

大气氮沉降向典型红壤区农田生态系统定量输入研究

崔健^{1,2*}, 周静², 杨浩¹, 梁家妮³, 刘晓利²

(1. 南京师范大学地理科学学院, 南京 210046; 2. 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008; 3. 安徽农业大学资源与环境学院, 合肥 230036)

摘要: 在 2005 年, 通过对中科院红壤生态实验站(江西鹰潭)内农田小气候要素和湍流的观测及大气和雨水中氮化物的分析, 借助大叶阻力相似模型, 研究了大气氮素(N)通过干、湿沉降输入研究地农田生态系统的 N 通量。结果表明, 全年通过大气沉降向该农田生态系统输入 N $132.6 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 其中干沉降输入 N $82.63 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 占大气总输入 N 的 67.94%。干沉降过程中, 气体中以 $\text{NH}_3\text{-N}$ 沉降为主, 占气态 N 沉降的 43.02%~89.89% (均值为 71.05%); 颗粒中以 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 为主, 占颗粒态 N 的 33.67%~94.54% (均值为 61.01%)。每月通过湿沉降(雨水)输入 N $0.50\sim 8.45 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 以 7 月和 11 月较高。

关键词: 大气氮素; 沉降速率; 沉降通量; 农田生态系统

中图分类号: X171 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)08-2221-06

Quantitative Input of Atmospheric Nitrogen to an Agro-ecosystem in a Typical Red Soil Region

CUI Jian^{1,2}, ZHOU Jing², YANG Hao¹, LIANG Jia-ni³, LIU Xiaoli²

(1. College of Geography Science, Nanjing Normal University, Nanjing 210046, China; 2 Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 3 College of Environment and Resources, Anhui Agricultural University, Hefei 230036, China)

Abstract: The atmospheric nitrogen (N) deposition flux and dry deposition N velocities (V_d) were estimated using big leaf resistance analogy model by observations of onflow and factors of farmland microclimate, analysis of nitrates from the atmosphere and rain in an agro-ecosystem, a typical red soil region on Experiment Station of Red Earth Ecology, Chinese Academy (Yingtan, Jiangxi) of Sciences in 2005. The results showed that the dry deposition N was $82.63 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, accounting for 67.94% of the total N, which was $132.6 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ in the whole year (2005). In N dry deposition progress, $\text{NH}_3\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ were the main settlement for gas and particle, respectively. $\text{NH}_3\text{-N}$ was made up 43.02% to 89.89% (mean value, 71.05%) of the gaseous N deposition while $\text{NO}_3^-\text{-N}$ was accounted for 33.67% to 94.54% (mean value, 61.01%) of the particle N deposition. The N wet deposition fluxes were $0.50\sim 8.45 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ per month and reached the higher value in July and November.

Key words: atmospheric nitrogen; deposition velocity; deposition flux; agro-ecosystem

大气中的氮素(N)包括无机 N(铵态氮和硝态氮)和有机 N(有机硝酸盐和小分子有机含氮化合物)2 种状态, 它们向农田生态系统中输入的途径是含 N 化合物的干湿沉降。目前国内外研究多集中在对 N 敏感的森林和水体等自然生态系统层面的大气 N 沉降特征及其影响^[1~4], 而对农田生态系统 N 沉降, 特别是干沉降特征研究相对较少。传统观点认为, 农田生态系统受人类活动尤其是氮肥施用的影响大, 对大气 N 沉降相对不敏感^[5]。但新近的研究表明, 农田生态系统中大气沉降输入 N 的数量和作用可能被大大低估而一直没有得到足够的重视^[6~8], 每年大气沉降(湿沉降)向农田生态系统输入 N $3.0\sim 94.1 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ^[8~11]。刘学军^[12]估计, 大气向我国农田年输入 N 量(湿沉降输入)约为全国年均施 N 肥量的 1/4。由于国内对大气干沉降 N 的认识不够及干沉降速率较难直接获得^[13,14], 大气干沉降 N 对自然生态系统特别是生态系统较为脆弱的

南方红壤农田生态系统的贡献及意义鲜见报道。本研究以典型红壤地区农田生态系统为对象, 通过对农田小气候要素和湍流的观测, 借助大叶模阻力相似模型, 估算大气 N 干沉降速率及大气 N 向该研究地输入 N 的量, 以期为我国南方红壤区农业谋求可持续发展提供可靠的依据。

