

基于氮排放数据的中国大陆大气氮素湿沉降量估算

遆超普^{1,2}, 颜晓元¹

(1.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, 南京 210008; 2.南京农业大学, 资源与环境科学学院, 南京 210095)

摘要:大气氮素湿沉降与氮的排放紧密相关, 通过对已知的氮素排放数据与收集的氮素湿沉降实测数据对应分析发现, 不同地区氮素的排放与湿沉降之间存在稳定的比值关系。根据这些比值关系, 估算了 1980—2007 年中国大陆氮素湿沉降量, 并运用 GIS 技术进行了大气氮素湿沉降强度和时空分布。结果表明, 我国大陆区域氮素湿沉降呈明显的增长趋势, 沉降总量由 1980 年的 4.96 Tg 增长到 2007 年的 11.80 Tg, 单位面积通量分别为 $516 \text{ kg N} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 $1128 \text{ kg N} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。氮素湿沉降的空间分布不均, 东部、东南沿海地区和中部地区沉降量较高, 广大西部地区较低。化学氮肥的施用、燃料的使用和禽畜养殖规模扩大是导致氮湿沉降量增加的主要原因。

关键词:大气氮素; 湿沉降; 时空分布; 大陆区域

中图分类号: X511 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2010)08-1606-06

Estimation of Atmospheric Nitrogen Wet Deposition in China Mainland from Based on N Emission Data

TI Chao-pu^{1,2}, YAN Xiao-yuan¹

(1.State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2.College of Resources and Environment Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: There has been no systematic measurement of N deposition over space and time in China. However, N deposition is directly related to N emission. Therefore N deposition may be estimated from emission data. A dataset of miscellaneous measurements of wet N deposition in China were compiled and the relationship between emission and deposition was analyzed. The results showed that the deposition/emission ratio was dependant on region. The relationship was validated by comparing predicted deposition rates to an additional dataset of measured deposition rates that were not used in the derivation of the relationship. According to these relationships, N wet deposition in China mainland from 1980 to 2007 from an emission dataset was estimated. The results showed that total N wet deposition in China increased significantly from 4.96 Tg in 1980 to 11.80 Tg in 2007, and per unit area deposition rate increased from $516 \text{ kg N} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ to $1128 \text{ kg N} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, respectively. Spatial and temporal changes of wet deposition were analyzed using GIS technique. N wet deposition rate varied greatly with region, with higher values in southern, central and southeast coast China. At provincial scale, Shanghai had the highest N wet deposition flux, but with a lower increasing rate. N wet deposition rate was lower in the vast western region where there was a high increasing rate occurred in the last 27 years. Chemical fertilizer, fuels and intensive animal husbandry were the major factors influencing the amount of N wet deposition.

Keywords: atmospheric nitrogen; wet deposition; spatial and temporal distributions; China mainland

20 世纪中叶以来, 随着矿物燃料燃烧、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, 导致大气氮素沉降也呈迅猛增加的趋势^[1-2]。大气氮沉降虽然可以作为植

物营养源, 但大量的氮素沉降严重影响陆地及水生生态系统的生产力和稳定性^[3-4]。近 20 年来, 随着经济发展和人口增长我国氮素排放急剧增加, 仅来自于化石燃料燃烧排放量的 $\text{NO}_x\text{-N}$ 就从 1980 年的 1.1 Tg 增长到 2000 年的 3.4 Tg^[5], $\text{NH}_3\text{-N}$ 排放量从 1980 年的 5.5 Tg 增加到 2005 年的 13.4 Tg^[6], 使得我国成为全球氮沉降较为严重的地区之一。相对于国外, 氮素湿沉降的相关研究在我国起步较晚, 虽然近年来对其监测、形态、空间分布规律有一定的研究^[7-11], 但多针

收稿日期: 2010-04-01

基金项目: 国家自然科学基金(40721140018)

