

# 江西红壤地区农田生态系统大气氮沉降通量的研究\*

王体健<sup>1,2</sup> 刘倩<sup>2</sup> 赵恒<sup>2</sup> 周静<sup>1</sup> 樊建凌<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 南京大学大气科学系, 南京 210093)

**摘要** 2004 年 12 月至 2005 年 11 月在江西鹰潭中国科学院红壤生态实验站进行了为期 1 a 的大气氮沉降的外场观测试验。本文对观测得到的数据资料进行分析, 定量给出了农田生态系统大气氮化物浓度和氮沉降通量。结果表明, 鹰潭地区农田下垫面大气中  $\text{NH}_3$ 、 $\text{NO}_x$  和 ON (有机氮) 的平均浓度分别为 24.6、3.54、7.2  $\mu\text{g m}^{-3}$ 。气溶胶中铵盐、硝酸盐、ON 的平均浓度分别为 4.16、4.64、0.92  $\mu\text{g m}^{-3}$ 。降水中  $\text{NH}_4^+$  离子、 $\text{NO}_3^-$  离子、ON 的平均浓度分别为 0.89、0.73、0.26  $\text{mg L}^{-1}$ 。全年大气氮沉降总量为  $\text{N } 6.26 \text{ g m}^{-2}$ , 其中干沉降为  $\text{N } 3.19 \text{ g m}^{-2}$ , 占总沉降量的 51%; 湿沉降为  $\text{N } 3.07 \text{ g m}^{-2}$ , 占总沉降量的 49%。无机氮沉降为  $\text{N } 5.47 \text{ g m}^{-2}$ , 占总沉降量的 87.4%; 有机氮沉降为  $\text{N } 0.79 \text{ g m}^{-2}$ , 占总沉降量的 12.6%。与草地、森林、湖泊等其他下垫面相比, 江西红壤地区农田下垫面大气氮沉降量相对较大, 对农田生态系统氮素平衡将产生重要影响。

**关键词** 大气氮沉降; 农田生态系统; 氮素平衡

**中图分类号** P461.4; X515; O242.1

**文献标识码** A

物质在大气和不同下垫面之间的交换过程中, 沉降过程扮演重要角色。大气氮沉降(包括干沉降和湿沉降)是空气中含氮污染物清除的主要过程之一, 也是生态系统从大气中获得氮素的重要途径。大气氮的湿沉降则与酸雨形成有非常密切的关系。20 世纪 90 年代在欧洲和北美部分地区, 大气氮沉降量较工业化以前增加了 20 倍以上。目前, 在欧洲一些地区和北美, 酸雨出现频率已经显著减小, 但最新的证据表明许多敏感地区仍旧接受超过其承载能力的酸沉降, 酸沉降所造成的损失较先前所认识的更为严重<sup>[1]</sup>。

大气氮沉降和酸雨污染不仅对环境造成危害, 对生态系统也有显著的影响。据估计, 全球每年沉降到各类生物群系的活性氮达 43.47  $\text{Tg a}^{-1}$ , 沉降到海洋表面的活性氮达 27  $\text{Tg a}^{-1}$ <sup>[2]</sup>。大气氮是造成湖泊生态系统退化, 浮游植物大规模繁殖生长等一系列环境问题的重要面污染源之一, 是水体富营养化的重要来源。大气氮向水体输入的途径是氮化物的干沉降和湿沉降, 由于氮沉降的增加, 目前已造成一些地区河口、海口和江湖等水域氮富集和陆地生态系统氮饱和, 并引起了公众和科学家的关注。目

前我国淡水湖泊均发生富营养化, 藻类水华频发, 水质恶化, 已成为极其严重的生态灾害, 导致了严重的水质性缺水<sup>[3]</sup>。因此, 对大气氮沉降的研究是十分必要的。

氮素也是植物生长的必需养分之一, 其需求量一般很大。对于农作物而言, 其获得氮素的主要途径有: 肥料、灌溉水、生物固氮、大气沉降等。研究表明, 当氮素为作物吸收营养元素的决定限制因子时, 有 40%~50% 的地块在满足保护环境条件下, 作物呈氮素缺乏状态<sup>[4]</sup>。在我国, 部分地区农田氮素收支有较多盈余, 但不少地区农田缺氮的情况也非常普遍<sup>[5~7]</sup>, 因此, 大气氮沉降则成为生态系统(陆地生态系统和水生生态系统)获取氮素的一个重要补充途径。研究大气氮沉降的动态变化规律, 评价其对农田生态系统氮循环和土壤氮肥力的影响, 了解作物氮营养状况和土壤需氮现状, 对农业生产实践中合理调控氮的供应具有重大的指导意义和应用价值。

本文选择江西鹰潭为研究地点, 以大气氮的干湿沉降通量作为研究对象, 采用外场观测的方法, 对大气氮素向农田生态系统输入通量的动态变化规律

\* 国家自然科学基金项目(40305019)、国家重点基础研究发展规划项目(2005CB422205, 2002CB410811)和中国科学院南京土壤研究所土壤与农业可持续发展国家重点实验室联合资助

