态系统 NH<sub>3</sub> 排放的因素

影响 N 肥氨挥发的因素主要有测量地点(大田或室内)、测量方法、肥料类型、施肥方式、施肥时期、土壤 pH、CEC、气候条件、种植类型、植株或植株残渣的存在、测量期间的藻类生长、灌水的 pH(淹水稻田)等<sup>[5, 40]</sup>。蔡贵信等<sup>[41]</sup>的研究也表明, 氨挥发量随土壤类型、气候条件而异, 并与 N 肥的种类、使用时期和施用方法有关。

N 肥施入农田后, 一部分 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>硝化为 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, 一部分分解为 NH<sub>3</sub>。



2.2.1 测量地点(大田或室内) Stenvens 等<sup>[42]</sup>研究表明, 氨挥发随气候条件(温度、湿度、光照及风速等)的变化波动很大, 降雨与施肥的先后顺序对氨挥发起着很关键的作用, 因此测量地点是在室内还是在在大田, 对所测的氨挥发结果影响很大。

2.2.2 测量方法 氨挥发损失的测定方法目前常用的主要有密闭室法和微气象学法。两种测量方法对所测的氨挥发量结果的影响也是非常重要的。根据对大量数据的统计, 密闭室法的氨挥发量平均值要比微气象学法的高, 而数据的中值要比微气象

学法低<sup>[5]</sup>。

2.2.3 种植类型 对于种植类型,草地所测氨挥发量的平均值比旱地低 20%,比淹水农田低 10%<sup>[5]</sup>。在我国, NH<sub>3</sub> 挥发量稻田高于旱地,损失率分别为 18%和 9%<sup>[35]</sup>。

2.2.4 肥料类型 在各种制约因素中,肥料类型也是非常重要的。根据对大量数据的统计,施入玉米地的硝酸铵的氨挥发量最大,最低的是硝酸钙<sup>[5]</sup>。张庆利等<sup>[43]</sup>也研究了 4 种土壤类型和尿素与碳酸氢铵两种 N 肥的氨挥发情况,结果发现碳酸氢铵初始的氨挥发强度大于尿素,而氨挥发总量小于尿素;尿素在 4 种类型土壤上氨挥发总量次序为:褐土>潮土~砂姜黑土>棕壤,碳酸氢铵在 4 种类型土壤上的氨挥发总量次序为褐土>棕壤>潮土~砂姜黑土。

2.2.5 温度与风速 在一定的 pH 值下,温度和风速的增高会增加 NH<sub>3</sub>/NH<sub>4</sub><sup>+</sup>的比值,降低 NH<sub>3</sub> 在水中的溶解度,促进 NH<sub>3</sub> 通过气-水或气-土界面的扩散,从而增加了 NH<sub>3</sub> 的挥发量。

2.2.6 土壤 pH 土壤 pH 值也可以影响 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 的分解。pH 值若从 6 分别升到 7、8、9,那么 NH<sub>3</sub> 的相对浓度也就分别从 0.1%提高到 1%、10%、50%, pH > 8.5 的土壤的氨挥发量比 5.5 < pH < 7.3 的土壤高 61%,比 pH ≤ 5.5 的土壤高 80%; 7.3 < pH < 8.5 的土壤的氨挥发量比 5.5 < pH < 7.3 的土壤高 39%,比 pH ≤ 5.5 的土壤高 55%。另外硝化过程也可以通过降低 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 有效性和产生酸来减少 NH<sub>3</sub> 的挥发<sup>[5]</sup>。

2.2.7 土壤 CEC 土壤 CEC 对氨挥发损失的影响没有土壤 pH 明显。土壤 CEC 高的土壤的氨挥发损失比 CEC 低的土壤要低。研究发现 CEC > 32 cmol/kg 的土壤的氨挥发损失比 CEC < 32 cmol/kg 的土壤低 40%<sup>[5]</sup>。

