

我国红壤区大气氮沉降及其农田生态环境效应^①

崔 键¹, 周 静^{1*}, 杨 浩^{2*}, 何园球¹

(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)

摘 要: 大气氮沉降作为营养源和酸源, 沉降数量的急速增加, 将严重影响生态系统的生产力和稳定性, 对农田生态系统的影响日益显现。本文简要介绍了大气氮沉降的概念、来源和研究方法, 梳理了近年来我国红壤区大气氮沉降的形态、数量及其对农田生态系统的影响, 提出了红壤农田生态系统大气氮沉降当前存在的问题及今后的发展趋势。

关键词: 大气氮沉降; 红壤; 生态效益; 活性氮; 农田生态系统

中图分类号: X142

我国作为世界人口最多的国家, 人为源活性氮总量极其可观, 其来源主要是化肥氮不当施用及化石燃料消耗和汽车尾气排放并喷式增长, 进而造成大气氮沉降的增加。1968—1997年, 长江流域大气氮沉降增长了4倍, 为 $18.2 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ (以N计, 全文同)^[1]; 2003—2005年, 长江三角洲农田生态系统达到 $22.7 \sim 30.0 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ^[2]; 而当前, 我国大气氮沉降已经成为继北美和西欧之后的第三大氮沉降集中分布区^[3], 并以每年 $8 \text{ kg}/\text{hm}^2$ 的速度递增^[4]。大气氮沉降的增加, 对陆地生态系统的影响日益突出, 甚至成为区域生态系统衰退的主要原因, 并引起公众和科学家的关注^[5-7]。就生态系统而言, 目前大气氮沉降的研究主要集中在对大气氮沉降敏感的自然生态系统尤其是森林生态系统和水域生态系统, 而对农田生态系统大气氮沉降(特别是干沉降和有机态氮沉降)规律研究相对较少^[8-9]。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, 对大气氮素沉降相对不敏感。但新近的研究表明, 沉降到农田生态系统的氮素数量和作用可能被大大低估^[10-11]。可见, 大气氮沉降已成为陆地生态系统中一个不可忽视的稳定氮输入源, 认识和评估区域生态系统特别是农田生态系统大气氮沉降及其生态效应意义重大, 也是我国应对氮污染控制和全球变化深入研究所必需的。

我国红壤主要分布在长江以南的低山丘陵区, 是我国经济林果、经济作物和粮食的重要基地。同时, 该区经济发展快, 伴随而来的环境问题突出, 环境污

染和以土壤加速酸化为主要表征的土壤资源质量退化问题严重, 成为自然资源与环境领域科学家们日益关注的热点问题之一。红壤因具有“酸瘦黏板结”的特征, 其农田生态系统相对比较脆弱。当前, 红壤区农田氮素普遍盈余, 最高达 $1061.7 \text{ kg}/\text{hm}^2$, 其盈余量的不断增加, 加大其对环境污染风险的威胁; 另据估算, 红壤酸化面积高达150万 hm^2 ^[12]。而湿沉降输入红壤区的氮量多在 $9.0 \sim 35.0 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$, 最高可达 $94.1 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ^[13-14], 已与欧洲高氮沉降区当量^[15]。可见, 随着红壤农田酸化面积的增大和土壤氮素盈余的增加, 急速增加的大气氮沉降对红壤农田生态系统的影响将日益显现。本文在陈述大气氮沉降概念、来源及研究手段的同时, 对红壤农田区大气氮沉降及其生态效应的研究进行总结, 并展望了区域大气氮沉降的研究重点, 旨在探求切实有效控制氮沉降的技术与对策, 减少农田氮素损失对环境的压力, 保障农业可持续发展。

1 大气氮沉降概念及来源

1.1 概念

大气中的氮素分为非活性氮和活性氮两种。非活性氮指 N_2 , 约占大气成分的78%, 一般处于非活性状态, 大多不能被生物直接利用和对环境产生影响。活性氮包括生物活性氮、光化学活性氮和辐射活性氮, 其化合物可分为无机态 NH_x (如 NH_3 和 NH_4^+)、无机态氧化氮(NO 、 NO_2 、 HNO_3 、 N_2O 、 NO_3^- 等)、有

基金项目: 重大科学研究计划项目(2014CB953802)、国家青年基金项目(41201206)和国家支撑计划项目(2011BAD41B01)资助。

* 通讯作者(zhoujing@issas.ac.cn; yanghao@njnu.edu.cn)

作者简介: 崔键(1980—), 男, 河南信阳人, 博士, 助理研究员, 主要从事大气物质沉降及其农田生态环境效应。E-mail: jcui@issas.ac.cn

机态氮(尿素、蛋白质和核酸等)^[16]。所谓大气氮沉降是指大气中活性氮溢出并被运至陆地和水域表面的过程,包括湿沉降和干沉降两种。湿沉降指在重力作用下,水溶性气态或颗粒态含氮物质被雨雪溶解或冲刷至地面的过程,主要是 NH_4^+ 、 NO_3^- 和少量水溶性有机氮的沉降;干沉降是在无降水条件下,由于湍流运动和重力等作用,含氮化合物在大气中输送和扩散时,不断被下垫面(农田、草地和水域等)吸收而形成的向地面持续迁移过程,主要是气态的 NO_x 、 HNO_3 、 NH_x 和颗粒态的 NH_4^+ 、 NO_3^- 以及有机态氮的沉降。