作者简介: 王体健(1968~), 男, 教授, 主要研究方向为大气环境与大气化学。E-mail: tjwang@nju.edu.cn

收稿日期: 2006-12-04; 收到修改稿日期: 2007-04-15

进行了深入研究,为设计适合该地区农作物氮肥施用方案提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 观测地点和时段

观测地点选在中国科学院生态系统研究网络江西鹰潭红壤试验站。该站位于江西东北部,信江河畔中游,28.2°N,117.0°E。当地气候温和,雨量充沛,光照充足,生态环境优良。试验地农田下垫面为油菜—水稻轮作,四周较为开阔,附近没有大的污染源。观测时段选在2004年12月至2005年11月。

### 1.2 采样方法

利用武汉天虹智能仪表厂生产的TH110B型大气采样器和KC-6120型大气综合采样器进行NH<sub>3</sub>、NO<sub>x</sub>、HNO<sub>3</sub>气体和气态全氮的采样。大气NH<sub>3</sub>、NO<sub>x</sub>、HNO<sub>3</sub>和全氮用一支内装吸收液的多孔玻板吸收瓶采集(NH<sub>3</sub>吸收液为15 ml的1.088 mol L<sup>-1</sup>稀硫酸,其他为蒸馏水),进气口前对颗粒物进行过滤;NO<sub>x</sub>、全氮进气口接氧化管,氧化剂为三氧化二铬;每月采样6 d,每天采样4次,每次采样30 min,流量取为0.5 L min<sup>-1</sup>。

采用TH150A型总悬浮微粒采样器进行TSP(总悬浮颗粒物)采样,流量取为100 L min<sup>-1</sup>,采样频率同样为每月6 d,每天8~10 h。滤膜中NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>和全氮用0.5 mol L<sup>-1</sup>盐酸浸提。

采用自动酸雨采样器连续收集雨水,微气象观测包括风速、风向、温度、湿度、气压等常规要素,每天连续自动化进行。

### 1.3 分析方法

采用过硫酸钾氧化—紫外分光光度法测定全氮。水样在过硫酸钾存在的条件下,经高压消煮,将亚硝酸根、铵以及有机态氮转化成硝酸根,在紫外分光光度计上于220 nm和275 nm处分别测出吸光度A<sub>220</sub>和A<sub>275</sub>,用其校正吸光度A(=A<sub>220</sub>-A<sub>275</sub>)在工作曲线上查出硝酸根浓度,从而计算水中总氮。

采用靛酚蓝比色法测定铵态氮。水中的NH<sub>4</sub><sup>+</sup>在强碱性介质中与次氯酸盐和苯酚作用,生成水溶性染料靛酚蓝,用比色法于625 nm测定。

利用重氮偶合分光光度法测定亚硝酸根。待测水样中的亚硝酸根与氨基苯磺酸及-萘胺乙酸溶液作用,生成红色偶氮染料进行比色(530 nm)。

采用紫外分光光度法测定硝酸根。硝酸根在紫

外线(220 nm)有吸收峰,水样可不经任何处理在紫外分光光度计上于波长220 nm和275 nm直接测定A<sub>220</sub>和A<sub>275</sub>,用其校正吸光度A(=A<sub>220</sub>-A<sub>275</sub>)在工作曲线上查出硝酸根浓度。

对于TSP,先用0.5 mol L<sup>-1</sup>盐酸30 ml提取,过滤后再用上述方法测定提取液中的全氮、铵态氮、亚硝酸根、硝酸根。

有关分析方法的详细介绍可参考文献[8]。

### 1.4 阻力模型

本文利用外场观测和数学模型相结合的办法估计大气干沉降,即采用大叶阻力相似模型计算气体和气溶胶粒子的干沉积速率V<sub>d</sub>,再与观测到的浓度相乘即得到干沉降通量。关于大叶阻力相似模型计算V<sub>d</sub>的步骤可参考文献[9,10]。

### 1.5 沉降通量

干沉降通量F<sub>d</sub>(Z)可以表示为<sup>[11-13]</sup>:

$$F_d(Z) = V_{d(g)}(Z) \times C_{(g)}(Z) + V_{d(a)}(Z) \times C_{(a)}(Z) \quad (1)$$

式中,Z代表参考高度,本文取5 m。下标g代表气体,下标a代表气溶胶。以氮元素为例,用C<sub>(NO<sub>x</sub>)</sub>(Z)、C<sub>(NH<sub>3</sub>)</sub>(Z)、C<sub>(HNO<sub>3</sub>)</sub>(Z)、C<sub>(CON)</sub>(Z)分别表示Z高度处气态NO<sub>x</sub>、NH<sub>3</sub>、HNO<sub>3</sub>、CON(气体中有机氮)的氮含量,V<sub>d(NO<sub>x</sub>)</sub>(Z)、V<sub>d(NH<sub>3</sub>)</sub>(Z)、V<sub>d(HNO<sub>3</sub>)</sub>(Z)、V<sub>d(CON)</sub>(Z)是相应的干沉降速率;用C<sub>(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)</sub>(Z)、C<sub>(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)</sub>(Z)、C<sub>(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)</sub>(Z)、C<sub>(AON)</sub>(Z)分别表示Z高度处气溶胶中NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>、AON(气溶胶中有机氮)的氮含量,V<sub>d(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)</sub>(Z)、V<sub>d(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)</sub>(Z)、V<sub>d(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)</sub>(Z)、V<sub>d(AON)</sub>(Z)为干沉降速率。

