

陕西省不同生态区大气氮沉降量的初步估算

魏 样¹, 同延安¹, 乔 丽², 刘学军³, 段 敏¹, 李 俊¹

(1.西北农林科技大学资源环境学院, 陕西 杨凌 712100; 2.陕西省气象局, 西安 710014; 3.中国农业大学, 北京 100094)

摘 要:2008 年,对陕西省 4 个不同生态区 5 个监测点的干湿沉降输氮量进行为期 1 年的观测研究,旨在对不同生态区大气氮沉降量进行初步估算。结果表明,2008 年各生态区总无机氮(TIN)沉降量在 8.25~16.12 kg·hm⁻² 之间,其中以地处长城沿线风沙草原生态区的榆林地区最小,渭河谷地农业生态区的杨凌地区最大。榆林、洛川、西安、杨凌以及安康地区 NH₄⁺-N 沉降量分别为 3.10、3.66、8.60、9.14 和 9.96 kg·hm⁻²,NO₃⁻-N 沉降量分别为 5.15、7.54、6.29、6.98 和 5.66 kg·hm⁻²,NH₄⁺-N 沉降量的不同是造成 TIN 沉降量之间差异的主要原因。各生态区湿沉降输氮量为 6.57~14.43 kg·hm⁻²,干沉降输氮量为 1.19~2.74 kg·hm⁻²,均显示出一定的时间变异性。受降雨量影响,湿沉降量在降雨量大的夏秋季较高,降雨量小的冬春季较低;干沉降量则与之相反,可能是由于雨水的冲刷作用和冬春季节扬尘天气较多引起的。

关键词:生态区;氮沉降;干沉降;湿沉降

中图分类号:X571 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2010)04-0795-06

Preliminary Estimate of the Atmospheric Nitrogen Deposition in Different Ecological Regions of Shaanxi Province

WEI Yang¹, TONG Yan-an¹, QIAO Li², LIU Xue-jun³, DUAN Min¹, LI Jun¹

(1.College of Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling 712100, China; 2.Shaanxi Provincial Meteorological Bureau, Xi'an 710014, China; 3.China Agricultural University, Beijing 100094, China)

Abstract:Five monitoring sites were chosen in four different ecological regions of Shaanxi Province to conduct a one-year monitoring research on wet and dry nitrogen deposition, which was aimed to make preliminary estimate of the atmospheric nitrogen deposition amount in different ecological regions. The results showed that the amount of total inorganic nitrogen(TIN) ranged from 8.25 to 16.12 kg·hm⁻² in the 5 monitoring sites, and the maximum was in Yangling located in Wei River Agro-ecological Region, while the minimum was in Yulin situated in the Windy and Sandy Region along the Great Wall. The deposition rate of NH₄⁺-N was 3.10 kg·hm⁻² in Yulin, 3.66 kg·hm⁻² in Luoshuan, 8.60 kg·hm⁻² in Xi'an, 9.14 kg·hm⁻² in Yangling, 9.96 kg·hm⁻² in Ankang, while the NO₃⁻-N rate were 5.15, 7.54, 6.29, 6.98 and 5.66 kg·hm⁻² respectively. The main reason to cause the difference of TIN amount was the different deposition amount of NH₄⁺-N. Wet nitrogen deposition rate ranged from 6.57 to 14.43 kg·hm⁻² and dry nitrogen deposition rate varied from 1.19 to 2.74 kg·hm⁻². Both of them showed time variability. In summer and autumn, wet nitrogen deposition was higher than that in winter and spring because of the rainfall, whereas dry nitrogen deposition had opposite trend. This could be caused by the washing action of rainfall and greater amount of dust in winter and spring.