1 材料与方法

1.1 试验地区

试验地位于江西鹰潭中国科学院红壤生态试验站内, 该站位于东经 $116^{\circ}55'$, 北纬 $28^{\circ}12'$, 地处我国中亚热带地区, 气候温热多雨, 年平均温度 17.6°C ,

收稿日期: 2008-09-28; 修订日期: 2008-12-22

基金项目: 中国科学院知识创新领域前沿项目(ISSASIP0730); 中国科学院知识创新工程项目(KSCX2-YW-09-08); 中国科学院知识创新项目(KZCX2-YW-Y417)

作者简介: 崔健(1980~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为大气环境与生态, E-mail: cuijianx@163.com

* 通讯联系人, E-mail: zhoujing@issas.ac.cn

≥10℃的积温是5 527.6℃, 年降雨量2 000 mm, 年蒸发量1 318 mm, 年干燥度<1. 但降水季节分布不均, 干湿季节明显. 土壤为第四纪红黏土发育的红壤, 主要种植花生和水稻.

1.2 样品的采集

每月5、6、15、16、25、26号(特殊天气可机动), 每天4次(08:30、12:30、16:30、20:00), 每次30 min(精确时间), 用TH-110B采样器(武汉天虹)采集大气中的NH₃、NO₂和HNO₃气体, 其吸收液分别为0.01 mol/L稀硫酸、蒸馏水和蒸馏水, 流量为0.5 L/min. 采集时, 为防止颗粒进入, 进气口均采用脱脂棉过滤, NO₂进气口接氧化管, 管内置Cr₂O₃小颗粒.

气溶胶仪器为TH-150A(TSP)(武汉天虹), 采集日期与气体采样相同, 每次采样时间为10h, 流量为100 L/min, 滤膜中的铵态氮(NH₄⁺-N)、硝态氮(NO₃⁻-N)和全氮(TN)用0.5 mol/L的盐酸浸提.

每次降雨后从APS-2A降雨降尘自动采样器(天虹湖南分公司)中取雨水样, 装入聚乙烯瓶, 并于4℃冷藏贮存, 在一周内完成NH₄⁺-N、NO₃⁻-N和TN测定.

1.3 大气沉降N量计算方法

大气沉降N量=大气干沉降N量+大气湿沉降N量. 其中, 大气干沉降N量=气态沉降N量+颗粒态沉降N量=气态(NH₃-N、NO₂-N)沉降速率×气态(NH₃-N、NO₂-N)沉降浓度+颗粒态(NH₄⁺-N、NO₃⁻-N)沉降速率×颗粒态(NH₄⁺-N、NO₃⁻-N)沉降浓度; 大气湿沉降N量=雨水量×雨水中TN浓度. 大气N干沉降速率采用能量平衡法^[15-17]计算.

选用大叶阻力相似模型作为研究干沉积过程的模型. Wesely^[18]将影响表面阻力的因子按其特性及所属高度分为3层, 并分别进行了参数化, 即大叶模型, Walmsley等^[19]对其进行了适当修正.

1.3.1 气体干沉积速率

气体的干沉积主要受湍流扩散、布朗扩散和表面吸附的影响, 其干沉积速率可表示为:

$$V_d = \frac{1}{R_a + R_b + R_c} \quad (1)$$

式中, R_a、R_b和R_c分别代表空气动力学阻力、片流层阻力和接受表面阻力. R_a、R_b采用Walcek^[20]的方法计算, 具体公式如下:

$$R_a = \frac{\ln(Z_r/Z_o) - \phi_c}{KU_*} \quad (2)$$

式中, Z_r是计算V_d时选择的参考高度, Z_o是表面

粗糙度长, 由局地地形特征经验获得. 质量的稳定度修正函数 ϕ_c 取为:

$$\phi_c = \begin{cases} -6.35Z/L & (Z/L > 0) \\ 2\ln[(1+0.74\Phi_c^1)/2] & (Z/L \leq 0) \end{cases} \quad (3)$$