氨挥发速率在水稻不同生育期有很大的差异,田光明等<sup>[44]</sup>对镇江丘陵区稻田的氨挥发研究结果表明,分蘖肥的氨挥发显著高于基肥和穗肥,而且田面水的 pH 值对氨挥发损失也有显著影响。除了石灰性土壤中氨挥发损失很大外,稻田的氨挥发损失也相当高,可占施 N 量的 8%~39%<sup>[45]</sup>。光照下藻类生长旺盛,稻田田面水 pH 值升高,从而促进了 NH<sub>3</sub> 挥发;田面水中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度高时,挥发更快。

此外, N 肥的施肥量、土壤有机 C 含量和土壤质地对氨挥发损失比率的影响并不是很明显<sup>[5]</sup>。

### 2.3 减排措施

目前有效的减排措施是粒肥深施、无水层混施、在水稻生长盛期施用、施用脲酶抑制剂(肥料为尿素)等,在田面水中覆盖一层表面分子膜也有利于降低氨挥发,提高 N 肥利用率,并有一定的增产效果<sup>[41,46-48]</sup>。在旱作土壤中, Ca 或某些酸性的 P 化合物,如 H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>、NH<sub>4</sub>H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>、Ca(H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> 等可通过降低微环境的 pH 值来降低氨挥发损失<sup>[5]</sup>。

## 3 大气氮沉降

大气 N 沉降有干、湿两种。湿沉降的 N 主要有 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, 以及少量的可溶性有机 N; 干沉降的 N 主要有 NO、N<sub>2</sub>O、NH<sub>3</sub> 和 HNO<sub>3</sub>(气), 以及 (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> 粒子, 还有吸附在其他粒子上的 N<sup>[49]</sup>。除了自然来源外, 大气中的 N 化合物主要来源于工业 (NO<sub>x</sub>)、化石燃料的燃烧 (NO<sub>x</sub>)、农田施肥和集约畜牧业 (NH<sub>x</sub>)。

### 3.1 大气 N 沉降概况

世界各地大气 N 沉降的通量是受 N 的排放量支配的。N 沉降与 N 排放呈线性关系<sup>[50]</sup>。据 Skeffington<sup>[49]</sup>估计, 1986 年大气 N 沉降输入欧洲中部和低海拔国家为 18~22 kg/hm<sup>2</sup>, 四周大多数国家为 10~13 kg/hm<sup>2</sup>, 西班牙和地中海东部国家为 5~6 kg/hm<sup>2</sup>。Salahi 等<sup>[51]</sup>监测 Tehran 地区的湿沉降结果表明, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的数量超过 30 kg/(hm<sup>2</sup>·a), 温暖季节是凉爽季节的 2 倍, 这是由于光化学反应在凉爽和冬天的季节不能发生, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 为 10 kg/(hm<sup>2</sup>·a)。我国在南方一些地区曾对降雨中的 N 进行了观测, 结果表明, 各地雨水中的含 N 量和由降雨带入的 N 量, 都有很大变幅, 就平均值而言, 雨水中的含 N 量多在 1~2 mg/L 之间, 带入的 N 量多在 9.0~19.5 kg/(hm<sup>2</sup>·a) 之间<sup>[52, 53]</sup>。黄土旱塬地区乾线试验点的部分试验结果表明<sup>[54]</sup>, 年输入 N 量为 14.3~29.7 kg/hm<sup>2</sup>, 其中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 占 71.9%~88.4%; 陕西关中地区各试验点在 6.3~26.6 kg/hm<sup>2</sup> 之间, 其中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 占 66.3%~88.5%<sup>[55]</sup>。

### 3.2 N 沉降量增加的负面影响

在 N 沉降量较低的地区, 几乎所有的沉降 N (>95%) 都被土壤吸收<sup>[56]</sup>, N 沉降将具有施肥作用。但在具有充足 N 供应的土壤中, N 沉降量的增加将会导致土壤中 N 饱和, 以至于导致 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 的淋失和土壤酸化<sup>[57, 58]</sup>。如一些森林中 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 淋失量达到 10~15 kg/(hm<sup>2</sup>·a), 甚至更高<sup>[56]</sup>。