1.2 来源

大气氮沉降的来源大致分为自然源和人为源两种。自然源是指自然条件下, N_2 受固氮微生物和雷电作用而产生的氮氢化合物和氮氧化物,该类氮源基本稳定,为 257~270 Tg/a,即使农业的出现,也未改变这种状态(表 1)。且自然源活性氮处于相对稳定的生物地球化学循环中,不易引起严重的环境问题^[16]。

表 1 全球自然源和人为源产生活性氮量(Tg/a)及预测^[17]
Table 1 Quantity and predication of reactive nitrogen from global natural and anthropogenic sources

活性氮源		1860	mid—1990s	2050
自然源	生物固氮	120	107	107
	雷电产生氮	5.4	5.4	5.4
	陆地生态系统	125	112	112
	海洋生态系统	145	145	145
	陆地+海洋	270	257	257
人为源	人工合成	0	100	165
	耕作栽培过程	15	31.5	50
	化石燃料燃烧	0.3	24.5	52.2
	陆地生态系统	141	268	380
	海洋生态系统	145	145	145
	陆地+海洋	286	413	525

人为源是由于人类活动,如生物/化石燃料燃烧(火力发电厂、钢铁厂、炼焦厂等工矿企业的燃料燃烧,各种工业窑炉的燃料燃烧以及各种民用炉灶、取暖锅炉的燃料燃烧等)、工业生产过程、农业生产过程(化肥施用、耕作栽培和农业烧荒等)和交通运输(汽车、飞机和轮船运输等)等影响而产生的氮。其中,燃料燃烧和土壤微生物活动是大气中 NO_x 的主要来源,农业活动如化学氮肥和动物排泄物施用等为大气中 NH_x 的主要来源^[4, 18-21]。我国 NO_x 排放总量也由 1980 年的 4.7 Tg 增加到 2000 年的 11.8 Tg(年均增加 4.6%),到 2004 年又增至 16.0 Tg(年均增长 10.6%); NH_x 的排放量也由 1990 年的 10.8 Tg 上升到 2000 年

的 13.6 Tg^[22]。此外,随着中国人口的不断增加、国民经济的持续稳定增长和人民物质文化生活水平的不断提高,未来 30 年中国 NO_x 排放量将呈现稳步增长的趋势。如果不采取进一步的控制措施,到 2020 年和 2030 年,全国能源消费导致的 NO_x 排放总量将分别达到 23.6~29.1 和 31.5~43.0 Tg。

2 大气氮沉降研究方法

目前,大气氮沉降的研究方法较多,如风洞法、浓度梯度法、脉动法等;研究时空和技术也在不断地拓宽,欧美已由分散观测发展为定位研究,并逐步形成区域监测网络,如 1997 年美国建成的国家酸沉降网(NADP/NTN)和 2001 年运行的包括 12 个国家在内的东亚酸沉降网(EANET),大气氮沉降的研究技术取得长足的发展。然而,国内外仍未形成统一的标准。随着自动化和 3S 技术的推进,大气氮沉降的研究手段也在不断突破,这为大气氮素沉降的深入研究奠定了坚实的基础。

2.1 湿沉降

自英国洛桑试验站 1850 年前后开始收集并分析雨水中的氮素含量以来,大气湿沉降的研究历史已有 150 多年。我国自 20 世纪中期也陆续对水域生态系统^[23-24]和森林生态系统^[13, 25]的大气氮沉降化学组成和通量等展开研究,但至今仍未形成对各生态系统连续、统一的观测研究网络。虽然国家酸沉降监测网创立于 1992 年,但其主要工作主要集中在降水 pH 和电导率的测定上。湿沉降通常由降水量和雨水中氮素浓度决定,只在一定的时空内发生,相对比较集中,易于测定。常用的研究方法有雨量器法、离子交换树脂法(ion-exchange resin, IER)、通降法和茎流法等。目前,有关氮沉降通量的研究,多集中在无机态氮上,而有机态氮常因其种类及分析方法限制而被忽略^[20-21]。

2.2 干沉降

通常,以沉降速率和大气氮浓度的乘积来表征大气氮干沉降通量的大小。然而,大气氮干沉降过程受诸多因子如气象条件、下垫面特征和物质自身特性等的支配,对其通量的估测难度较大,此方面的研究于 20 世纪 60 年代才开始起步,20 世纪 80 年代欧共体的 NITREX 项目和美国的大气沉降研究网络计划则标志着大气干沉降系统、网络化研究的开始,而目前,此项研究在中国开展得仍较少^[26]。