湿沉降通量F<sub>w</sub>(Z)可表示为:

$$F_w(Z) = P_r \times C_{(N)} \quad (2)$$

式中,P<sub>r</sub>代表降雨量,C<sub>(N)</sub>代表雨水氮浓度,包括雨水中NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、ON中的氮浓度。

总沉降量F<sub>t</sub>是干、湿沉降量之和。

$$F_t = F_d(Z) + F_w(Z) \quad (3)$$

## 2 结果分析

鹰潭外场样品采集,从2004年12月至2005年11月,采集和分析大气样576个,气溶胶样72个,雨水样12个。分析项目包括气态NO<sub>x</sub>、NH<sub>3</sub>、HNO<sub>3</sub>和全氮,气溶胶中的铵盐、硝酸盐、亚硝酸盐和全氮,以及雨水中的NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>离子和全氮等。分析发现大气中HNO<sub>3</sub>、气溶胶中NO<sub>2</sub><sup>-</sup>、雨水中NO<sub>2</sub><sup>-</sup>浓度

很低,以下讨论时忽略。本文对历时 1 a 的数据进行分析研究,确定了江西红壤地区大气氮的干湿沉降通量,主要结果如下。

### 2.1 气体

图 1 给出了鹰潭气态氮化物的月平均浓度。从图中可以看出气态氮化物浓度存在着月变化。 $\text{NH}_3$  在冬季浓度相对较高,12 月和 2 月平均浓度均大于  $40 \mu\text{g m}^{-3}$ 。 $\text{NO}_x$  在秋季浓度相对较高,9 月和 11 月

平均浓度大于  $5 \mu\text{g m}^{-3}$ 。气态 ON 浓度在一年内的变化幅度较大,冬季浓度很低,春季浓度相对较高,3 月浓度大于  $40 \mu\text{g m}^{-3}$ 。

就年平均而言, $\text{NO}_x$  的浓度较小,平均值为  $3.54 \mu\text{g m}^{-3}$ , $\text{NH}_3$  的平均浓度为  $24.6 \mu\text{g m}^{-3}$ ,ON 的平均浓度为  $7.2 \mu\text{g m}^{-3}$ 。可见,像鹰潭这样的地区,大气中  $\text{NO}_x$  和 ON 相对较低,气态氮化物主要由  $\text{NH}_3$  组成,这可能与试验地是农田下垫面,施肥量较大有关。

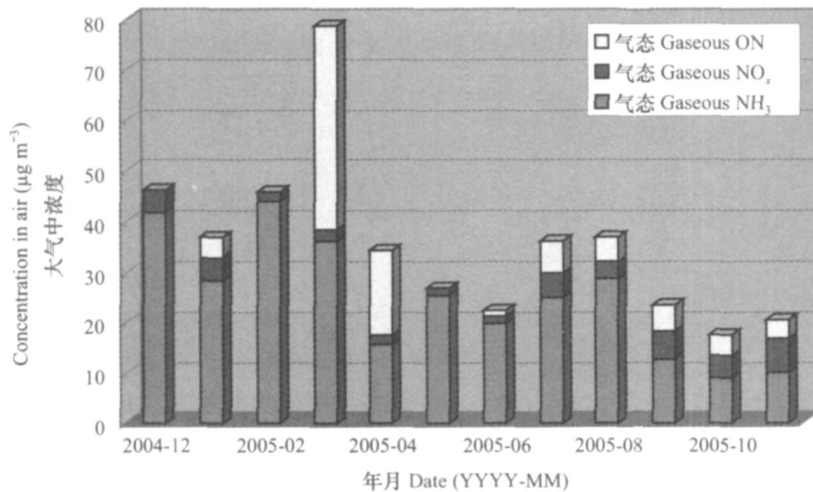


图 1 鹰潭气态氮化物平均浓度的月变化

Fig. 1 Monthly variation of nitrogen oxides at Yingtan

### 2.2 气溶胶

2004 年 12 月至 2005 年 11 月鹰潭站含氮气溶胶的平均浓度月变化结果如图 2 所示。铵盐 ( $\text{NH}_4^+$ ) 气溶胶的平均浓度为  $4.16 \mu\text{g m}^{-3}$ ,硝酸盐 ( $\text{NO}_3^-$ ) 气溶胶的平均浓度为  $4.64 \mu\text{g m}^{-3}$ ,气溶胶中 ON 的平

均浓度为  $0.92 \mu\text{g m}^{-3}$ 。大多数气溶胶样本的铵盐浓度与硝酸盐浓度相当,可见  $\text{NH}_3$  与  $\text{HNO}_3$  的反应是形成硝酸盐的主要途径。鹰潭站气溶胶的三种主要成分(铵盐、硝酸盐和有机盐)都有明显的周期性变化规律,冬秋季浓度较高,春夏季较低。主要原因是