一些模拟 N 沉降的实验表明, 土壤中的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>

淋失随 N 沉降的增加而增加<sup>[59]</sup>。在中欧森林生态系统中, Grennfelt 等<sup>[56]</sup>指出, 降雨中的 N 有 30 % 从径流中流失; 当降雨中的无机 N 输入超过 13 kg/(hm<sup>2</sup>·a) 时, 一些径流水中的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 输出是降雨中 N 输入的 52 % ~ 92 %。NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的淋失, 不论是由于 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 硝化引起的, 还是由于 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 的加入引起的, 都具有强烈的酸化作用<sup>[59]</sup>, 对环境也造成了污染。

随着降水中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 沉降量的增加, 土壤中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 的过量积累会导致 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 的植物毒害。在 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 过量供应的情况下, 由于植物对阴阳离子的不平衡吸收, 可使植物根际急剧酸化。另外 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 还抑制植物对其他阳离子如 K<sup>+</sup>、Ca<sup>2+</sup> 和 Mg<sup>2+</sup> 的吸收, 导致植物缺乏

这些养分, 这对植物生长特别是森林生长是不利的<sup>[60, 61]</sup>。

### 3.3 农田生态系统 N 素的氨挥发损失与大气 N 湿沉降

本试验在中国科学院常熟农业生态试验站进行, 常熟站位于长江三角洲的腹地常熟市辛庄镇, 年降水量 1038 mm 左右。对大气 N 湿沉降的监测, 我们连续收集分析了由 2001 年 6 月至 2003 年 8 月的降雨。以 2002 年 6 月至 2003 年 6 月为例, 这一时期降雨量为 1069.4 mm, 降雨集中在 6 ~ 8 三个月内, 占年度降雨量的 41.8 %。