作者简介: 遆超普(1983—), 女, 博士研究生, 主要研究方向为陆地生态系统氮循环。E-mail: tichaopu@163.com

通讯作者: 颜晓元 E-mail: yanxy@issas.ac.cn

对于特定区域,比较零散,尚未建立全国沉降研究网,缺乏对我国整体氮素沉降的直观了解和宏观把握。

本研究的目的在于试图通过已有的氮素挥发数据与氮素湿沉降数据,分析二者之间的关系,计算中国大陆区域氮素湿沉降量;揭示其时间、空间分布规律;探索氮素湿沉降的变化原因以及产生的环境效应,进而弥补国内研究的不足之处。

1 材料与方法

1.1 数据来源与数据处理

目前,可以从 <http://www.jamstec.go.jp/frcgc/research/p3/emission.htm> (REAS, Regional Emission Inventory in Asia) 下载得到 1980—2007 年整个亚洲地区的氮素挥发栅格数据(空间分辨率 0.5°),数据主要包括两种形式: NO_x 挥发和 NH₃ 挥发。其中, NO_x 源分别是化石燃料燃烧排放、生物质燃烧排放以及耕作土壤排放; NH₃ 排放源除了前三者之外还包括动物和人类排泄物部分。通过大量文献阅读,整理出我国大陆区域部分省市(不包括台湾、澳门和香港)1981—2002 年共 452 个有效氮素湿沉降实测数据和其空间位置(图 1)。这些数据大多都以降水中平均氮浓度表示(在本文中只包括降水过程形成的硝态氮和铵态氮)。

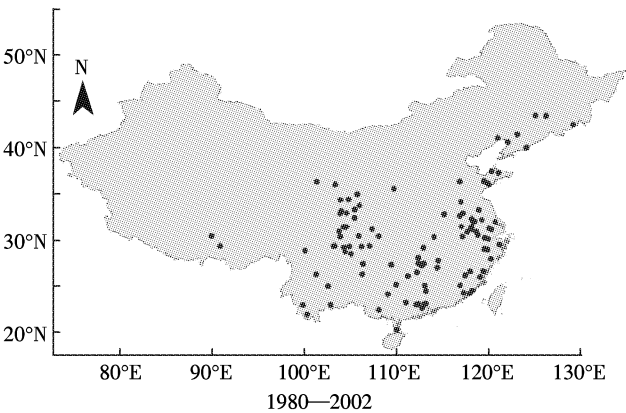


图 1 参考文献中中国大陆区域大气氮素湿沉降点空间分布图
Figure 1 Spatial distribution of atmospheric N wet deposition samples in China mainland which obtained from references

选择国际农业研究-空间信息组 (the Consortium for Spatial Information of the Consultative Group for International Agricultural Research, CGIAR-CSI) 提供的气候研究栅格数据,该数据集包括月降水量、月气温等,空间分辨率为 0.5°。

1.2 估算方法

大量的研究证明,70%~80%排放到大气中的氮又以大气干湿沉降的方式返回到陆地和水体^[12-13]。有研究表明,农田氨挥发与氮素湿沉降有明显的线性关系^[14]。另外,陈能汪等研究发现大气氮湿沉降时空差异与氮的排放直接相关^[15]。据此,试图寻找氮素沉降与挥发的关系。首先根据氮挥发数据库计算 452 个点的氮挥发量,然后在 ArcGIS 里计算出每年年降水量,获得 1980—2002 年每年的降水量,再与对应点、对应时间中降水硝态氮、铵态氮浓度相乘计算出氮素湿沉降量。通过对收集数据整理发现,数据整体并不服从一般的正态分布或者对数分布,从频度分布图中无法得到各年份、各地区氮沉降的规律(图 2)。另外,由于所处地理位置及气候条件不同,经济发展水平、人口分布密度的巨大差异,氮素挥发量相差悬殊,因此把全国划分为 7 个区域(表 1)。