R_b是污染物向表面沉积时经过近地面片流层时所受的阻力, 它反映了该层内质量输送和动量输送的差别. R_b在数值上一般小于R_a, 是影响沉积的相对不敏感因子. 理论上R_b是风速和表面粗糙度的函数, 即:

$$R_b = \frac{\ln(Z_o/Z_c)}{KU_*} \quad (4)$$

式中, Z_c是质量汇的高度, 通常很难确定, 这给R_b的确定带来了困难. 由于片流层里湍流活动非常微弱, 由分子扩散引起的布朗运动占据主导地位, R_b强烈依赖于被输送物质的分子扩散率. 根据Walcek^[20]和Hick等^[21]的实验研究, 在陆面:

$$R_b = \frac{2}{KU_*} S_c^{2/3} \quad (5)$$

式中, S_c是Schmidt数, 即空气的动力粘滞系数ν_a(1.5×10⁻⁵ m²/s)与气体的分子扩散率D_g之比.

R_c与污染物和沉积表面之间的化学、生物作用有较大的关系, 依赖于气体的溶解性、活泼性及表面的特性. 根据Wesely^[18]的研究:

$$R_c = \frac{1}{r_s + r_m + r_{lu} + r_{de} + r_{cl} + r_{ac} + r_{gs}} \quad (6)$$

式中, r_s、r_m、r_{lu}、r_{de}、r_{cl}、r_{ac}、r_{gs}的参数化公式详见文献[15], 各物种在不同季节下垫面上的表面阻力影响因子取值情况见文献[18]. 其中r_s、r_m和r_{lu}是与高层覆盖物部分有关的项, 分别代表植物叶表气孔部分的表面阻抗、植物叶肉部分的表面阻抗和健康植物的叶片角质层部分以及高层覆盖物其他表面部分的阻抗; r_{de}和r_{cl}是与低层覆盖物部分有关的项, 分别代表覆盖物间由于对流作用引起的气体交换所造成的表面阻抗和低层覆盖物中裸露在外的叶片、嫩枝、茎皮等的部分表面阻抗; r_{ac}和r_{gs}是与地面覆盖物部分有关的项, 分别代表地面上土壤落叶层、枯叶层等的表面阻抗和受覆盖物高度和生长分布密度影响的气体迁移引起的那部分表面阻抗.

1.3.2 粒子干沉积速率

粒子的干沉积不同于气体, 主要由布朗扩散、惯性碰撞、重力沉积等因素引起. 通常认为粒子沉积到表面后没有再悬浮, 则表面阻力可以忽略. 粒子干沉

积速率可以表示为:

$$V_d = \frac{1}{R_a + R_b + R_a R_b V_g} + V_g \quad (7)$$

式中, V_g 是粒子的重力沉积速率, 可由 Stokes 公式计算得到; R_a 和 R_b 仍分别用式(2)和(5)计算.

本研究所用风速、风向、空气温度、空气相对湿度、气压等气象要素, 来自试验区内的微气象自动观测场, 每天 24 h 连续自动监测.

1.4 N 指标分析方法

吸收液或水样中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 采用靛酚蓝比色法(GB 8538-1995); $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 采用紫外比色法(GB 7480-1987); $\text{NO}_2 \text{-N}$ 采用盐酸萘乙二胺比色法(GB 7493-1987),