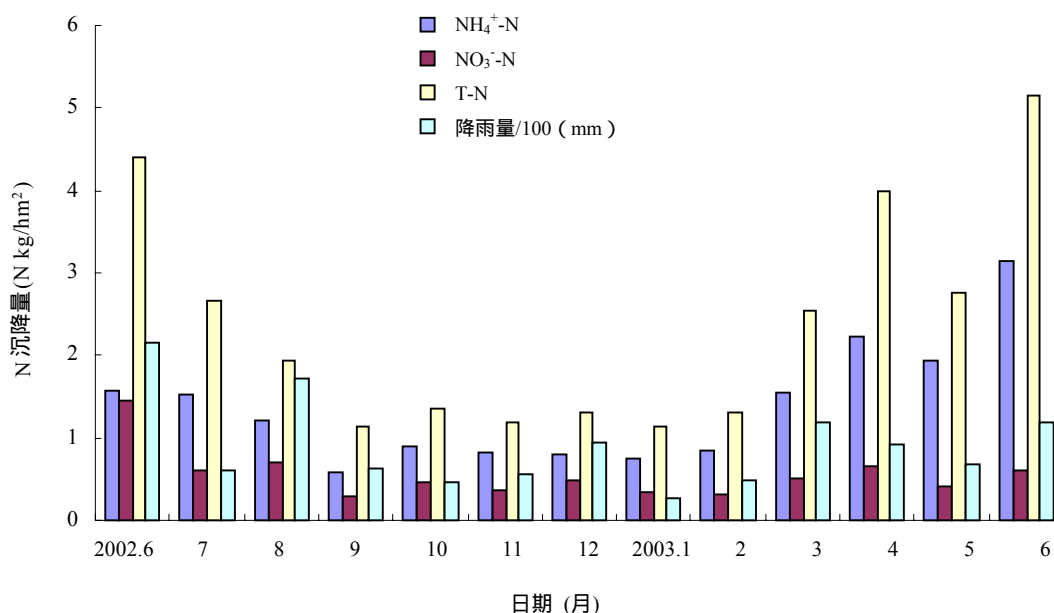


图 1 大气 N 湿沉降量随降雨量的动态变化

Fig. 1 Changes of the amount of N wet deposition with rainfall

这一年度大气 N 湿沉降量为 N 22.7 kg/hm<sup>2</sup>。由图 1 可明显看出, 大气湿沉降以 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 为主, 占总 N 沉降量的 35.8 % ~ 90.7 %, 平均为 56.4 %。大气 N 湿沉降也是主要集中在 6 ~ 8 月, 以 2002 年为例, T-N 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 分别约占总沉降量的 39.7 % 和 35.5 %。这主要是由于 6 ~ 8 月期间降雨量大, 而且处于稻田的大量施肥期, 产生较多的氨。因此, 大气 N 湿沉降与降雨量和施肥有关。稻季期间 N 湿沉降的最高值出现在当地施加基肥后的 7 月初的降雨中, 其中 T-N 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的沉降量和浓度的高峰一般出现在当地施 N 肥后的 10 天左右, 稻季内由湿

沉降带入的 T-N 量为 N 7.5 kg/hm<sup>2</sup>, 相当于 16.3kg 尿素, 其中以 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 为主, 为 4.2 kg/hm<sup>2</sup>, 占总 N 沉降量的 39.8 % ~ 73.2 %, 平均为 55.5 %。农田的氨挥发损失主要发生在稻季, 2002 年测得的稻季期间总的氨挥发损失量为 N 23.3 kg/hm<sup>2</sup>。在稻季生产中的 3 个施肥时期, 稻田的氨挥发损失量与降水中的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度的相关系数为 0.988, 与 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 沉降量的相关系数则达到 0.996, 这说明稻田 N 肥的氨挥发损失与大气 N 湿沉降中的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 呈明显的相关关系<sup>[62]</sup>。

#### 4 结语与建议

随着工业化的发展,来自于燃料燃烧、工业生产和交通运输的  $\text{NO}_x$  在逐年增加,同时农田的施肥量也在增加,导致大气中含 N 化合物数量在不断地增加,因此大气污染与大气 N 沉降越来越受到世人的关注。在充分利用 N 沉降这一 N 源的同时,更要注意到过多 N 沉降带来的一系列负作用,特别是酸雨(或酸沉降)对环境的影响。同时随着各大城市减少燃煤的措施,使得每年向大气排放的  $\text{SO}_2$  有降低的趋势,由此导致了我国的酸雨正由硫酸型向硫酸与硝酸混合型发展。