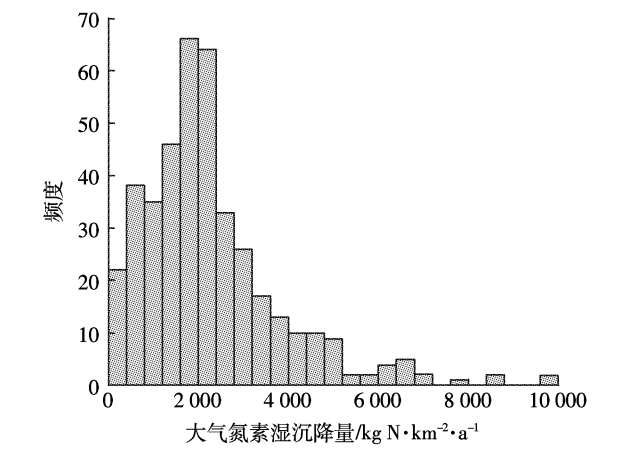


图 2 大气氮素湿沉降量与频度分布图
Figure 2 Atmospheric N wet deposition and the frequency distribution

表 1 不同地区挥发 N 与沉降 N 的关系
Table 1 Relationship between wet N deposition and emissions in China

地区划分	包括省市	NH ₃ -N 沉降/排放	NO _x -N 沉降/排放
东北地区	黑龙江、吉林、辽宁	0.74	0.23
西北地区	新疆、甘肃、宁夏、内蒙、陕西、山西、青海	1.58	0.26
华北地区	北京、天津、河北、山东、河南	0.42	0.15
华中地区	安徽、湖南、湖北、江苏、上海	0.46	0.17
东南沿海	福建、浙江、广东、海南	0.77	0.17
西南地区	广西、江西、西藏、四川、重庆、云南、贵州	0.70	0.45

1.3 估算方法验证

通过对比 452 个点的氮素湿沉降数据与挥发数据,结果发现,二者存在如表 1 所示关系。用最近几年陕西、江西、上海、北京、江苏、西藏等地区实测数据与估算数据经过 SPSS13.0 处理,估算值与实测值较为一致($R^2=0.84, P<0.01$)(图 3),该结果证明可以利用氮素挥发与沉降之间的比值和已知的挥发数据来计算湿沉降数据。

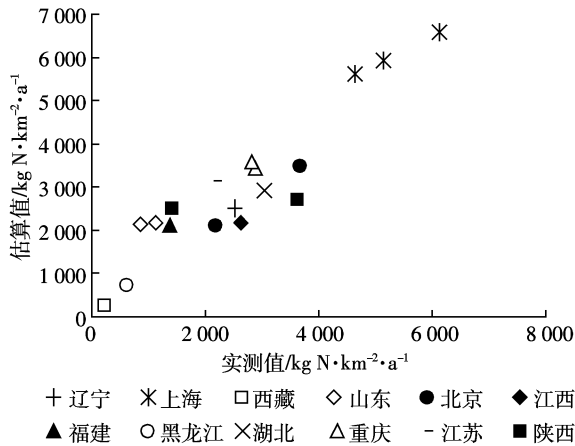


图 3 大气氮素湿沉降实测值与估算值

Figure 3 Relationship between observation data and modeled data of N wet deposition

2 结果与分析

2.1 我国大陆地区 1980—2007 年大气氮素湿沉降总量

1980—2007 年大气氮素湿沉降量估算结果见表 2。1980、2007 年全国氮素湿沉降量分别为 4.96、

表 2 中国大陆区域大气氮素湿沉降总量($\text{Tg}\cdot\text{a}^{-1}$)

Table 2 Total amount of atmospheric nitrogen wet deposition in China mainland($\text{Tg}\cdot\text{a}^{-1}$)