Keywords:ecological region; nitrogen deposition; dry deposition; wet deposition

物质在大气和不同下垫面之间的交换过程中,沉降过程扮演着重要角色。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^[1]。20 世纪中叶以来,随着矿物燃料的燃烧、化学氮肥的生产和使用以及畜牧业的迅猛发展等,人类活动向大气中

排放的活性氮化合物激增,大气氮素沉降也呈迅猛增加的趋势。据估计,全球每年沉降到各类生物群系的活性氮达 43.47 Tg,沉降到海洋表面的活性氮达 27 Tg^[2]。Twonsend 等^[3]通过氮沉降模型模拟结果表明,中北美、西欧和亚洲的中国、印度已经成为全球氮沉降的三大集中分布区。目前大气氮沉降已经对农田、海洋、森林等生态系统产生了不同程度的影响,并引起了公众和科学家的广泛关注。

陕西省位于东部湿润与西部干旱的交界处,是中国唯一真正意义上跨越南北的省份。按照生态地域特点、生态系统服务功能的重要性和生态问题的敏感

收稿日期:2009-09-07

基金项目:国家自然科学基金项目(40675006);教育部博士点基金项目

作者简介:魏 样(1984—),女,陕西高陵人,在读硕士,主要从事大气氮沉降及其生物有效性研究。E-mail:weiyang1120@163.com

通讯作者:同延安 E-mail:tongyanan@nwsuaf.edu.cn

性,全省被划分为 4 个一级生态区,由北向南依次为长城沿线风沙草原生态区、黄土高原农牧生态区、渭河谷地农业生态区和秦巴山地落叶阔叶和常绿阔叶混交林生态区。陕西省水土流失严重,沙尘暴经常发生,生态环境较为脆弱^[4],但除了 1990—1994 年李世清等^[4]对陕西关中地区大气湿沉降输入农田生态系统的氮素进行了研究外,之后再无其他相关报道。因此,准确定量不同生态区大气氮沉降的数量既有利于充分利用氮素环境养分,又可为环境监测和评价提供依据。

1 材料与方法

1.1 研究地点与时段

研究地点有榆林(长城沿线风沙草原生态区)、洛川(黄土高原农牧生态区)、西安(渭河谷地农业生态区)、杨凌(渭河谷地农业生态区),以及安康(秦巴山地落叶阔叶和常绿阔叶混交林生态区)5 个地区。各地概况见表 1。除杨凌观测点位于国家黄土肥力与肥料效益监测基地之外,其余各点均位于当地气象局设置的气象站内。观测时间为 2008 年 1 月至 12 月。

1.2 样品采集与分析

利用武汉天虹智能仪表厂生产的 APS-2A 型降水降尘自动采样器进行干湿沉降样品的采集。该仪器为微电脑自动控制,可对降水降尘自动采集,其对降水的灵敏度为 0.2 mm·h⁻¹ 雨量,有降水事件发生时自动打开,降雨停止 10 min 后自动关闭,样品收集不受降尘和飘尘的影响。湿沉降收集桶直径为 300 mm,干沉降收集桶直径为 150 mm。

采样器安装于开阔、平坦的场地,避免沉降的收

集受到障碍物的影响。湿沉降样品于每次发生降水的次日 08:00—09:00 收集,采集时将雨水摇匀,测量总体积后取 50 mL 样品。干沉降收集时在收集桶内加入 70 mL 乙二醇和 100 mL 蒸馏水的混合液,用来保证桶内湿润,避免再次起尘和抑制细菌繁殖。干沉降样品于每月第 1 d 早 08:00 收集,为上个月的干沉降。采集时,用蒸馏水多次冲洗沉降桶,将样品与洗液一并倒入收集容器中,并蒸发浓缩至 50 mL。干湿沉降样品均于 4 ℃ 保存待测。采用连续流动分析仪测定样品中 NO₃⁻-N、NH₄⁺-N 含量,总无机氮(TIN)沉降量即为 NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 沉降量的加和。