#### 参考文献

- Bouwman AF. Soils and the green house effect. John Wiley and Sons UK, 1990, 205 ~ 209
- Mosier A, Kroeze C, Nevison C, Oenema O, Seitzinger S, van Cleemput O. Closing the global  $\text{N}_2\text{O}$  budget: Nitrous oxide emission through the agricultural nitrogen cycle. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 1998, 52: 225 ~ 248
- Lag Reid M, Bockman OC, Kaarstad O. Agriculture, fertilizers and environment. Norsk Hydro ASA Porsgrunn, Norway CABI publishing, 1999, 122 ~ 157, 174 ~ 180
- 曹志洪. 施肥与大气环境质量—论施肥对环境的影响(1). *土壤*, 2003, 35(4): 265 ~ 270
- FAO, IFA. Global estimates of gaseous emissions of  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}$  and  $\text{N}_2\text{O}$  from agricultural land. Rome: published by International Fertilizer Industry Association(IFA) and Food and Agriculture Organization of the United Nations(FAO). 2001, 1 ~ 84
- 周文能. 中国农业氧化亚氮的排放量和减少对策. *农业环境与发展*, 1994, (1): 27 ~ 31
- 杨晓红. 南太湖地区酸雨现状及防治对策. *湖州师范大学学报*, 2001, 23(3): 68 ~ 72
- 徐仁扣. 我国降水中的  $\text{NH}_4^+$ 及其在土壤酸化中的作用. *农业环境保护*, 1996, 15(3): 139 ~ 140, 142
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change/Organization for Economic Cooperation and Development). Guidelines for national greenhouse gas inventories. OECD/OCDE, Paris, 1996
- CMDL. Climate monitoring and diagnostic laboratory (CMDL) of the National Oceanographic and Atmospheric Administration. USA. Boulder, CO., 2000
- Xing GX.  $\text{N}_2\text{O}$  emission from cropland in China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, 52: 249 ~ 254
- Xing GX, Yan XY. Direct nitrous oxide emission agricultural fields in China estimated by the revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gases. *Environmental Science & Policy*, 1999, 2: 355 ~ 361
- Xing GX, Zhu ZL. An assessment of N loss from agricultural fields to the environment in China. *Nutrient Cycling in Agroecosystem*, 1997, 49: 17 ~ 22
- IPCC. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. OECD/OCDE, Paris, 1995
- Watson RT, Meira Filho LG, Sanhueza E, Janetos J. Sources and sinks. In: Houghton JT, Callander BA, Varney SK. eds. *Climate Change 1992*. Cambridge: Cambridge University Press, 1992, 25 ~ 46
- Dickinson RE, Cicerone RJ. Future global warming from atmospheric trace gases. *Nature*, 1986, 319: 109 ~ 115
- Prinn R, Cunnold D, Rasussen R, et al. Atmospheric emissions and trends of nitrous oxide deduced from 10 years of ALE-GAGE data. *Geophys Res.*, 1990, 95: 18369 ~ 18385
- Prather M, Derwent R, Enhalt D, et al. Other trace gases and atmospheric chemistry. In: Houghton JT, et al. eds. *Climate change 1994*. Cambridge: Cambridge University Press, 1995, 77 ~ 126
- 齐玉春, 董云社. 土壤氧化亚氮产生、排放及其影响因素. *地理学报*, 1999, 54 (6): 534 ~ 541
- 郑循华, 王明星, 王跃思, 沈壬兴, 龚宴邦, 骆冬梅, 张文, 金继生, 李老土. 稻麦轮作生态系统中土壤湿度对  $\text{N}_2\text{O}$  产生与排放的影响. *应用生态学报*, 1996, 7 (3): 273 ~ 279
- 封克, 殷士学. 影响氧化亚氮形成与排放的土壤因素. *土壤学进展*, 1995, 23 (6): 35 ~ 40
- 郑循华, 王明星, 王跃思, 沈壬兴, 张文, 龚宴邦. 温度对农田  $\text{N}_2\text{O}$  产生与排放的影响. *环境科学*, 1997, 18 (5): 1 ~ 5
- 封克, 王子波, 王小治, 张素玲, 汪晓丽. 土壤 pH 对硝酸根还原过程中  $\text{N}_2\text{O}$  产生的影响. *土壤学报*, 2004, 41 (1): 81 ~ 86
- Simwe, Kjaller Annellse. Potential for  $\text{N}_2\text{O}$  production from beech (*Fagus silvialous*) forest soils with varying pH. *Soil Biol. Biochem.*, 1994, 26 (8): 1003 ~ 1009
- 黄国宏, 陈冠雄, 韩冰, Oswald Van Cleemput. 土壤含水量与  $\text{N}_2\text{O}$  产生途径研究. *应用生态学报*, 1999, 10 (1): 53 ~ 56