大气干沉降研究技术大致分为表面分析法和大气通量法两类。表面分析法,主要通过研究污染物在

沉积表面富集状况来测定干沉降,通过沉降表面积与暴露时间来进行计算干沉降通量,常用的方法有叶面提取法、穿透雨量法、流域物质平衡法、同位素示踪法、雪样收集法、空气动力学替代表面法、其他替代表面法等,该方法所需费用较少,而且能够测定所感兴趣的多种物质,然而易受植物、建筑物等多表面的大量采样分析及较长的时间尺度测量等限制。大气通量法是根据已知的大气特性及污染物浓度数据来推测污染物的通量,常用方法有涡度相关法、垂直梯度法、大气物质平衡法、复合人工示踪剂法、方差法,与表面分析方法相比,大气通量法有其明显的优势,该类方法可以在较短的时间内得出沉降的通量,有些方法甚至可直接得出沉降通量。然而该类方法都需要测定污染物的浓度,所需的监测仪器比较昂贵,而且对测量结果的精度要求较高。

随着自动化技术的广泛应用,一些干沉降自动收集仪也开始应用于大气氮沉降的研究中。德国的 Weigel 等^[11]发展了一种新的研究手段——ITNI (integral total nitrogen input)盆栽系统,并利用该系统直接测定了大气氮沉降的数量,其结果与通过长期定位试验无氮区的间接估计值相当吻合。此外,利用氮沉降模型结合 GIS 技术从区域或全球尺度来估计与评价大气氮沉降的数量,也成为氮沉降研究的另一条途径^[17]。然而,目前尚没有一个广泛适用的模型来评估氮沉降增加引起的阳离子通量及其潜在限制。

3 红壤农田区大气氮沉降通量

3.1 湿沉降

红壤农田生态系统中,大气氮沉降情况如表 2。无机态氮年沉降量以西藏最低(1.3 kg/hm²),以上海最高(77.8 kg/hm²);有机态氮为 0.7~71.6 kg/hm²,占湿沉降总量的 3.1%~64.7%,这接近国内外的研究结果(33±19)%^[27-28]。笔者在鹰潭红壤生态站长期定位监测研究发现,2005—2012 年氮湿沉降年际间虽有波动,但整体上呈增加趋势^[21, 29],这与我国陆地生态系统大气氮沉降的整体趋势基本一致^[4, 30]。除特殊年份(2006—2007 年监测点大量施用猪粪外),大气氮湿沉降总量为 14.4~42.1 kg/hm²(均值为 31.7 kg/hm²),无机态氮和有机态氮分别占总沉降氮量的 63.2%~81.8% 和 18.2%~36.8%^[20-21, 29]。季节上,以雨季(4—6 月)为主,占年沉降氮量的 28.1%^[29, 31]。可能原因在于区域季节性降水和氮肥(化肥和有机肥)的施用^[20-21]。与同期常熟农田站观测相比,鹰潭红壤生态站无机态氮沉降与之相当,而有机态氮沉降则高出 85.6%,主要原因在于鹰潭红壤生态站周边畜禽养殖及畜禽排泄物农用等活动^[21]。

与其他区域相比,红壤农田区无机态氮年沉降量大多集中在 20~40 kg/hm²,接近我国华北平原的 14.1~38.5 kg/hm²^[43]和洛桑试验站 154 年(1843—1997 年)的观测结果 10~45 kg/hm²^[44],略高于美国

表 2 红壤农田区大气湿沉降年通量
Table 2 Annual wet deposition fluxes of atmospheric nitrogen in red-soil agricultural regions, China

年代	研究区域	年湿沉降氮通量 (kg/hm ²)		
		无机态	有机态	总量
1968—1997	长江流域 ^[1]	4.9~18.2	—	—
1998—2003	上海地区 ^[32]	46.2~77.8	—	—
2001—2003	江苏太湖 ^[33]	22.1	4.9	27.0
2003—2005	江苏太湖 ^[34]	26.3~27.9	—	—
2003—2004	江西鹰潭 ^[35]	12.0	—	—
2004—2005	江西鹰潭 ^[36]	26.5	4.2	30.7
2005—2012	江西鹰潭 ^[21,29]	26.4~39.0	—	—
2005—2012	江西鹰潭 ^[20]	—	5.7~71.6	—
2005—2006	江苏南京 ^[37]	30.9	35.1	66.0
2005—2006	西藏林芝 ^[38]	1.3~3.1	—	—
2007	云南滇池 ^[39]	7.1	—	—
2007—2008	江苏句容 ^[40]	26.9	5.2	32.1
2008	上海浦东 ^[41]	21.1	—	—
2009—2011	福建将乐县 ^[42]	2.7~12.2	1.5~5.8	4.2~18.0
2011—2012	江苏常熟 ^[21]	21.0~27.7	0.7~10.7	22.6~38.4
2011—2012	江西鹰潭 ^[21]	26.6~26.8	5.7~15.5	32.6~42.1

注：表中“—”代表无数据。

大平原氮沉降通量为 $8 \sim 22 \text{ kg/hm}^2$ ^[45]。此外,我国红壤区大气氮湿沉降量接近甚至超过陆地生态系统的临界负荷 25 kg/hm^2 ^[46]。可见,红壤农田生态系统正在受大气氮沉降的威胁。