2 结果与讨论

2.1 大气氮沉降的空间变异

5 个地区的监测结果(表 2)表明,2008 年各生态区 TIN 沉降量在 8.25~16.12 kg·hm⁻² 之间,榆林地区最小,杨凌地区最大。NH₄⁺-N 沉降量在 3.10~9.96 kg·hm⁻² 之间,榆林和洛川地区较小,其他 3 个地区较大。NO₃⁻-N 沉降量在 5.15~7.54 kg·hm⁻² 之间,地区之间差异不明显,NH₄⁺-N 沉降量的不同是造成 TIN 沉降量之间差异的主要原因,具体表现为:杨凌>安康>西安>洛川>榆林。

大气氮沉降通量受氮排放量及气象条件的支配,氮沉降与氮排放呈线性关系^[5]。大气中 NH₄⁺的前体是大气中的 NH₃,NH₃ 主要来源于农业活动(施肥和动物废物);NO₃⁻的前体是大气中的 NO_x,NO_x 主要来源于工业活动及汽车尾气的排放^[6]。比较 TIN 的空间变化不难发现,TIN 沉降量的高低受当地的工农业

表 1 大气氮素沉降观测区概况

Table 1 Introduction of the atmospheric nitrogen deposition monitoring sites

监测点 Sites	平均海拔/m Average elevation	平均气温/℃ Average temperature	年降雨量/mm Precipitation	气候类型 Climate	无霜期/d Frost-free period
榆林 Yulin	1 300	8.1	414	暖温带和温带半干旱大陆性季风气候	150
洛川 Luochuan	1 072	9.2	622	暖温带半湿润大陆性季风气候	167
西安 Xi'an	400	13.3	575	暖温带半湿润大陆性季风气候	232
杨凌 Yangling	520	12.9	632	暖温带半湿润大陆性季风气候	221
安康 Ankang	793	15.6	1 007	亚热带大陆性季风气候	270

表 2 监测区大气氮沉降通量

Table 2 Nitrogen deposition flux of monitoring sites

监测点 Sites	降雨量/mm Rainfall	湿沉降/kg·hm ⁻² ·a ⁻¹ Wet deposition			干沉降/kg·hm ⁻² ·a ⁻¹ Dry deposition			总沉降/kg·hm ⁻² ·a ⁻¹ TIN		
		NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	TIN	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	TIN	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	TIN
榆林 Yulin	373.9	2.78	3.79	6.57	0.32	1.36	1.68	3.10	5.15	8.25
洛川 Luochuan	333.7	3.30	5.96	9.26	0.36	1.58	1.94	3.66	7.54	11.20
西安 Xi'an	585.7	8.08	4.98	13.06	0.52	1.31	1.83	8.60	6.29	14.89
杨凌 Yangling	509.8	8.58	4.80	13.38	0.56	2.18	2.74	9.14	6.98	16.12
安康 Ankang	1 020.9	9.77	4.66	14.43	0.19	1.00	1.19	9.96	5.66	15.62

活动和气象条件的影响。杨凌和西安地处渭河谷地农业生态区,该区地势平坦,土地肥沃,自然条件得天独厚使其号称“八百里秦川”,是陕西省农业最为发达的地区;安康地区位于秦巴山地落叶阔叶和常绿阔叶混交林生态区,是陕西主要的农业区和亚热带资源宝库,也是陕西水稻和油菜的主要产区。因此,相比于长城沿线风沙草原生态区的榆林以及黄土高原农牧生态区的洛川来说,这3个地区发达的农业活动定会造成氮肥的大量使用,与此相应大气中 NH_3 的浓度会升高,从而造成 NH_4^+-N 沉降量的增加。榆林地区蕴含丰富的矿产资源,近年来,对这些矿产资源的开发利用造成了频繁的工业污染问题, NO_3^--N 沉降量应该呈现较高的数值,但观测结果却与其他各地无明显差异,这是因为榆林地处长城沿线风沙草原生态区,该地区降雨量小,风沙大,大气含氮物质易随风迁移至别处。