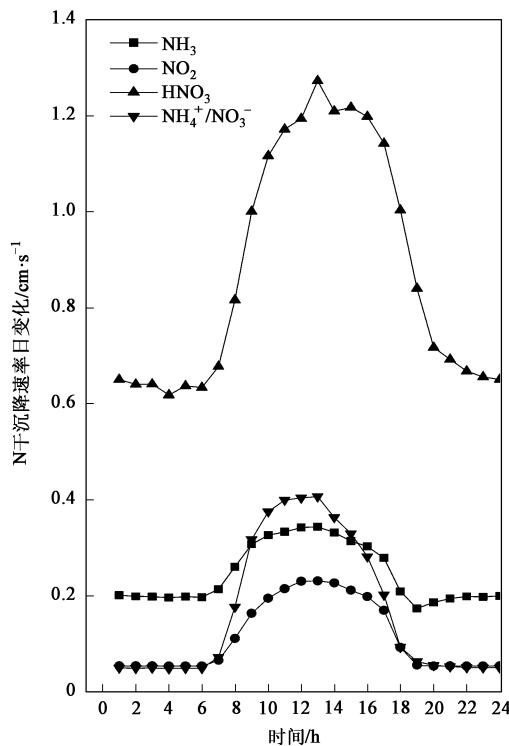


图1 大气 N 干沉降速率 V_d 动态变化

Fig. 1 Dry deposition velocity dynamics for atmospheric nitrogen

从图1可看出, 以上4个监测指标的 V_d 时均值分别为 0.05~0.23、0.17~0.34、0.05~0.41 和 0.62~1.27 $\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$. NO_2 、 NH_3 和 HNO_3 气体干沉降速率均呈现明显的昼夜变化, 白天较高, 夜晚较低. 其中气态 HNO_3 的 V_d 最大且变化最明显, 远高于 NO_2 和 NH_3 , NH_3 的 V_d 高于 NO_2 ; 粒子 $\text{NH}_4^+ / \text{NO}_3^-$ 夜晚的 V_d 接近 NO_2 , 但在白天却高于 NO_2 . 这与张艳等^[10]在江西农田研究的结果相似. 造成日变化的主要原因在于与大气稳定度和表面阻力有关的因素. 夜间由于没有太阳辐射, 地面没有热量输入, 但存在地面辐射冷却, 出现逆

TN 采用碱性过硫酸钾消化-紫外比色法(GB 11894-1989).

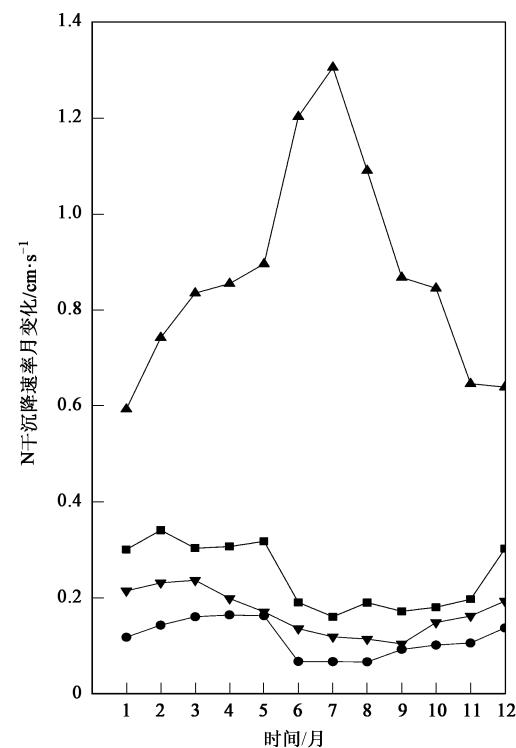
1.5 数据统计分析

采用软件 SAS 9.0、Originpro 7.5 和 Excel 2003 对数据进行计算与分析.

2 结果与分析

2.1 大气 N 干沉降速率

本研究连续监测了 2005 年全年与大气 N 沉降相关的气象因子, 经大叶阻力相似模型得出 NO_2 、 NH_3 、粒子 $\text{NH}_4^+ / \text{NO}_3^-$ 和 HNO_3 气体的干沉降速率 V_d , 其日和月动态变化如图 1.



温, 大气稳定度高, 逆温层内大气垂直运动很难进行, 因此, 造成夜晚较小的干沉降速率.

由图1还可看出, 一年中大气干沉降 NO_2 、 NH_3 、粒子 $\text{NH}_4^+ / \text{NO}_3^-$ 和气体 HNO_3 的 V_d 日均值的平均值分别为 0.12、0.25、0.17 和 0.88 $\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$, 其最大值分别出现在 5 月 13 日、2 月 26 日、3 月 13 日和 7 月 10 日, 最小值分别出现在 7 月 29 日、7 月 3 日、9 月 17 日和 12 月 23 日. 大气干沉降 NO_2 、 NH_3 、粒子 $\text{NH}_4^+ / \text{NO}_3^-$ 和气体 HNO_3 的 V_d 日均值呈现明显的季节性, 其中 NO_2 、 NH_3 、粒子 $\text{NH}_4^+ / \text{NO}_3^-$ 的干沉降速率

冬春季较大,而气态 HNO_3 的则相反。主要原因在于 NO_2 、 NH_3 和气体 HNO_3 为气态物质,其表面阻力 r_c 在不同季节的差异较大。因为大叶模型考虑的表面阻力项中有许多的因子与植物特性有关,不同季节的气候条件不同,植物也会相应的表现出不同的生物特征,从而就会影响到表面阻力 r_c 的大小。这与杨浩明等^[22]的 S 沉降速率研究趋势基本相近。干沉降氮素 V_d 季节性变化趋势与张艳等^[10]在江西农田和 Anatolaki 等^[23]的研究结果接近。