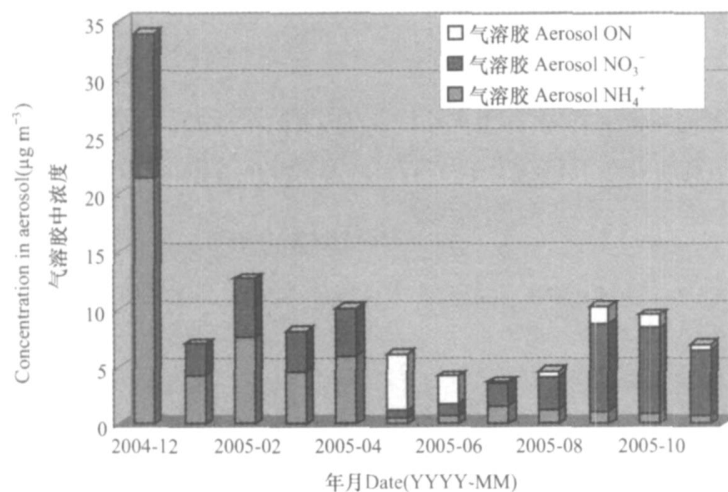


图 2 鹰潭含氮气溶胶平均浓度的月变化

Fig. 2 Monthly variation of nitrogen aerosol at Yingtan

5~8 月间降水较多,而铵盐( $\text{NH}_4^+$ )和硝酸盐( $\text{NO}_3^-$ )气溶胶又是与水亲和性较强的物种,会随着下降雨滴一起被带到地面而从大气中清除,造成浓度的降低。

### 2.3 雨水

2004 年 12 月至 2005 年 11 月鹰潭站降水中含

氮离子( $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$  离子和 ON)的观测结果如图 3 所示。从图中可以看出,降水中含氮离子浓度夏秋季较大,其他季节相对较小。降水中  $\text{NH}_4^+$  离子平均浓度为  $0.89 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $\text{NO}_3^-$  离子为  $0.73 \text{ mg L}^{-1}$ , ON 为  $0.26 \text{ mg L}^{-1}$ 。

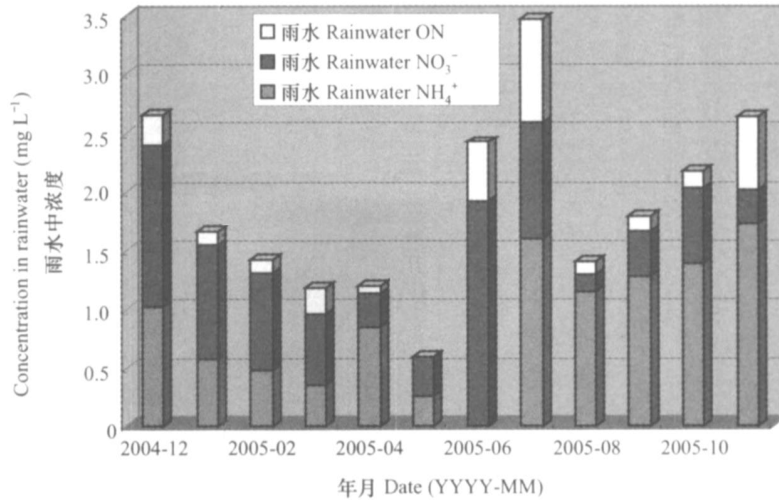


图 3 鹰潭降水中含氮离子浓度的月变化

Fig. 3 Monthly variation of nitrogen ions at Yingtan

### 2.4 大气氮沉降通量

2004 年 12 月至 2005 年 11 月鹰潭站月沉降通量如表 1 所示。湿沉降通量和降水密切相关,月际差异

明显,而干沉降通量主要和下垫面类型、局地气象要素有关,月际差异相对较小。大气氮的总沉降通量有一定的季节变化,冬季和春季较高,夏季和秋季较低。

表 1 鹰潭站大气氮沉降通量及干湿沉降所占份额

Table 1 Atmospheric nitrogen deposition and percentage of dry and wet deposition at Yingtan Station

年月 Date (YYYY-MM)	干沉降 Dry deposition ( $\text{N}, \text{g m}^{-2}$ )	湿沉降 Wet deposition ( $\text{N}, \text{g m}^{-2}$ )	总沉降 Total deposition ( $\text{N}, \text{g m}^{-2}$ )	干沉降/ 总沉降 Dry deposition/ Total deposition (%)	湿沉降/ 总沉降 Wet deposition/ Dry deposition (%)
2004-12	0.580	0.163	0.744	78.0	22.0
2005-01	0.323	0.188	0.511	63.1	36.9
2005-02	0.505	0.478	0.983	51.4	48.6
2005-03	0.553	0.189	0.742	74.5	25.5
2005-04	0.281	0.254	0.535	52.6	47.4
2005-05	0.247	0.285	0.532	46.5	53.5
2005-06	0.105	0.546	0.651	16.2	83.8
2005-07	0.142	0.264	0.406	35.0	65.0
2005-08	0.142	0.068	0.210	67.5	32.5
2005-09	0.106	0.009	0.115	91.8	8.2
2005-10	0.103	0.203	0.306	33.6	66.4
2005-11	0.101	0.410	0.511	19.8	80.2
全年 Annual	3.19	3.07	6.26	51.0	49.0