3.2 干沉降

红壤农田区大气氮干沉降特别是气态氮沉降的研究,从 2003 年开始,初步估算 2003—2004 年江西鹰潭农田区 HNO_3 、 NH_3 、 NO_x 的年平均沉降速率分别为 0.76 、 0.18 、 0.10 cm/s ^[47]。笔者在鹰潭红壤生态站定位监测和估算发现,2004—2007 年,气态 HNO_3 、 NH_3 、 NO_x 和离子态 $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ 的日沉降速率呈现显著的昼夜变化,峰值出现在 $11:00\text{—}13:00$;季节上, NH_3 、 NO_x 和离子态 $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ 的沉降速率都呈现冬春季显著高于夏秋季而气态 HNO_3 则相反;年沉降速率方面, HNO_3 、 NH_3 、 NO_x 和离子态 $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ 的年际间变异较小(图 1),其年平均沉降速率分别为 0.81 、 0.26 、 0.12 和 0.16 cm/s ,这与国内外相近农田下垫面的结果基本一致^[47-48]。同时,笔者也发现江西鹰潭 2005 年干沉降氮总量为 82.6 kg/hm^2 ,其中气态氮占干沉降总量的 71.1% ^[10],这与在雷州半岛农田的观测结果(81.9% ^[49])基本一致;干湿沉降比为 1.65 ,这与国外一些科学家研究发现的干湿沉降量级基本相当^[50]的结论相似。与国内其他农田区相比,北京郊区农田大气 NH_3 和 NO_2 沉降的估算发现,约有 $15 \sim 16 \text{ kg/hm}^2$ 的干沉降氮素输入农田生态系统^[26]。可见,氮素干沉降特别是气态氮沉降已成为农田生态系统大气氮素沉降的重要部分,不可忽视。

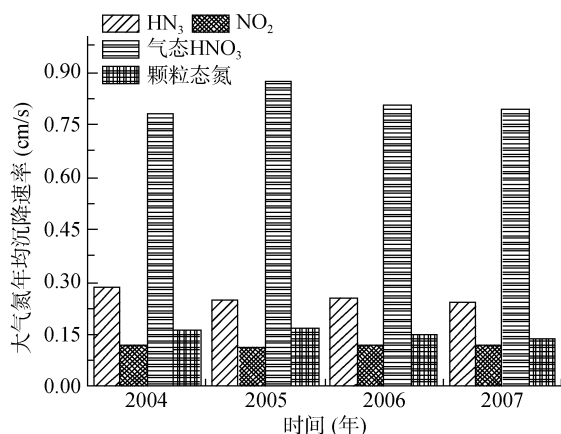


图 1 鹰潭红壤农田大气氮干沉降速率^[48]

Fig. 1 Annual mean dry deposition velocities of atmospheric nitrogen in different years in a typical red-soil agricultural region, Yingtan

目前,有关大气有机氮沉降的研究已成为国际上关注的一个热点和难点。由于大气有机氮化合物种类繁多,其在干沉降过程中的收集和测定比较困难,故

前人有关有机氮沉降的研究多集中在湿沉降上^[20]。有数据显示,降尘中携带大量的有机氮^[51]。邓君俊等^[37] 2004 年 12 月至 2005 年 11 月在南京郊区的观测发现,气态有机氮浓度高达 $260.9 \mu\text{g/m}^3$,分别是 NH_3 和 NO_x 的 13.88 和 118.59 倍,其年沉降通量高达 20.1 kg/hm^2 ,占干沉降氮通量(43.8 kg/hm^2)的 45.89% ;而气溶胶有机氮平均浓度为 $10.08 \mu\text{g/m}^3$,其年沉降通量为 5.8 kg/hm^2 ,占干沉降氮通量的 13.24% 。同期,王体健等^[36]在鹰潭红壤生态站的观测发现,气态有机氮的平均浓度为 $7.2 \mu\text{g/m}^3$,其年沉降量为 3.3 kg/hm^2 ,为干沉降氮的 10.31% ;气溶胶中有机氮平均浓度为 $0.92 \mu\text{g/m}^3$,其年沉降通量为 0.4 kg/hm^2 ,仅占干沉降的 1.25% 。可见,大气有机氮干沉降在区域上的差异较大。基于大气有机氮沉降对生态系统的影响及科学估算大气氮沉降,有必要对典型红壤农田生态系统大气有机氮沉降及其生态效应进行更深一步的探讨和研究。