2.2 大气干沉降 N 量

由于在农田生态系统,气态硝酸的浓度较小;雨

天因雨水的洗脱作用,大气中的气态 N 和粒子态 N 的浓度较小。因此,本研究中气态硝酸和雨天中干沉降不予计算。根据每月晴天数,气态 N 和粒子态 N 干沉降速率日均值及其平均浓度计算得出干沉降 N 通量(如图 2)。由图 2 可见,2005 年气态 N 和粒子态 N 沉降分别为 45.61 和 $18.59 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 。气态 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和粒子态 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的月沉降量分别为 $1.31 \sim 8.60$ 、 $0.44 \sim 3.67$ 和 $0.01 \sim 0.08$ 、 $0.01 \sim 0.15 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。这接近 Jennifer 等^[4]在 Mullica 河入海口沉降的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ($0.17 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$) 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ($0.22 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)。

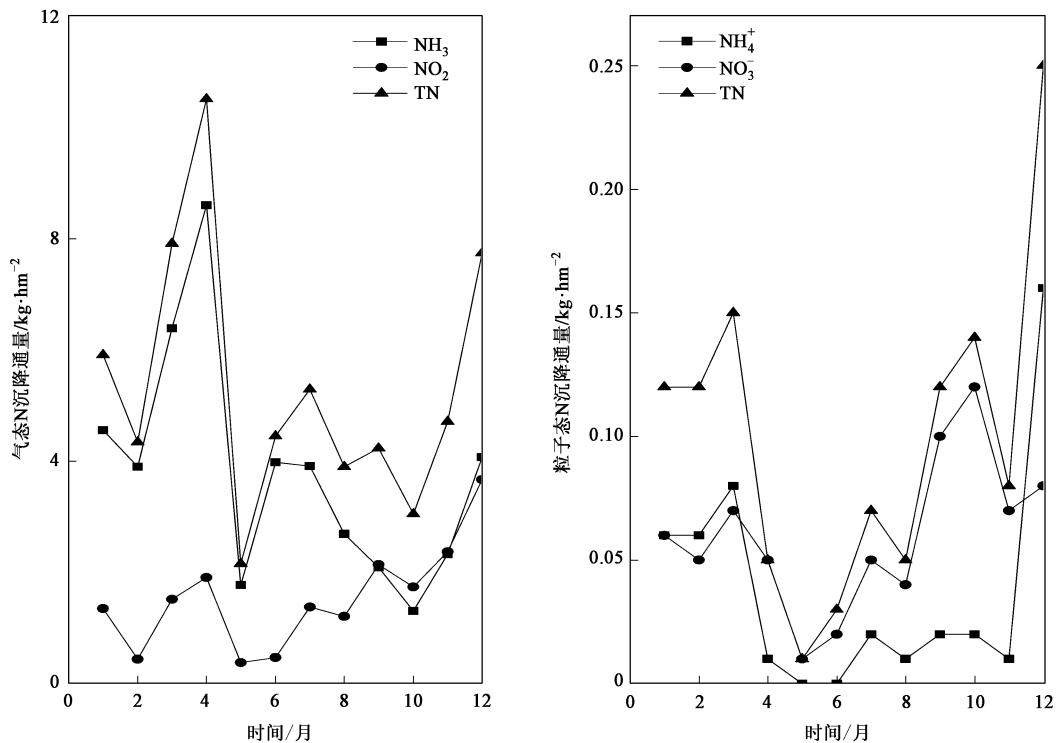


图 2 农田生态系统气态和粒子态干沉降 N 通量

Fig. 2 Atmospheric deposition N flux in gas and particle

本研究农田生态系统中干沉降 N 最大值区间为 $10.06 \sim 11.50 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 出现在 2~4 月。每月气态 N 干沉降和粒子态 N 干沉降分别为 $2.16 \sim 7.74$ 和 $0.01 \sim 0.25 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。其中气态 N 以 NH_3 沉降为主, 占气态 N 沉降的 $43.02\% \sim 89.89\%$ (均值为 71.05%); 粒子态 N 以 NO_2 为主, 占粒子态 N 的 $33.67\% \sim 94.54\%$ (均值为 61.01%)。