鹰潭站全年沉降到农田生态系统上的总氮为  $N 6.26 \text{ g m}^{-2}$ , 其中干沉降通量为  $N 3.19 \text{ g m}^{-2}$ , 占总沉降的 51%, 月变化范围在 16.2% ~ 91.8%。湿沉降通量为  $N 3.07 \text{ g m}^{-2}$ , 占总沉降的 49%, 月变化范围在 8.2% ~ 83.8%。可见, 从年尺度来看, 湿沉降和干沉降的量级基本相当。

鹰潭站全年沉降到农田生态系统上的总氮沉降中无机氮沉降通量为  $N 5.47 \text{ g m}^{-2}$ , 占总沉降的 87.4%, 月变化范围在 72.1% ~ 97.9% (表 2)。有机氮沉降通量为  $N 0.79 \text{ g m}^{-2}$ , 占总沉降的 12.6%, 月变化范围在 2.1% ~ 27.9% (表 2)。可见, 大气氮沉降中无机沉降占主导地位, 有机沉降的贡献较小。

表 2 鹰潭站大气氮沉降通量及有机、无机沉降所占份额

Table 2 Atmospheric nitrogen deposition and percentage of organic and inorganic deposition at Yingtan Station

年月 Date (YYYY-MM)	无机沉降 Inorganic deposition ( $N, \text{g m}^{-2}$ )	有机沉降 Organic deposition ( $N, \text{g m}^{-2}$ )	总沉降 Total deposition ( $N, \text{g m}^{-2}$ )	无机沉降/总沉降 Inorganic deposition/Total deposition (%)	有机沉降/总沉降 Organic deposition/Total deposition (%)
2004-12	0.728	0.016	0.744	97.9	2.1
2005-01	0.486	0.025	0.511	95.0	5.0
2005-02	0.947	0.036	0.983	96.3	3.7
2005-03	0.535	0.207	0.742	72.1	27.9
2005-04	0.438	0.097	0.535	81.9	18.1
2005-05	0.511	0.021	0.532	96.1	3.9
2005-06	0.527	0.125	0.651	80.9	19.1
2005-07	0.328	0.078	0.406	80.7	19.3
2005-08	0.195	0.015	0.210	92.7	7.3
2005-09	0.088	0.028	0.115	75.9	24.1
2005-10	0.277	0.029	0.306	90.5	9.5
2005-11	0.401	0.111	0.511	78.3	21.7
全年 Annual	5.47	0.79	6.26	87.4	12.6

表 3 为鹰潭站所有氮化物的沉降通量。可见, 铵盐气溶胶的年干沉降通量为  $N 0.25 \text{ g m}^{-2}$ , 硝酸

盐气溶胶的年干沉降通量为  $N 0.25 \text{ g m}^{-2}$ , 有机含氮气溶胶对干沉降的贡献较小, 只有  $N 0.04 \text{ g m}^{-2}$ 。

表 3 鹰潭站大气氮沉降的构成

Table 3 Composition of atmospheric deposition at Yingtan Station

年月 Date (YYYY-MM)	气溶胶干沉降 Aerosol dry deposition ( $N, \text{g m}^{-2}$ )			气体干沉降 Gas dry deposition ( $N, \text{g m}^{-2}$ )			雨水湿沉降 Wet deposition ( $N, \text{g m}^{-2}$ )		
	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_3^-$	ON	$\text{NH}_3$	$\text{NO}_x$	ON	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_3^-$	ON
2004-12	0.101 0	0.059 6	0.000 0	0.403 0	0.016 7	0.000 0	0.063 2	0.084 6	0.015 5
2005-01	0.022 6	0.014 4	0.000 0	0.258 0	0.015 5	0.012 6	0.065 6	0.110 0	0.012 8
2005-02	0.044 0	0.030 7	0.000 0	0.423 0	0.006 8	0.000 0	0.161 0	0.281 0	0.036 4
2005-03	0.028 9	0.022 9	0.000 0	0.321 0	0.008 8	0.172 0	0.057 6	0.095 9	0.035 6
2005-04	0.029 6	0.021 0	0.000 0	0.137 0	0.009 7	0.084 2	0.181 0	0.060 1	0.012 5
2005-05	0.001 8	0.002 4	0.018 0	0.217 0	0.007 8	0.000 0	0.125 0	0.157 0	0.002 9
2005-06	0.002 0	0.003 7	0.007 7	0.087 2	0.002 7	0.002 0	0.000 9	0.430 0	0.115 0
2005-07	0.003 4	0.004 3	0.000 3	0.115 0	0.008 6	0.011 2	0.121 0	0.076 1	0.066 8
2005-08	0.003 1	0.007 1	0.001 3	0.116 0	0.006 2	0.008 4	0.055 6	0.007 1	0.005 6
2005-09	0.003 6	0.025 3	0.004 9	0.045 5	0.013 1	0.013 4	0.000 0	0.000 0	0.009 4
2005-10	0.003 6	0.031 4	0.004 8	0.040 1	0.012 0	0.011 0	0.131 0	0.059 3	0.013 2
2005-11	0.002 8	0.024 1	0.002 2	0.042 8	0.018 8	0.010 8	0.268 0	0.044 1	0.097 9
全年 Annual	0.25	0.25	0.04	2.20	0.13	0.33	1.23	1.41	0.42