3.3 总沉降

2004—2012 年,笔者在鹰潭红壤生态站的观测发现,红壤农田生态系统大气氮总沉降年通量为 $94.50 \sim 185.99 \text{ kg/hm}^2$,除 2006 和 2007 年受大量猪粪施用影响外,其余年份的均值为 109.07 kg/hm^2 ,接近南京郊区的 109.9 kg/hm^2 ^[20-21, 29, 37],略高于红壤林地生态系统的 $81.32 \sim 83.67 \text{ kg/hm}^2$ ^[25],而远高于陕西农田区的 $12.6 \sim 22.17 \text{ kg/hm}^2$ ^[52-53]。原因主要在于陕西农田区干沉降仅包括颗粒态氮沉降,而据前人研究发现气态氮沉降为大气干沉降的主要形式,而颗粒态氮沉降仅占干沉降的 2% ^[10, 36]。此外,气象条件也是造成区域大气总沉降差异的另一重要因素,陕西农田多位于暖温带-温带半干旱-半湿润大陆季风区,年降水量相对较小($414 \sim 632 \text{ mm}$)^[52],而鹰潭红壤生态站位于亚热带湿润大陆季风区,年降水量较大(年均 1800 mm),降水与大气氮沉降成正相关^[27-30],故造成本研究农田区较高的氮沉降通量。

4 大气氮沉降对红壤农田生态系统的影响

过去 150 年,有文献记载的 NH_3 和 NO_x 排放加速了氮沉降,危及空气和水质量并改变了世界陆地和水生生态系统的功能^[5-7]。氮沉降对生态系统的影响以及生态系统对氮的响应主要取决于系统自身的氮饱和度。一般生态系统氮沉降饱和度的临界点为 25 kg/hm^2 ,超过该值时会造成饱和,生态系统将做出强烈反应^[46]。生态系统的氮沉降量低于氮饱和和临界点时,一定的氮沉降量可以增加系统的生产力;而当生态系统处在氮饱和状态,即大气干湿沉降输入生

态系统的氮超出植物和微生物等的需求时,氮沉降不但会降低生产力,而且会对植物产生重要影响^[54]。并且红壤农田生态系统氮素大多处于盈余状态^[12, 14],大气氮沉降的增加无疑将对生态系统产生影响。

由于农田生态系统大气氮沉降的研究开展较晚,当前的研究主要集中在大气氮沉降的定量及源析方面。因此,有关大气氮沉降对农田特别是红壤农田生态系统效应的研究较少。笔者根据近 10 年在鹰潭红壤生态站的研究发现,大气湿沉降无机态氮分别占牧草(马唐)和冬萝卜吸收氮素的 19.8% 和 18.5%,占整个生态系统的 18.9%^[55]。此外,笔者室内模拟土柱实验发现,大气氮沉降加速了红壤农田表层土壤的酸化^[31];王强等^[56]的田间试验,也有类似的发现。邵伟^[57]在西藏农区发现,大气氮沉降等环境氮是西藏林芝地区主要作物青稞、小麦生长的重要养分输入,在西藏的大环境背景下,氮沉降的增加,不仅可以维持土壤生产力,还会提高西藏主要作物青稞、小麦的营养和品质。可见,大气氮沉降在补充作物必要的氮素营养同时,也威胁到农田土壤的生态环境。

在林地的研究发现,大气氮沉降影响植物光合作用^[54]、生物多样性^[58-60]。对森林土壤而言,大气氮沉降增加是导致土壤碳氮平衡的主要原因之一^[61-62]。而此方面的工作,在农田尤其是红壤农田生态系统的进展较少。

5 结论与展望

我国红壤区酸沉降(包括氮沉降)较为严重,且中低产田占总耕地面积的 2/3 以上,且红壤农田生态系统氮素普遍存在盈余,土壤酸化等退化严重,已成为公众关注的重大问题之一。但是目前,在红壤农田区大气氮沉降的量化研究仍不够全面,研究对象多集中在无机态氮湿沉降上,而因较难直接获得干沉降特别是气态氮沉降及对有机态氮湿沉降主观重视不够,有关大气沉降有机态氮和干沉降氮通量及其在自然生态系统特别是红壤农田生态系统上的定量研究比较缺乏,进而限制对大气氮沉降特别是气态氮沉降及其生态效应(特别是农田生态系统)的进一步认识。因此,红壤农田生态系统大气氮沉降研究的首要任务在于选择典型的区域,进行系统长期的观测(特别加强气态氮沉降和有机态氮沉降的观测),揭示区域大气氮沉降的特征及来源,进而为探讨大气氮沉降对区域农田生态系统的生态影响提供可靠的数据支撑。

在研究技术和手段上,由于大气氮沉降的时空变异性大,不同的氮沉降方法因采样空间和时间尺度不

同、沉降组分特性和分析仪器精度的不同而导致测量结果的差异较大。因此,亟需建立区域统一的大气氮沉降观测及分析标准,以便大气氮沉降科学系统的比较和评估,进而为大气氮沉降的生态效应研究提供可靠的数据。

在大气氮沉降对红壤农田生态效应方面,由于区域大气氮沉降特征及量化研究不全面的限制,目前此部分的工作也刚刚起步,初步探讨了大气氮沉降对土壤酸化的效应,而对大气氮沉降影响土壤酸化的机理、土壤有机碳分、 N_2O 和 CH_4 排放及红壤农田生态系统生产力等过程机制还知之甚少,同时也制约了对活性氮的气候效应的综合评估。因此,精确红壤农田区大气氮沉降通量和解析大气氮沉降来源,全面系统地认识大气氮沉降,进一步佐证和估算大气氮沉降对红壤农田生态系统的贡献份额,进而探求切实有效控制氮沉降的技术与对策,利于农田配方施肥和氮肥优化管理,提高氮素利用效率、减少农田氮素损失与环境压力,保障农业可持续发展。