2.3 大气湿沉降 N 通量

本研究监测和收集了 2005 年的降雨量并对雨水中 N 浓度进行了分析,计算得出湿沉降 N 量。降雨量及湿沉降氮动态变化见图 3,从中可知,2005 年

试验区全年红壤旱地生态系统通过雨水输入 N $49.9 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 其中输入 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 分别为 18.32 和 $9.38 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。每月通过湿沉降(雨水)向该研究地农田生态系统输入 N $0.50 \sim 8.45 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 这接近于常熟生态站研究的湿沉降月输入量为 $0 \sim 6.6 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 结果^[24]。

湿沉降 N 量受多种因子的综合控制^[15, 25]。本研究生态系统全年降雨总量为 1843.4 mm , 主要集中在 2~6 月, 占总降雨量的 67.33% , 而湿沉降月输入 N 量以 7 月和 11 月较高。原因可能在于 7 月和 11 月为花生和水稻的收获季节,当地习惯对秸秆焚烧等农

事活动; 同时, 7月也是晚稻等作物种植的时间, 肥料的挥发量较大, 也是造成湿沉降N以7月最高的原因之一。此外, 湿沉降N也受到空气温度、空气相对湿度、风和降雨频率等气象环境因子的影响。据周静等^[26]对该研究区马唐-冬萝卜连作生态系统中湿沉降N特征研究, 除降雨量外, 风向、空气相对湿度、降雨频率是湿沉降N月变化的气象环境主导因子。

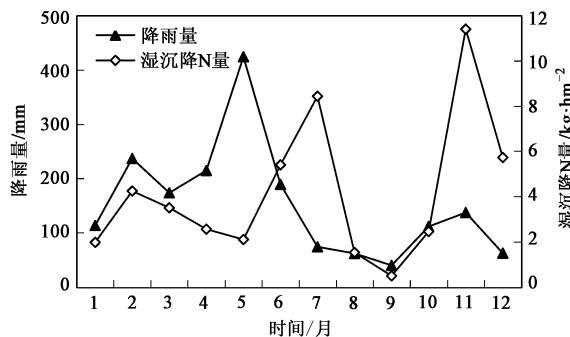


图3 降雨量和湿沉降N量的月动态变化

Fig. 3 Monthly dynamics of rainfall and wet deposition N

2.4 大气氮素沉降总量特征

由表1红壤区农田生态系统中大气沉降N量可见, 2005年通过大气沉降向该农田生态系统输入N

总量为132.6 kg·hm⁻², 其中干、湿沉降分别输入N 82.63和N 49.90 kg·hm⁻², 干沉降占大气沉降总N的67.94%。每月干沉降输入N为3.20~11.15 kg·hm⁻², 占大气沉降总N的34.56%~87.74%, 此结果在国内外研究干沉降为干湿混合沉降的25%~75%范围内^[27~29]。同时, 本研究干沉降N量[82.63 kg·(hm²·a)⁻¹]也远高于王体健^[29]、陈能汪^[30]和Kugler等^[31]在其他生态系统的研究结果[0.07~20 kg·(hm²·a)⁻¹]。本研究湿沉降年输入N 49.90 kg·hm⁻², 为2001~2003年常熟生态站的年均湿沉降N(27.0 kg·hm⁻²)^[24]的1.85倍, 原因可能在于降雨量不同, 本研究区年均降雨量2 000 mm, 而常熟站的为1 038 mm。同时, 本研究区湿沉降年输入N也高于福建南坪(11.4~18.1 kg·hm⁻²)^[32]、陕西关中(16.3 kg·hm⁻²)^[33]等地的结果(均未包括有机态N输入)。2005年该红壤农田生态系统大气沉降总N量远高于1968~1997年我国长江流域大气沉降N 4.9~18.2 kg·(hm²·a)⁻¹^[33, 34], 仅大气干沉降N就高出该流域大气总沉降N的4.5~16.9倍。可见, 大气沉降N, 特别是干沉降N已成为红壤农田生态系统一个不可忽视的氮输入途径。

表1 红壤农田生态系统干、湿沉降N量及干沉降N占大气输入总N量的比率

Table 1 N input of dry and wet deposition and percentage of N input via dry deposition in total N input