$\text{NH}_3$ 的年干沉降通量为  $\text{N } 2.2 \text{ g m}^{-2}$ ,  $\text{ON}$  的年干沉降通量为  $\text{N } 0.33 \text{ g m}^{-2}$ ,  $\text{NO}_x$  对干沉降的贡献较小,为  $\text{N } 0.13 \text{ g m}^{-2}$ 。降水中  $\text{NH}_4^+$  离子的年湿沉降通量为  $\text{N } 1.23 \text{ g m}^{-2}$ ,  $\text{NO}_3^-$  离子的年湿沉降通量为  $\text{N } 1.41 \text{ g m}^{-2}$ ,  $\text{ON}$  对湿沉降的贡献为  $\text{N } 0.42 \text{ g m}^{-2}$ 。显然,干沉降中  $\text{NH}_3$  的贡献起着关键作用,而湿沉降中  $\text{NH}_4^+$  和  $\text{NO}_3^-$  的贡献相当。

### 3 讨 论

本文给出了江西红壤地区农田下垫面大气氮沉降的变化特征,而国内关于其他下垫面的同类工作也有不少。为了便于比较,表 4 列出了一些相关的研究结果。

李玉中<sup>[14]</sup>给出了草地下垫面的大气氮沉降为  $\text{N } 1.488 \text{ g m}^{-2}$ , 低于本文的研究结果  $\text{N } 6.26 \text{ g m}^{-2}$ 。草地下垫面大气总氮沉降中无机氮的贡献为 76.3%, 低于鹰潭农田下垫面的情况。宋玉芝等<sup>[15]</sup>

研究了太湖地区大气氮的湿沉降,得到总氮湿沉降为  $\text{N } 2.81 \text{ g m}^{-2}$ , 该值与本文结果相当。太湖地区总氮湿沉降中无机氮沉降为  $\text{N } 2.09 \text{ g m}^{-2}$ , 有机氮沉降  $\text{N } 0.72 \text{ g m}^{-2}$ , 两者贡献率分别为 74%、26%, 而鹰潭地区湿沉降中无机氮、有机氮的贡献率分别为 87%、13%, 可见太湖地区有机氮污染相对比较严重,对湿沉降的贡献较大。其他人员<sup>[16~19]</sup>关于森林大气湿沉降的研究表明,不同地区差异较大,一般在  $\text{N } 0.889 \sim 6.06 \text{ g m}^{-2}$  范围,均低于本文结果。

如前所述,本文所给出的农田下垫面大气氮沉降的观测结果相对较高,这与试验地氨气浓度高有较大关系,导致氮干沉降较大。另一方面,由于降水丰沛,氮湿沉降也较高。因此,本文结果体现了该地区农田生态系统和气象条件的主要特点。此外,本文给出的是一年的观测结果,由于污染水平、气象条件、下垫面特性等的变化,大气氮沉降会呈现一定的年际变化。因此,多年平均的结果与其他下垫面的情况比较将更有意义。

表 4 不同下垫面上大气氮沉降的研究结果

Table 4 Results of atmospheric deposition onto lands different in landuse

作者 Author	地点 Site	下垫面 Landuse	干沉降 Dry deposition ( $\text{N}, \text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$ )	湿沉降 Wet deposition ( $\text{N}, \text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$ )	总沉降 Total deposition ( $\text{N}, \text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$ )
李玉中 <sup>[14]</sup>	吉林长岭腰井子羊草草原	羊草草地			1.488 <sup>1)</sup>
宋玉芝等 <sup>[15]</sup>	江苏太湖	湖泊		2.807 <sup>2)</sup>	
周国逸等 <sup>[16]</sup>	广东鼎湖山	森林		3.84	
沙丽清等 <sup>[17]</sup>	云南西双版纳	热带季雨林		0.889	
刘世荣 <sup>[18]</sup>	黑龙江帽儿山	森林		1.29	
马雪华 <sup>[19]</sup>	江西分宜大冈山林场	马尾松林,杉木林		5.7~6.06	
本文	江西鹰潭	农田	3.19	3.07	6.26

1) 其中有机氮  $0.353 \text{ g m}^{-2} \text{a}^{-1}$ , 无机氮  $1.135 \text{ g m}^{-2} \text{a}^{-1}$ ; 2) 其中有机氮  $0.716 \text{ g m}^{-2} \text{a}^{-1}$ , 无机氮  $2.091 \text{ g m}^{-2} \text{a}^{-1}$  ( $\text{NH}_4^+ \text{-N } 1.459 \text{ g m}^{-2} \text{a}^{-1}$ ,  $\text{NO}_3^- \text{-N } 0.632 \text{ g m}^{-2} \text{a}^{-1}$ )