参考文献:

- [1] 晏维金,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: 1968—1997 年的时间变化分析[J]. 地理学报, 2001, 56(5): 505—514
- [2] 谢迎新,张淑利,冯伟,赵旭,郭天财. 大气氮素沉降研究进展[J]. 中国生态农业学报, 2010, 18(4): 897—904
- [3] Galloway JN, Townsend AR, Erismann JW, Bekuda M, Cai ZC, Freney JR, Martinelli LA, Seitzinger SP, Sutton MA. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions[J]. Science, 2008, 320: 889—892
- [4] Liu XJ, Zhang Y, Han WX, Tang A, Shen JL, Cui ZL, Vitousek P, Erismann JW, Gouling K, Christie P, Fangmeier A, Zhang FS. Enhanced nitrogen deposition over China[J]. Nature, 2013, 494: 459—462
- [5] Kim JY, Ghim YS, Lee SB, Moon KC, Shim SG, Bae GN, Yoon SC. Atmospheric deposition of nitrogen and sulfur in the Yellow Sea region: Significance of long-range transport in East Asia[J]. Water Air Soil Pollut., 2009, 205(1-4): 259—272
- [6] Cornell S. Atmospheric nitrogen deposition: Revisiting the question of the invisible organic fraction[J]. Procedia, 2011, 6: 96—103
- [7] Hu YL, Jung KH, Zeng DH, Chang SX. Nitrogen- and sulfur-deposition-altered soil microbial community functions and enzyme activities in a boreal mixed wood forest in western Canada[J]. Can. J. Forest., 2013, 43: 777—784
- [8] Reay DS, Dentener F, Smith P, Grace P, Feely RA. Global nitrogen deposition and carbon sinks[J]. Nature, 2008, 1: 430—437