- 26 王艳芬, 陈佐忠, 周涌. 内蒙古典型草原  $N_2O$  研究刍议. 气候与环境研究, 1997, 2 (3): 280 ~ 285
- 27 Hansen S, Mehlum JE, Bakken LR.  $N_2O$  and  $CH_4$  fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. Soil Biol. Biochem., 1993, 25(5): 621 ~ 630
- 28 侯爱新, 陈冠雄, Cleem put O Van. 不同种类氮肥对土壤释放  $N_2O$  的影响. 应用生态学报, 1998, 9 (2): 176 ~ 180
- 29 王智平, 曾江海, 张玉铭. 农田土壤  $N_2O$  排放的影响因素. 农业环境保护, 1994, 13 (1): 40 ~ 42
- 30 于克伟, 陈冠雄, 杨思河. 全球变化与我国未来的生存环境. 北京: 气象出版社, 1996, 116 ~ 121
- 31 杨思河, 陈冠雄, 林继慧. 几种木本植物  $N_2O$  释放与某些生理活动的关系. 应用生态学报, 1995, 6 (4): 37 ~ 340
- 32 王智平, 杨永辉, 张万军, 宋文质. 减缓大气温室气体的方案和措施. 农业环境保护, 1998, 17 (4): 151 ~ 155
- 33 王彩绒, 田霄鸿, 李生秀. 土壤中氧化亚氮的产生及减少排放量的措施. 土壤与环境, 2001, 10 (2): 143 ~ 148
- 34 Junge CE. The distribution of ammonia and nitrate in rainwater over United States. Trans. Am. Geophys. Union, 1958, 39: 241 ~ 248
- 35 Xing GX, Zhu ZL. An assessment of N loss from agriculture fields to the environment in China. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2000, 57: 67 ~ 73
- 36 Zheng X, Fu C, Xu X, Yan X, Huang YL, Han S, Hu F, Chen G. The Asian nitrogen cycle case study. Ambio, 2002, 31: 79 ~ 87
- 37 Dentener FJ, Crutzen PJ. A three-dimensional model of the global ammonia cycle. J. Atmos. Chem., 1994, 41 (4): 770 ~ 771
- 38 Wolf AH, Patz JN. Reactive nitrogen and human health: Acute and long-term implications. Ambio, 2002, 31: 120 ~ 125
- 39 Xing GX, Zhu ZL. Regional nitrogen budgets for China and its major watersheds. Biogeochemistry, 2002, 57 (1): 405 ~ 427
- 40 Tong YA, Emteryd O, Grip H, Lu DQ. Soil  $NH_4^+$  fixation and fertilizer N recovery as affected by soil moisture and fertilizer application methods. Pedosphere, 2004, 14 (2): 247 ~ 252
- 41 蔡贵信. 氨挥发. 见: 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 ~ 194
- 42 Tenvens RJ, Laughin RJ, Kilpatrick DJ. Soil properties related to the dynamics of ammonia volatilization from urea applied to the surface of acidic soils. Fertilizer Research., 1989, 20 (1): 1 ~ 9
- 43 张庆利, 张民, 杨越超, 路继峰. 碳酸氢铵和尿素在山东省主要土壤类型上的氨挥发特性研究. 土壤通报, 2002, 33 (1): 32 ~ 34
- 44 田光明, 蔡祖聪, 曹金留, 李小平. 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 ~ 331
- 45 Cai GX, Zhu ZL, Trevitt ACF, Freny JR, Simpson JR. Nitrogen loss from ammonium bicarbonate and urea fertilizers applied to the flooded rice. Fert. Res., 1986, 10: 203 ~ 215
- 46 尹斌, 沈仁芳, 朱兆良. 水面分子膜对提高氮肥利用率及水稻产量的影响. 见: 中国科学院红壤生态试验站编, 红壤生态系统研究(第 5 集). 北京: 中国农业科技出版社, 1998: 192 ~ 195
- 47 庄舜尧, 尹斌, 朱兆良. 表面分子膜抑制稻田氨挥发的模拟研究. 土壤, 2001, 33 (2): 60 ~ 63
- 48 Zhuang SY, Yin B, Zhu ZL. Model estimation of volatilization of ammonia applied with surface film-forming material. Pedosphere, 1999, 9 (4): 299 ~ 304
- 49 Skeffington RA. Accelerated nitrogen inputs: A new problem or a new perceptive? Plant and Soil, 1990, 128: 1 ~ 11
- 50 Bartnicki J, Alcamo J. Calculating nitrogen deposition in Europe. Water Air Soil Pollute, 1989, 47: 101 ~ 123
- 51 Salahi A, Geranfar S, Korori SAA. Nitrogen deposition in the Greater Tehran Metropolitan Area. In Optimizing Nitrogen Management in Food and Energy Production and Environmental Protection: Proceeding of the 2nd International Nitrogen Conference on Science and Policy. The Scientific World, 2001, 1(S<sub>2</sub>): 261 ~ 265
- 52 沈善敏. 中国土壤肥力. 北京: 中国农业出版社, 1998, 57 ~ 110
- 53 沈善敏. 氮肥在中国农业发展中的贡献和农业中氮的损失. 土壤学报, 2002, 39(增刊): 12 ~ 25
- 54 李生秀, 寸待贵, 高亚军, 贺海香, 李世清. 黄土旱塬降水向土壤输入的氮素. 干旱地区农业研究, 1993, 11(增刊): 83 ~ 92
- 55 李世清, 李生秀. 陕西关中湿沉降输入农田生态系统中的氮素. 农业环境保护, 1999, 18 (3): 97 ~ 101
- 56 Grennfelt D, Hultberg H. Effect of nitrogen deposition on the acidification of terrestrial and aquatic ecosystems. Water Air and Soil Pollution, 1986, 30: 945 ~ 963
- 57 Van Breaman N, et al. Impact of acid atmospheric