不同地区在污染水平、气象条件等方面会存在差异,下垫面特性、工农业发展程度会有所不同,这些差异必然会导致氮沉降量的空间变异。王体健等^[1]在江西红壤地区的研究结果表明,大气TIN沉降量为 $31.4 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$;华北平原农田生态系统大气氮素混合沉降的平均值为 $28.0 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[7],这两个地区的TIN沉降量均大于本文各观测点结果。李玉中^[8]测得草地下垫面无机氮的年际沉降量为 $11.35 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,该值与本文各点观测结果相差不大。另外,本研究在洛川地区的观测结果略小于2007年王志辉等^[9]在洛川测得的沉降结果 $12.7 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,在杨凌测得的结果($16.12 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)也小于王志辉等的沉降结果($20.6 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)。

2.2 大气氮沉降的时间变异

各生态区监测点大气湿沉降以及干沉降月动态变化见图1、图2。可以看出,各监测点的降雨多集中在6—10月,同期湿沉降氮素量在全年湿沉降中占到64.9%~81.7%。张颖等研究表明,氮素沉降的输入量与降雨量呈乘幂型正相关^[7]。还有研究表明,氮的湿沉降量主要取决与每一时间段的降雨量和施肥量的多少,当施肥量大,存在一定的降雨,这段时间内氮的湿沉降量就较大^[10]。6月份正值玉米以及水稻等作物播种施用基肥的时期,7—8月正值作物追施氮肥的时期,10月份又是小麦等作物的播种时期,这几个月份施肥量大,温度高,降雨量大,所以氮沉降量尤其是 NH_4^+-N 的沉降量较大。

由图2可以看出,氮素干沉降量在降雨量大的月

份较小,降雨量小的月份较大,总体表现为夏秋季较低,冬春季较高,可能和冬春季节沙尘天气较多有关,也可能和雨水的冲刷作用密不可分,因为铵盐与硝酸盐均是与水亲和性较强的物种,会随着下降雨滴一起被带入到地面而从大气中清除^[1]。

2.3 大气湿沉降输入氮素

2008年各监测点的降雨量在333.7~1020.9 mm之间,氮素湿沉降量在 $6.57 \sim 14.43 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 之间,其中榆林地区最小,安康地区最大。王小治等^[11]在太湖地区的研究表明,湿沉降年均输入氮素为 $22.3 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$;大连地区^[12]2005年和2006年湿沉降氮素分别为25.17和 $19.15 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$;在江西,鹰潭地区农田生态系统雨水输入氮素为 $26.4 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[11],分宜县大冈山林场的杉木林和马尾松林中,降雨输入的氮分别为60.6和 $57.0 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[13];张颖等^[7]测得北京地区大气氮素湿沉降量平均为 $32.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,山东惠民和河北曲周两地为 $23.6 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。与这些研究结果相比较,本文各监测点大气湿沉降氮量较小。但是,大气降水化学组成的背景监测表明,在不受人为活动干扰的情况下,大气氮素的沉降量仅为 $1.8 \sim 3.2 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[14-16],这说明各地区工农业活动向大气中排放氮素是大气氮沉降的一个主要来源。

榆林和洛川两地湿沉降以 NO_3^--N 为主,这与王志辉等^[9]2007年在洛川的研究结果相同。其他3个地区均以 NH_4^+-N 为主。黄土旱塬地区乾县试验点的部分研究结果表明^[17],年输入氮量为 $14.3 \sim 29.7 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,其中 NH_4^+-N 占71.9%~88.4%;陕西关中地区各试验点在 $6.3 \sim 26.6 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 之间,其中 NH_4^+-N 占66.3%~88.5%^[14]。这些研究结果与本文在杨凌、西安以及安康的研究结果相似。比较发现,位于长城沿线的榆林地区和黄土高原的洛川地区的湿沉降 NO_3^--N 并不比其他各地多,之所以 NO_3^--N 占有较大的份额,是因为其 NH_4^+-N 沉降量较小的缘故。