- [9] Cui J, Zhou J, Yang H. Atmospheric inorganic nitrogen in dry deposition to a typical red soil agro-ecosystem in south-eastern China[J]. *J. Environ. Monit.*, 2010, 12: 1 287–1 294
- [10] 崔健, 周静, 杨浩, 梁家妮, 刘晓利. 大气氮沉降向典型红壤区农田生态系统定量输入研究[J]. *环境科学*, 2009, 30(8): 2 221–2 226
- [11] Weigel A, Russow R, Korschenschens M. Quantification of airborne N-input in long-term field experiments and its validation through measurements using ^{15}N isotope dilution[J]. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 2000, 163: 261–265
- [12] 何园球, 孙波. 红壤质量演变与调控[M]. 北京: 科学出版社, 2008
- [13] 周国逸, 闫俊华. 鼎湖山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[J]. *生态学报*, 2001, 21(12): 2 002–2 012
- [14] 崔健, 周静, 马友华, 何园球. 我国红壤旱地氮素平衡特征[J]. *土壤*, 2008, 40(3): 372–376
- [15] Russow R, BÖhme F. Determination of the total deposition by the ^{15}N isotope dilution method and problems in extrapolating results to field scale[J]. *Geoderma*, 2005, 127: 62–70
- [16] Galloway JN. The global nitrogen cycle: Past, present and future[J]. *Science in China, Ser. C*, 2005, 48(S2): 669–677
- [17] Galloway JN, Dentener FJ, Capone DG, Boyer EW, Howarth RW, Seitzinger SP, Asner GP, Cleveland CC, Green PA, Holland EA, Karl DM, Michaels AF, Porter JH, Townsend AR, VÖrÖsmarty CJ. Nitrogen cycle: Past, present and future[J]. *Biogeochemistry*, 2004, 70: 153–226
- [18] Glasius M, Carlsen MF, Hansen TS, Lohse C. Measurements of nitrogen dioxide on funen using diffusion tubes[J]. *Atmos. Environ.*, 1999, 33: 1 177–1 185
- [19] Xing GX, Zhu ZL. The environmental consequences of altered nitrogen cycling resulting from industrial activity, agricultural production and population growth in China[J]. *The Scientific World*, 2001, 1(S2): 70–80
- [20] Cui J, Zhou J, Peng Y, He YQ, Yang H, Xu LJ, Chan A. Long-term atmospheric wet deposition of dissolved organic nitrogen in a typical red-soil agro-ecosystem, Southeastern China[J]. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 2014, 16(5): 1 050–1 058
- [21] Cui J, Zhou J, Peng Y, He YQ, Yang H, Mao JD, Zhang ML, Wang YH, Wang SW. Atmospheric wet deposition of nitrogen and sulfur in the agroecosystem in developing and developed areas of Southeastern China[J]. *Atmospheric Environment*, 2014, 89: 102–108
- [22] Streets DG, Bond TC, Carmichael GR, Fernandes SD, Fu Q, He D, Klimont Z, Nelson SM, Tsai NY, Wang MQ, Woo JH, Yarber KF. An inventory of gaseous and primary aerosol emissions in Asia in the year 2000[J]. *Journal of Geophysical Research*, 2003, 108(D21): GTE30.1–GTE30.23
- [23] 陈能汪, 洪华生, 肖健, 张珞平, 王吉幸. 九龙江流域大气氮干沉降[J]. *生态学报*, 2006, 26(8): 2 602–2 607
- [24] 石金辉, 高会旺, 张经. 大气有机氮沉降及其对海洋生态系统的影响[J]. *地球科学进展*, 2006, 21(7): 721–729
- [25] 樊建凌, 胡正义, 庄舜尧, 周静, 王体健, 刘翠英. 林地大气氮沉降的观测[J]. *中国环境科学*, 2007(1): 7–9
- [26] 沈健林, 刘学军, 张福锁. 北京近郊区农田大气 NH_3 和 NO_2 干沉降研究[J]. *土壤学报*, 2008, 45(1): 165–169
- [27] Zhang Y, Song L, Liu XJ, Li WQ, Lv SH, Zheng LX, Bai ZC, Cai GY, Zhang FS. Atmospheric organic nitrogen deposition in China[J]. *Atmos. Environ.*, 2012, 46: 195–204
- [28] Neff JC, Holland EA, Dentener FJ, McDowell WH, Russell KM. The origin, composition and rates of organic nitrogen deposition: A missing piece of the nitrogen cycle? [J]. *Biogeochemistry*, 2002, 57/58: 99–136
- [29] Cui J, Zhou J, Peng Y, He YQ, Chan A. Atmospheric inorganic nitrogen in wet deposition to a red soil farmland in Southeast China, 2005–2009[J]. *Plant and Soil*, 2012, 359: 387–395
- [30] Jia YL, Yu GR, He NP, Zhan XY, Fang HJ, Sheng WP, Zuo Y, Zhang DY, Wang QF. Spatial and decadal variations in inorganic nitrogen wet deposition in China induced by human activity[J]. *Scientific Reports*, 2014, 4: 2 763
- [31] Cui J, Zhou J, Peng Y, He YQ, Yang H, Mao JM. Atmospheric wet deposition of nitrogen and sulfur to a typical red soil agroecosystem in Southeast China during the ten-year monsoon seasons (2003–2012)[J]. *Atmos. Environ.*, 2014, 82: 121–129
- [32] 梅雪英, 张修峰. 上海地区氮素湿沉降及其对农业生态系统的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2007, 15(1): 16–18
- [33] 胡倩, 张世秋, 吴丹. 美国和欧洲氮氧化物控制政策对中国的借鉴意义[J]. *环境保护*, 2007, 5A: 74–78
- [34] Xie YX, Xiong ZQ, Xing GX, Yan XY, Shi SL, Sun GQ, Zhu ZL. Source of nitrogen in wet deposition to a rice agroecosystem at Tai lake region[J]. *Atmos. Environ.*, 2008, 42: 5 182–5 192
- [35] 孙本华, 胡正义, 吕家珑, 周丽娜, 徐成凯. 江西鹰潭典型丘陵农业区氮湿沉降的动态变化[J]. *西北农林科技大学学报(自然科学版)*, 2006, 34(10): 118–192
- [36] 王体健, 刘倩, 赵恒, 周静, 樊建凌. 江西红壤区农田生态系统大气氮沉降通量的研究[J]. *土壤学报*, 2008, 45(2): 280–287
- [37] 邓君俊, 王体健, 李树, 江飞, 刘倩, 谢旻, 樊建凌. 南京郊区大气氮化物浓度和氮沉降通量的研究[J]. *气象科学*, 2009, 29(1): 25–30
- [38] 贾钧彦, 张颖, 蔡晓布, 刘学军. 藏东南大气氮湿沉降动态变化: 以林芝观测点为例[J]. *生态学报*, 2009, 29(4): 1 907–1 913
- [39] 陆海燕, 胡正义, 张瑞杰, 殷小锋, 逢玉万, 吴永红. 滇池北岸典型农田韭菜田大气氮沉降与氨挥发[J]. *中国环境科学*, 2010, 30(10): 1 309–1 315
- [40] Yang R, Hayashi K, Zhu B, Li FY, Yan XY. Atmospheric NH_3 and NO_2 concentration and nitrogen deposition in an agricultural catchment of Eastern China[J]. *Science of the Total Environment*, 2010, 408(20): 4 624–4 632
- [41] 黄文丹, 马晨辰, 周立旻, 郑祥民, 张国玉. 上海市浦东农业区降水氮浓度的时间分布[J]. *生态与农村环境学报*, 2012, 28(4): 363–367
- [42] 郑祥洲, 张玉树, 丁洪, 陈静蕊. 闽西北农田生态系统中大气氮湿沉降研究[J]. *水土保持学报*, 2012, 26(3): 127–130