- deposition on woodland soils in the Netherlands: Nitrogen transformations. *Soil Sci. Soc. Am.*, 1987, 51: 1634 ~ 1640
- 58 Bartnicki J, Alcamo J. Calculating nitrogen deposition in Europe. *Water Air and Soil Pollution*, 1989, 47: 101~123
- 59 Bergkvist B, Felkerson L. Soil acidification and element fluxes of a *Fagus Sytatica* forest as influenced by simulated nitrogen deposition. *Water Air and Soil Pollution*, 1992, 65: 111 ~ 133
- 60 Matson P, Lohse KA, Hall SJ. The globalization of nitrogen deposition: Consequences for terrestrial ecosystems. *Ambio.*, 2002, 31(2): 113 ~ 119
- 61 Pryor SC, Barthelmie RJ, Carreiro M. Nitrogen deposition to and cycling in a deciduous forest. In *Optimizing Nitrogen Management in Food and Energy Production and Environmental Protection: Proceeding of the 2nd International Nitrogen Conference on Science and Policy*. The Scientific World, 2001, 1(S<sub>2</sub>): 245 ~ 254
- 62 苏成国, 尹斌, 朱兆良, 沈其荣. 稻田氮肥的氮挥发损失与稻季大气氮的湿沉降. *应用生态学报*, 2003, 14 (11): 1884 ~ 1888

## GASEOUS LOSS OF NITROGEN FROM FIELDS AND WET DEPOSITION OF ATMOSPHERIC NITROGEN AND THEIR ENVIRONMENTAL EFFECTS

SU Cheng-guo<sup>1,2</sup> YIN Bin<sup>2</sup> ZHU Zhao-liang<sup>2</sup> SHEN Qi-rong<sup>1</sup>

(1 *Department of Resources and Environment Science, Nanjing Agriculture University, Nanjing 210095;*

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

**Abstract** In the present paper results of the study on gaseous loss of nitrogen from farmfields and wet deposition from the atmosphere in the recent years were reviewed and main pathways and amount of nitrogen emission, their influencing factors, and their hazard to the environment were discussed. Based on the results of the experiments on nitrogen gaseous loss from fields to the atmosphere and wet deposition of atmospheric nitrogen to the surface of the soil in the Taihu Lake Region, the effect of gaseous loss of chemical N fertilizers on the atmosphere and the water environment, and the factors driving the turn of acid rain of the sulfuric acid type into one of a mixed type of sulfuric acid and nitric acid were elaborated.

**Key words** Fields, Nitrogen fertilizer, Wet deposition, Environmental pollution