2.4 大气干沉降输入氮素

从表2可以看出,干沉降输入氮素在总无机氮沉降中所占比例较小,各监测点氮素干沉降在 $1.19 \sim 2.74 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 之间。而在江西鹰潭^[1],气溶胶干沉降输入农田生态系统中的无机氮为 $5.0 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$;北京的东北旺以及河北的曲周氮素干沉降量分别为 $8.4 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 $14.2 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[18];Goulding^[19]在英国东南部观测到氮的干沉降量为 $22 \sim 26 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。这些研究结果均大于本研究的观测值。2007年,王志辉等^[9]在杨凌以及洛川的观测结果表明,两地通过干沉降

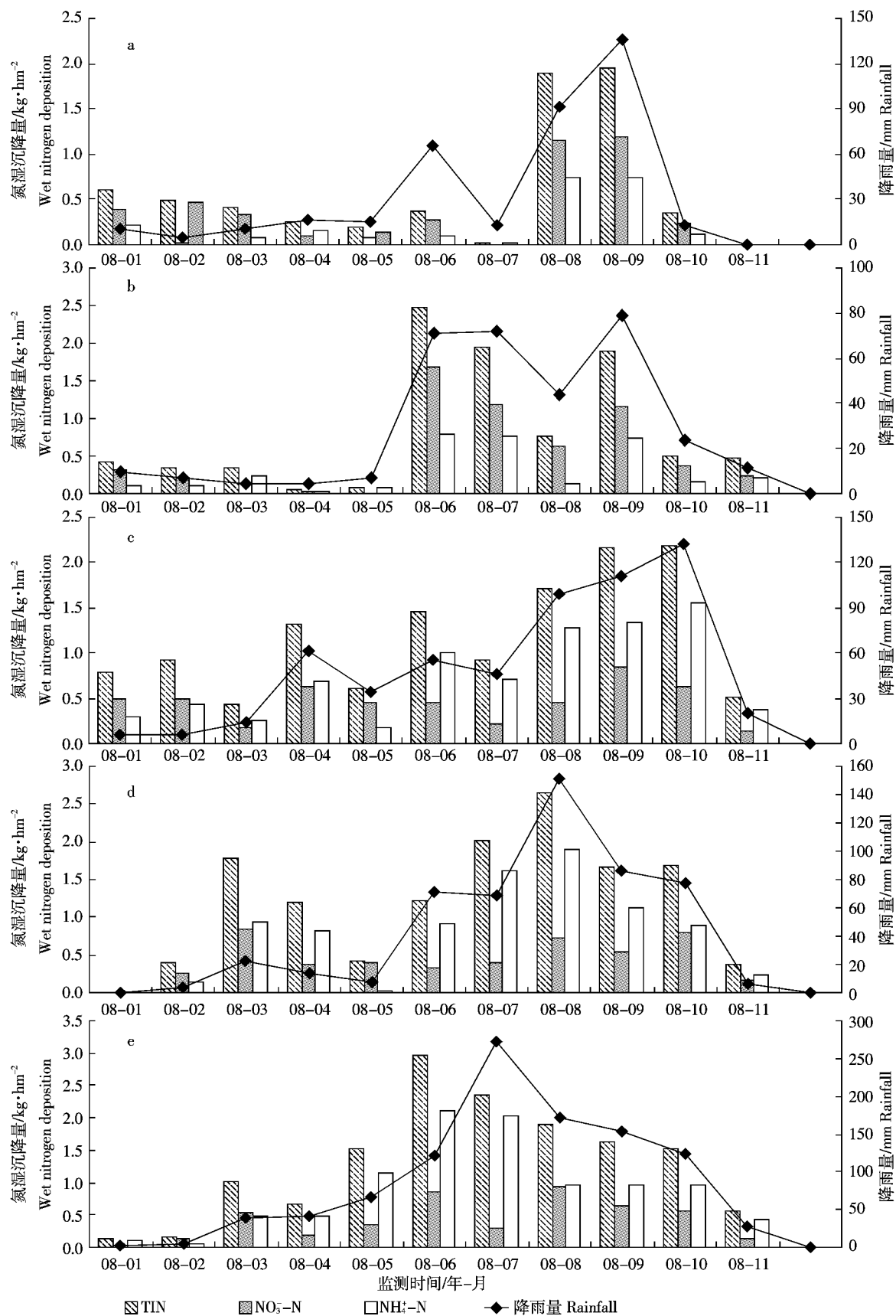


图 1 榆林(a)、洛川(b)、西安(c)、杨凌(d)和安康(e)氮湿沉降月动态变化

Figure 1 Monthly dynamic change of wet nitrogen deposition in Yulin(a), Luochuan(b), Xi'an(c), Yangling(d) and Ankang(e)