- [43] 张颖, 刘学军, 张福锁, 巨晓棠, 邹国元, 胡克林. 华北平原大气氮素沉降的时空变异[J]. 生态学报, 2006, 26(6): 1 633–1 639
- [44] Hoeyaas TR, Vagstad N, Bechmann M, Eggestad HO. Nitrogen budget in the river Auli catchment: A catchment dominated by agriculture in southeastern Norway[J]. *Ambio*, 1997, 28(5): 283–289
- [45] Kochy M, Wilson DW. Nitrogen deposition and forest expansion in the northern Great Plains[J]. *Journal of Ecology*, 2001, 89: 807–817
- [46] Aber JD, McDowell W, Nadelhoffer KJ, Magill A, Berntson G, Kamakea M, McNulty S, Currie W, Rustad L, Fernandez I. Nitrogen saturation in Northern forest ecosystems, hypotheses revisited[J]. *Bioscience*, 1998, 48: 921–934
- [47] 张艳, 王体健, 胡正义, 徐成凯. 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
- [48] Zhou J, Cui J, Fan JL, Liang JN, Wang TJ. Dry Deposition velocity of atmospheric nitrogen in a typical red soil agro-ecosystem in Southeastern China[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2010, 167: 105–113
- [49] 骆晓声, 石伟琦, 鲁丽, 刘学军, 莫亿伟, 邓峰. 我国雷州半岛典型农田大气氮沉降[J]. 生态学报, 2014, 34(19): 5 541–5 548
- [50] Smith RI, Fowler D, Sutton MA, Flechard C, Coyle M. Regional estimation of pollutant gas dry deposition in the UK: Model description, sensitivity analyses and outputs[J]. *Atmos. Environ.*, 2000, 34: 3 757–3 777
- [51] Ramsprger B, Peinemann N, Stahr K. Deposition rates and characteristics of aeolian dust in the semi-arid and sub-humid regions of the Argentinean Pampas[J]. *Journal of Arid Environments*, 1998, 39: 467–476
- [52] 魏祥, 同延安, 段敏, 乔丽, 田红卫, 雷小鹰, 马文娟. 陕北典型农田大气干湿氮沉降季节变化[J]. 应用生态学报, 2010, 21(1): 255–259
- [53] 王志辉, 张颖, 刘学军, 同延安, 乔丽, 雷小鹰. 黄土区降水降尘输入农田土壤中的氮素评估[J]. 生态学报, 2008, 28(7): 3 295–3 301
- [54] 李德军, 莫江明, 方运霆, 彭少麟. 氮沉降对森林植物的影响[J]. 生态学报, 2003, 23(9): 1 891–1 900
- [55] 周静, 崔键, 王国强, 马友华, 关静. 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): 1 714–1 718
- [56] 王强, 宁茂宾, 王科. 模拟大气氮沉降对萍乡土壤酸化的初探[J]. 萍乡高等专科学校学报, 2012, 29(6): 23–25
- [57] 邵伟. 大气沉降对西藏主要作物氮营养的影响[D]. 拉萨: 西藏大学, 2009
- [58] Xue JH, Mo JM, Li J, Li DJ. The short-term response of soil microorganism number to simulated nitrogen deposition[J]. *Guihaia*, 2007, 27: 174–179
- [59] Clark CM, Tilman D. Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to prairie grasslands [J]. *Nature*, 2008, 45: 712–715
- [60] 钟晓兰, 李江涛, 李小嘉, 叶永昌, 刘颂颂, 徐国良, 倪杰. 模拟氮沉降增加条件下土壤团聚体对酶活性的初期影响[J]. 生态学报, 2015, 35(5): 1–15
- [61] Phillips RP, Fahey TJ. Fertilization effects on fineroot biomass, rhizosphere microbes and respiratory fluxes in hardwood forest soils[J]. *New Phytologist*, 2007, 176: 655–664
- [62] Fang YT, Yoh M, Koba K, Zhu WX, Takebayashi YU, Xiao YH, Lei CY, Mo JM, Zhang W, Lu XK. Nitrogen deposition and forest nitrogen cycling along an urban-rural transect in southern China[J]. *Global Change Biology*, 2011, 17: 872–885

Review on Atmospheric Nitrogen Deposition and Its Influence in Red Soil Agro-ecosystem, Southern China

CUI Jian¹, ZHOU Jing^{1*}, YANG Hao^{2*}, HE Yuan-qiu¹

(1 *Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China*; 2 *College of Geography Science, Nanjing Normal University, Nanjing 210046, China*)

Abstract: An important source of plant nutrient and soil acidification, increased N deposition from the atmosphere will greatly impact the production and stability of global terrestrial and aquatic ecosystems. This paper introduced the concepts, sources and methods of atmospheric nitrogen deposition and reviewed recent literatures on the forms and amounts of atmospheric nitrogen as well as its ecological effects on red soil agro-ecosystems. Finally, the existing problems and research trends of atmospheric nitrogen deposition were proposed in red soil agro-ecosystems.

Key words: Atmospheric nitrogen deposition; Red soil; Ecological effect; Reactive nitrogen; Agro-ecosystem