### 4 结 论

2004 年 12 月至 2005 年 11 月在江西鹰潭中国科学院红壤生态实验站进行了为期一年的外场观测试验,包括大气、气溶胶、雨水样品收集和分析,局地小气候观测,应用大叶阻力相似模型来计算大气氮化物沉降速率,定量估计了农田下垫面上大气氮化物的沉降通量。通过对观测资料的分析,得到如下主要结论:

1) 江西鹰潭红壤地区大气中氨态氮浓度水平较硝态氮高,有机氮浓度水平较低。 $\text{NH}_3$ 、 $\text{NO}_x$  和  $\text{ON}$  (有机氮) 的平均浓度分别为  $24.6$ 、 $3.54$ 、 $7.2 \mu\text{g m}^{-3}$ 。

气溶胶中铵盐、硝酸盐、 $\text{ON}$  的平均浓度分别为  $4.16$ 、 $4.64$ 、 $0.92 \mu\text{g m}^{-3}$ 。降水中  $\text{NH}_4^+$  离子、 $\text{NO}_3^-$  离子、 $\text{ON}$  的平均浓度分别为  $0.89$ 、 $0.73$ 、 $0.26 \text{ mg L}^{-1}$ 。

2) 全年大气氮沉降总量为  $\text{N } 6.26 \text{ g m}^{-2}$ , 其中干沉降为  $\text{N } 3.19 \text{ g m}^{-2}$ , 占总沉降量的 51%, 湿沉降为  $\text{N } 3.07 \text{ g m}^{-2}$ , 占总沉降量的 49%。无机沉降为  $\text{N } 5.47 \text{ g m}^{-2}$ , 占总沉降量的 87.4%, 有机沉降为  $\text{N } 0.79 \text{ g m}^{-2}$ , 占总沉降量的 12.6%。

3) 与草地、森林、湖泊等其他下垫面相比,江西红壤地区大气氮沉降量相对较大,与农田施肥和气象条件有密切关系。大气沉降是作物获取氮素的重要途径之一,有必要开展农田生态系统氮素平衡研