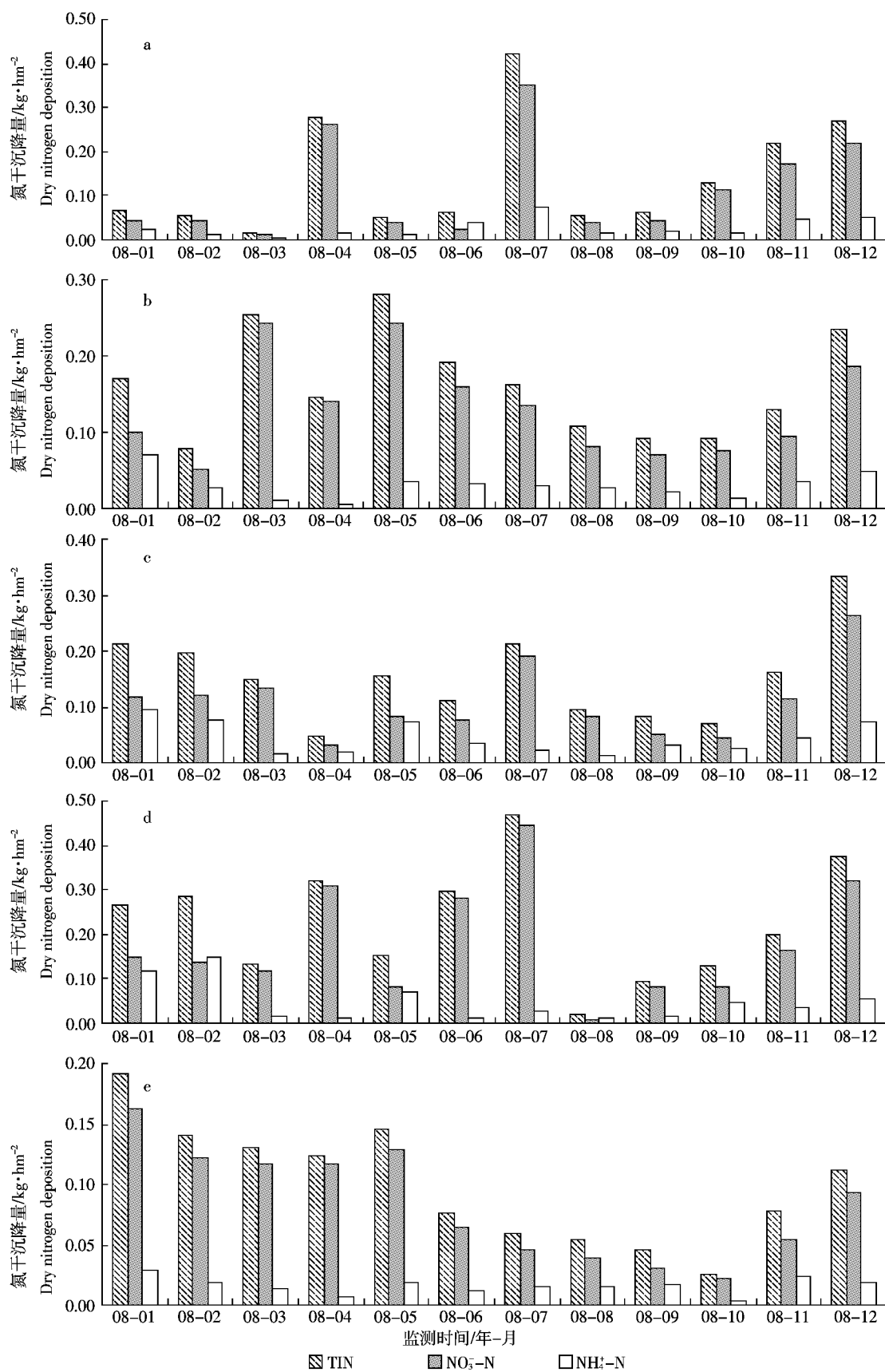


图2 榆林(a)、洛川(b)、西安(c)、杨凌(d)和安康(e)氮干沉降月动态变化

Figure 2 Monthly dynamic change of dry nitrogen deposition in Yulin(a), Luochuan(b), Xi'an(c), Yangling(d) and Ankang(e)

输入农田生态系统的氮素分别为 $1.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 $1.2 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 均略小于本文测得结果。目前大气氮沉降的研究主要集中于欧美地区, 我国在这方面仅有少量分散的观测报道, 且主要集中在湿沉降氮的分析测定, 有关大气氮干沉降方面的报道较少。鉴于导致不同地区干沉降差异的原因多而复杂, 对此有待进一步监测研究。

3 小结

2008 年各生态区大气 TIN 沉降量在 $8.25 \sim 16.12 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 之间, 其中以地处长城沿线风沙草原生态区的榆林地区最小, 渭河谷地农业生态区的杨凌地区最大。地区之间 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 沉降量差异不明显, 由于农业发展程度不同, 导致 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 沉降量存在差异, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 沉降量的不同是造成 TIN 沉降量之间差异的主要原因, 具体表现为: 杨凌 > 安康 > 西安 > 洛川 > 榆林。各生态区湿沉降输氮量为 $6.57 \sim 14.43 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 干沉降输氮量为 $1.19 \sim 2.74 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 均显示出一定的时间变异性。受降雨量的影响, 湿沉降量在降雨量大的夏秋季较高, 降雨量小的冬春季较低; 干沉降量则与之相反, 可能是由于雨水的冲刷作用和冬春季节扬尘天气较多引起的。本文给出的是 1 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, 各生态区大气氮沉降会呈现一定的年际变化, 因此今后将进行多年监测研究以得到更准确的估算结果。

参考文献:

- [1] 王体健, 刘 倩, 赵 恒, 等. 江西红壤地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.
WANG Ti-jian, LIU Qian, ZHAO Heng, et al. Atmospheric nitrogen deposition in agroecosystem in red soil region of Jiangxi Province[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45(2): 280-287.
- [2] Paerl H W. Coastal eutrophication in relation to atmospheric nitrogen deposition: Current perspectives[J]. *Ophelia*, 1995, 41: 237-259.
- [3] Twonsend A R, Braswell B H, Holland E A, et al. Spatial and temporal patterns in terrestrial carbon storage due to deposition of fossil fuel nitrogen[J]. *Ecological Applications*, 1996, 6: 804-814.
- [4] 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[J]. 农业环境保护, 1999, 18(3): 97-101.
LI Shi-qing, LI Sheng-xiu. Nitrogen added to ecosystems by wet deposition in Guanzhong Area in Shaanxi[J]. *Agro-Environmental Protection*, 1999, 18(3): 97-101.
- [5] Bartnicki J, Alcamo J. Calculating nitrogen deposition in Europe[J]. *Water, Air & Soil Pollution*, 1989, 47(2): 101-123.
- [6] 宋玉芝, 秦伯强, 杨龙元, 等. 大气湿沉降向太湖水生生态系统输送氮的初步估算[J]. 湖泊科学, 2005, 17(3): 226-230.
SONG Yu-zhi, QIN Bo-qiang, YANG Long-yuan, et al. Primary estimation of atmospheric wet deposition of nitrogen to aquatic ecosystem of Lake Taihu[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2005, 17(3): 226-230.
- [7] 张 颖, 刘学军, 张福锁, 等. 华北平原大气氮素沉降的时空变异[J]. 生态学报, 2006, 26(6): 1633-1639.
ZHANG Ying, LIU Xue-jun, ZHANG Fu-suo, et al. Spatial and temporal variation of atmospheric nitrogen deposition in North China Plain[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(6): 1633-1639.
- [8] 李玉中, 祝廷成, 姜世成. 羊草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, 22(2): 24-27.
LI Yu-zhong, ZHU Ting-cheng, JIANG Shi-cheng. Nitrogen deposition in leymus chinensis grassland of songnen plain[J]. *Grassland of China*, 2000, 22(2): 24-27.
- [9] 王志辉, 张 颖, 刘学军, 等. 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): 3295-3301.
WANG Zhi-hui, ZHANG Ying, LIU Xue-jun, et al. Dry and wet nitrogen deposition in agricultural soils in the Loess area[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(7): 3295-3301.
- [10] 苏成国, 尹 斌, 朱兆良, 等. 稻田氮肥的氨挥发损失与稻季大气氮的湿沉降[J]. 应用生态学报, 2003, 14(11): 1884-1888.
SU Cheng-guo, YI Bin, ZHU Zhao-liang, et al. Ammonia volatilization loss of nitrogen fertilizer from rice field and wet deposition of atmospheric nitrogen in rice growing season[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(11): 1884-1888.
- [11] 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.
WANG Xiao-zhi, ZHU Jian-guo, GAO Ren, et al. Dynamics and ecological significance of nitrogen wet-deposition in Taihu Lake region-Taking Changshu Agro-ecological Experiment Station as an example[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2004, 15(9): 1616-1620.
- [12] 姜秀玲, 史 钊. 大连地区湿沉降氮量浅析[J]. 城市环境与城市生态, 2007, 20(6): 25-27.
JIANG Xiu-ling, SHI Kun. An initial study on wet deposition of nitrogen in Dalian[J]. *Urban Environment & Urban Ecology*, 2007, 20(6): 25-27.
- [13] 马雪华. 在杉木林和马尾松林中雨水的养分淋溶作用[J]. 生态学报, 1998, 9(1): 15-20.
MA Xue-hua. Effects of rainfall on the nutrient cycling in man-made forests of *Cunninghamia Lanceolata* and *Pinus Massoniana*[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 1998, 9(1): 15-20.
- [14] Galloway J N, Zhao D W, Xiong J L, et al. Acid rain: China, United States, and a remote area[J]. *Science*, 1987, 236: 1559-1562.
- [15] Owens N J P, Galloway J N, Duce R A. Episodic atmospheric nitrogen deposition to oligotrophic oceans[J]. *Nature*, 1992, 357(6377): 397-399.
- [16] Liu J Q, Keene W C, Wu G P. Study of precipitation background value in Lijiang, China[J]. *China Environmental Science*, 1993, 13: 246-251.
- [17] 李生秀, 寸待贵, 高亚军, 等. 黄土旱塬降水向土壤输入的氮素[J]. 干旱地区农业研究, 1993, 11(增刊): 83-92.
LI Sheng-xiu, CUN Dai-gui, GAO Ya-jun, et al. Mineral nitrogen introduced into soil by precipitation on Loess dryland[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 1993, 11(sup): 83-92.
- [18] Shen J L, Tang A H, Liu X J, et al. High concentrations and dry deposition of reactive nitrogen species at two sites in the North China Plain[J]. *Environmental Pollution*, 2009: 1-8.
- [19] Goulding K W T. Nitrogen deposition to land from the atmosphere[J]. *Soil Use and Management*, 1990, 6(2): 61-63.

致谢: 本试验榆林、洛川、西安以及安康的沉降样品分别由榆阳区气象局、洛川气象局、西安气象局以及安康气象局的工作人员采集, 在此表示感谢!