月份	干沉降N量/kg·hm⁻²	湿沉降N量/kg·hm⁻²	合计N量/kg·hm⁻²	干沉降占总沉降的比率/%
1	8 034	1.98	10.02	80.21
2	11.15	4.26	15.41	72.38
3	11.5	3.52	15.02	76.59
4	10.06	2.57	12.63	79.66
5	7.215	2.11	9.323	77.39
6	4.981	5.42	10.4	47.91
7	4.461	8.45	12.91	34.56
8	3.949	1.53	5.48	72.07
9	3.629	0.5	4.127	87.94
10	3.197	2.46	5.657	56.51
11	6.834	11.4	18.26	37.42
12	7.612	5.74	13.35	57.01
合计(平均)	82.63	49.9	132.6	64.97

3 结论

(1) NO_2 、 NH_3 、粒子 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 和气体 HNO_3 的 V_d 时均值变化分别为 0.05~0.23、0.17~0.34、0.05~0.41 和 0.62~1.27 cm/s, 并出现明显的季节和昼夜变化规律。 NO_2 和 NH_3 冬季和白天较高, HNO_3 气体的 V_d 冬季较低而白天较高, 粒子 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 的 V_d

冬季较大。

(2) 2005年通过大气沉降向该红壤农田生态系统输入总N 132.6 kg/hm², 其中干沉降输入N 82.63 kg/hm², 占大气总沉降N的67.94%。干沉降N最大值区间为10.06~11.50 kg/hm², 出现在2~4月; 湿沉降(雨水)月输入N 0.50~8.45 kg/hm², 以7月和11月较高。

参考文献:

- [1] 方运霆, 莫江明, Gundersen P, 等. 森林土壤氮素转换及其对氮沉降的响应[J]. 生态学报, 2004, 24(7): 1523-1531.
- [2] Xie Y L, Xiong Z Q, Xing G X, et al. Assessment of nitrogen pollutant in surface water of Taihu Lake region [J]. *Pedosphere*, 2007, 17(2): 209-208.
- [3] 李德军, 莫江明, 方运霆, 等. 氮沉降对森林植物的影响[J]. 生态学报, 2003, 23(9): 1894-1900.
- [4] Jennifer A, Gao Y. Atmospheric nitrogen deposition to the Mullica River-Great Bay Estuary[J]. *Marine Environmental Research*, 2007, 64: 590-600.
- [5] Aber J D, Nadelhoffer K J, Steudler P, et al. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems[J]. *Bioscience*, 1989, 39: 378-386.
- [6] Weigel A, Russow R, Korschenschen M. Quantification of airborne N-input in long-term field experiments and its validation through measurements using ^{15}N isotope dilution[J]. *Journal of Plant Nutr. Soil Sci.*, 2000, 163: 261-265.
- [7] Pryor S C, Barthelmie R J, Carreiro M. Nitrogen deposition to and cycling in a deciduous forest [A]. In: Optimizing Nitrogen Management in Food and Energy Production and Environmental Protection: Proceeding of the 2nd International Nitrogen Conference on Science and Policy[C]. The Scientific World, 2001. 245-254.
- [8] 崔键, 周静, 马友华, 等. 我国红壤旱地氮素平衡[J]. 土壤, 2008, 40(3): 372-376.
- [9] Smith R I, Fowler D, Sutton M A, et al. Regional estimation of pollutant gas dry deposition in the UK: model description, sensitivity analyses and outputs[J]. *Atmospheric Environment*, 2000, 34: 3757-3777.
- [10] 张艳, 王体健, 胡正义, 等. 典型大气污染物在不容下垫面上干沉积速率的动态变化及空间分布[J]. 气候与环境研究, 2004, 9(4): 591-604.
- [11] He C E, Liu X J, Fangmeier A, et al. Quantifying the total airborne nitrogen input into agroecosystems in the North China Plain[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2007, 121(4): 395-400.
- [12] 刘学军. 大气氮素沉降及其对我国农田生态系统养分输入的影响[J]. 西南农业学报, 2004, 17(增刊): 185-186.
- [13] Hicks B B, Hosker R P, Meyers T P, et al. Dry deposition inferential measurement techniques I. Design and tests of a prototype meteorological and chemi system for determining dry deposition[J]. *Atmospheric Environment*, 1991, 25: 2345-2359.
- [14] Hu Z Y, Xu C K, Zhou L N, et al. Contribution of atmospheric nitrogen compounds to N deposition in a broadleaf forest of Southern China[J]. *Pedosphere*, 2007, 17(3): 360-365.
- [15] 欧阳琰, 王体健, 张艳, 等. 一种大气污染物干沉积速率的计算方法及其应用[J]. 南京气象学院学报, 2003, 26(2): 210-218.
- [16] Wang T J, Yang H M, Gao L J, et al. Atmospheric sulfur deposition on farmland in South China[J]. *Pedosphere*, 2005, 15(1): 120-128.
- [17] Hu Z Y, Xu C K, Zhou L N, et al. Contribution of atmospheric nitrogen compounds to N deposition in a broadleaf forest of Southern China[J]. *Pedosphere*, 2007, 17(3): 360-365.
- [18] Wesely M L. Parameterization of surface resistance to gaseous dry deposition in regional-scale numerical models [J]. *Atmospheric Environment*, 1989, 23(6): 1293-1304.
- [19] Walmesley J L, Wesely M L. Modification of coded parameterizations of surface resistances to gaseous dry deposition [J]. *Atmospheric Environment*, 1996, 30(7): 1181-1188.
- [20] Waleek C J. SO_2 , sulfate and HNO_3 deposition velocities computed using regional landuse and meteorological data [J]. *Atmospheric Environment*, 1986, 20(5): 949-964.
- [21] Hick B B, Baldocchi D D, Meyers T P, et al. A preliminary multiple resistance routine for deriving dry deposition velocities from measured quantities[J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 1987, 36: 311-330.
- [22] 杨浩明, 王体健, 程炜, 等. 华东典型地区大气硫沉降通量的观测和模拟研究[J]. 气象科学, 2005, 25(6): 560-567.
- [23] Anatolaki C, Tsitouridou R. Atmospheric deposition of nitrogen, sulfur and chloride in Thessaloniki, Greece [J]. *Atmospheric Research*, 2007, 85: 413-428.
- [24] 王小治, 朱建国, 高人, 等. 太湖地区氮素湿沉降动态及生态学意义: 以常熟生态站为例[J]. 应用生态学报, 2004, 15(9): 1616-1620.
- [25] Holland E A, Dentener F J, Braswell B H, et al. Contemporary and pre-industrial global reactive nitrogen budgets[J]. *Biogeochemistry*, 1999, 46: 7-43.
- [26] 周静, 崔键, 王国强, 等. 红壤旱地湿沉降氮特征及其对马唐-冬萝卜连作系统氮素平衡的贡献[J]. 生态环境, 2007, 16(6): 1714-1718.
- [27] Granat L. Principles in network design for precipitation chemistry measurements[A]. In: Matheson D H, Elder F C. First Specialty Symp. On Atmospheric Contribution to the Chemistry of Lake Water. Int. Assoc. Great Lakes Res[C]. Supplement 1, Buffalo: State University College, 1976. 65-81.
- [28] 李玉中, 祝廷成, 姜世成. 羊草地生态系统干湿沉降氮输入量的动态变化[J]. 中国草地, 2000, 2: 24-27.
- [29] 王体健, 张艳, 杨浩明, 等. 利用次网格技术模拟华东地区大气硫氮沉降[J]. 高原气象, 2006, 25(5): 870-876.
- [30] 陈能汪, 洪华生, 肖健, 等. 九江流域大气氮沉降[J]. 生态学报, 2006, 26(8): 2602-2607.
- [31] Kugler S Z, Horvath L, Machon A. Estimation of nitrogen balance between the atmosphere and Lake Balaton and a semi natural grassland in Hungary[J]. *Environmental Pollution*, 2007, 28: 1-6.
- [32] 季世清, 季生秀. 陕西关中湿沉降输入农田生态系统中的氮素[J]. 农业环境保护, 1996, 15(3): 97-101.
- [33] 奕维金, 章申, 王嘉慧. 长江流域氮的生物地球化学循环及其对输送无机氮的影响[J]. 地理学报, 2001, 56(5): 505-514.
- [34] 樊后保, 苏兵强. 杉木人工林生态系统的生物地球化学 II 氮素沉降[J]. 应用与环境微生物学报, 2000, 6(2): 133-137.