究,以确定大气沉降在氮素输入中的相对贡献。

## 参考文献

- [ 1 ] Munton D. Dispelling the myths of the acid rain story. *Environment*, 1998, 40(6): 27 ~ 33
- [ 2 ] Paerl H W. Coastal eutrophication in relation to atmospheric nitrogen deposition: Current perspectives. *Ophelia*, 1995, 41: 237 ~ 259
- [ 3 ] 秦伯强. 太湖水环境面临的问题、研究动态和初步成果. *湖泊科学*, 1998, 10(4): 73 ~ 78. Qin B Q. Problems faced, new progress and preliminary results of Taihu Lake water environment (In Chinese). *Journal of Lake Sciences*, 1998, 10(4): 73 ~ 78
- [ 4 ] Kloen H, Vereijken P. Testing and improving ecological nutrient management with pilot farmers. In: AB-DLO. ed. Process Reports of Research Network on Integrated and Ecological Arable Farming System for EU and Associated Countries, Concerted Action AIR3-CT920755, Progress Report 4. The Netherlands: Wageningen, 1997. 70 ~ 84
- [ 5 ] 高超, 张桃林. 1980 年以来我国农业氮素管理的现状与问题. *南京大学学报(自然科学版)*, 2002, 38(5): 716 ~ 719. Gao C, Zhang T L. Nitrogen management in Chinese agriculture since early 1980s: Status and problems (In Chinese). *Journal of Nanjing University (Natural Sciences Edition)*, 2002, 38(5): 716 ~ 719
- [ 6 ] 李志芳. 有机农业土壤氮素流失与防止措施. *农业环境保护*, 2002, 21(1): 90 ~ 92. Li Z F. Nitrogen loss in soil of organic agriculture and its control procedure (In Chinese). *Agronomy and Environmental Protection*, 2002, 21(1): 90 ~ 92
- [ 7 ] 朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素. 南京: 江苏科学技术出版社, 1996. Zhu Z L, Wen Q X. Nitrogen in soil in China (In Chinese). Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press, 1996
- [ 8 ] 国家环境保护总局. 空气和废气监测分析方法. 北京: 中国环境科学出版社, 2003. State Environmental Protection Administration of China. Monitoring and Analytical Methods on Air and Waste Gas (In Chinese). Beijing: China Environmental Science Press, 2003
- [ 9 ] 欧阳琰, 王体健, 张艳. 一种大气污染物干沉积速率的算法及应用. *南京气象学院学报*, 2003, 26(2): 210 ~ 218. Ouyang Y, Wang T J, Zhang Y. A method calculating dry deposition velocity of air pollutants and its application (In Chinese). *Journal of Nanjing Institute of Meteorology*, 2003, 26(2): 210 ~ 218
- [ 10 ] 张艳, 王体健, 胡正义, 等. 中国地区大气污染物在不同生态系统干沉积速率分布的模拟. *气候与环境*, 2004, 9(4): 591 ~ 604. Zhang Y, Wang T J, Hu Z Y, et al. Temporal variety and spatial distribution of dry deposition velocities of typical air pollutants over different landuse types (In Chinese). *Climatic and Environmental Research*, 2004, 9(4): 591 ~ 604
- [ 11 ] Wang T J, Yang H M, Gao L J, et al. Atmospheric sulfur deposition on farmland in East China. *Pedosphere*, 2005, 15(1): 120 ~ 128
- [ 12 ] 胡正义, 王体健, 曹志洪, 等. 大气干沉降向农田生态系统输入硫素通量定位观测研究. *土壤学报*, 2001, 38(3): 357 ~ 364. Hu Z Y, Wang T J, Cao Z H, et al. Study on S input via atmospheric dry deposition into agroecosystem (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2001, 38(3): 357 ~ 364
- [ 13 ] Xu C K, Hu Z Y, Cai Z C, et al. Atmospheric sulfur deposition for a red soil broadleaf forest in Southern China. *Pedosphere*, 2004, 14(3): 323 ~ 330
- [ 14 ] 李玉中. 羊草草地生态系统干湿沉降氮输入量的动态变化. *中国草地*, 2000, 22(2): 24 ~ 27. Li Y Z. Nitrogen deposition in *Leymus chinensis* grassland of Songnen Plain (In Chinese). *Grassland of China*, 2000, 22(2): 24 ~ 27
- [ 15 ] 宋玉芝, 秦伯强, 杨龙元, 等. 大气湿沉降向太湖水生态系统输送氮的初步估算. *湖泊科学*, 2005, 17(3): 226 ~ 230. Song Y Z, Qin B Q, Yang L Y, et al. Primary estimation of atmospheric wet deposition of nitrogen to aquatic ecosystem of Lake Taihu (In Chinese). *Journal of Lake Science*, 2005, 17(3): 226 ~ 230
- [ 16 ] 周国逸, 闫俊华. 鼎湖区域大气降水特征和物质元素输入对森林生态系统存在和发育的影响. *生态学报*, 2001, 21(12): 2 002 ~ 2 012. Zhou G Y, Yan J H. The influences of regional atmospheric precipitation characteristics and its element inputs on the existence and development of Dinghushan forest ecosystems (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(12): 2 002 ~ 2 012
- [ 17 ] 沙丽清, 郑征, 冯志立. 西双版纳热带季雨林生态系统氮的生物地球化学循环研究. *植物生态学报*, 2002, 26(6): 689 ~ 694. Sha L Q, Zheng Z, Fen Z L. Biogeochemical cycling of nitrogen at a tropical seasonal rain forest in Xishuangbanna (In Chinese). *Acta Phytocologica Sinica*, 2002, 26(6): 689 ~ 694
- [ 18 ] 刘世荣. 兴安落叶松人工林生态系统营养元素生物地球化学循环特征. *生态学杂志*, 1992, 11(5): 1 ~ 6. Liu S R. Biogeochemical characteristics of nutrient elements in *Larix gmelinii* plantations ecosystem (In Chinese). *Chinese Journal of Ecology*, 1992, 11(5): 1 ~ 6
- [ 19 ] 马雪华. 在杉木林和马尾松林中与水的养分淋溶作用. *生态学报*, 1989, 9(1): 15 ~ 20. Ma X H. The ion elution effect of the rainwater in *Pinus massaniana* and *Cunninghamia lanceolata* plantation (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 1989, 9(1): 15 ~ 20

## ATMOSPHERIC NITROGEN DEPOSITION IN A GRECOSYSTEM IN RED SOIL REGION OF JIANGXI PROVINCE

Wang Tijian<sup>1,2</sup> Liu Qian<sup>2</sup> Zhao Heng<sup>2</sup> Zhou Jing<sup>1</sup> Fan Jianling<sup>1</sup>

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

(2 *Department of Atmospheric Science, Nanjing University, Nanjing 210093, China*)

**Abstract** During the period from December 2004 to November 2005, atmospheric deposition was monitored at the Yingtan Red Soil Ecological Station, Chinese Academy of Sciences, in Jiangxi Province. Observation data were analyzed with focus on concentrations of nitrogen oxidants and nitrogen deposition flux. Over the farmland, the concentrations of  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_x$ , organic nitrogen (ON) were 24.6, 3.54, and  $7.2 \mu\text{g m}^{-3}$ , respectively, in the atmosphere, 4.16, 4.64 and  $0.92 \mu\text{g m}^{-3}$ , respectively, in aerosols, and 0.89, 0.73 and  $0.26 \text{ mg L}^{-1}$ , respectively, in precipitation. The total nitrogen deposition is  $6.26 \text{ g m}^{-2}$ , of which  $3.19 \text{ g m}^{-2}$  or 51% was dry deposition, and  $3.07 \text{ g m}^{-2}$  or 49% wet deposition, and  $5.47 \text{ g m}^{-2}$  or 87.4%, inorganic nitrogen and  $0.79 \text{ g m}^{-2}$  or 12.6% organic nitrogen. Compared with other types of landuse, such as grassland, forest and lake, farmland receive more atmospheric nitrogen deposition in Jiangxi Province, which will have significant impact on nitrogen balance within the farmland ecosystem.

**Key words** Atmospheric nitrogen deposition; Agrecosystem; Nitrogen balance