氮湿沉降总量			氮湿沉降总量			氮湿沉降总量		
地区	1980	2007	地区	1980	2007	地区	1980	2007
北京	0.02	0.05	安徽	0.13	0.34	四川	0.49	1.04
天津	0.01	0.04	福建	0.12	0.27	贵州	0.12	0.39
河北	0.14	0.38	江西	0.17	0.37	云南	0.19	0.53
山西	0.20	0.47	山东	0.25	0.53	西藏	0.04	0.11
内蒙古	0.25	0.64	河南	0.17	0.53	陕西	0.24	0.58
辽宁	0.19	0.39	湖北	0.16	0.38	甘肃	0.18	0.42
吉林	0.15	0.34	湖南	0.15	0.37	青海	0.18	0.34
黑龙江	0.15	0.33	广东	0.27	0.59	宁夏	0.04	0.15
上海	0.03	0.05	广西	0.18	0.51	新疆	0.18	0.50
江苏	0.21	0.46	海南	0.05	0.11			
浙江	0.20	0.33	重庆	0.08	0.30	合计	4.96	11.80

11.80 Tg , 27 a 的时间里增加了 2 倍多。1980 年沉降量总量超过 0.15 Tg 的省份主要有山西、陕西、内蒙、江苏、广东、山东、四川,其中以四川最高,达 0.33 Tg ; 较低的省份是宁夏、西藏、天津。2007 年沉降总量超过 0.5 Tg 的省份包括广西、山东、云南、河南、陕西、广东、内蒙和四川,其中仍以四川最高,超过 1.00 Tg ,这八省份约占沉降总量的 42%; 较低的地区是天津、北京、上海,沉降量均低于 0.1 Tg 。2007 年与 1980 年相比,各省市湿沉降量都有所增加。

2.2 各省市、自治区湿沉降强度空间分布

由于各地区面积不同,单从沉降总量中还不能完全说明各地区沉降分布特征,因此我们采用陆地通量的方法来计算全国各省市单位面积氮素湿沉降量。结果显示,1980 年和 2007 年全国沉降平均值分别为 $516 \text{ kg N}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $1128 \text{ kg N}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。从全国范围来看(图 4),1980 年 2/3 地区超过了全国均值,上海、江苏、北京沉降量最高,其中上海高达 $4825 \text{ kg N}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$;其次为浙江、山东、广东;西藏,新疆及内蒙较低,其中西藏沉降量最低,为 $33 \text{ kg N}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,仅占到上海沉降量的 0.7%。2007 年大部分地区单位面积氮湿沉降都超过了全国平均值,以上海最高,约为全国均值的 7 倍,西藏、新疆、青海、内蒙、黑龙江及甘肃六省份都低于全国均值,西藏,新疆及内蒙仍较低,其中西藏最低,为 $86 \text{ kg N}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。值得注意的是,总量较低的天津、北京、上海却是单位面积最高的地区,总量较高的内蒙单位面积反而较低。从图 4 可以看出,氮沉降通量空间分布极为不平衡,广大西北地区、东北地区沉降量较低,东中部地区、东南沿海地区沉降量较高;另外,1980 年大部分省市氮沉降通量都在 $1000 \text{ kg N}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 以下,而 2007 年除西藏、新疆、青海、内蒙古、黑龙江和甘肃六地区外,其余地区均超过 $1000 \text{ kg N}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。1980 年到 2007 年氮素湿沉降量呈现自东部、东南沿海地区向中东部地区扩散的趋势。

2.3 大气氮素湿沉降通量时空变化

根据 1980 年和 2007 年沉降总量,计算出沉降变率(图 5)。1980—2007 年我国大陆区域氮素湿沉降量增加了 137%,绝大部分省市沉降增长量大于 100%,其中以贵州、宁夏增长幅度最大,河南、广西、云南次之;而单位面积沉降通量较大的浙江、上海增长幅度较小,相比 1980 年,其沉降增长量不足 1 倍;农业、经济相对发达的山东、江苏,增长率也低于全国变化率。总体来看,广大西北地区、西南沿海地区氮沉降增长速度较快,东部沿海、东北地区以及中部地区增长速

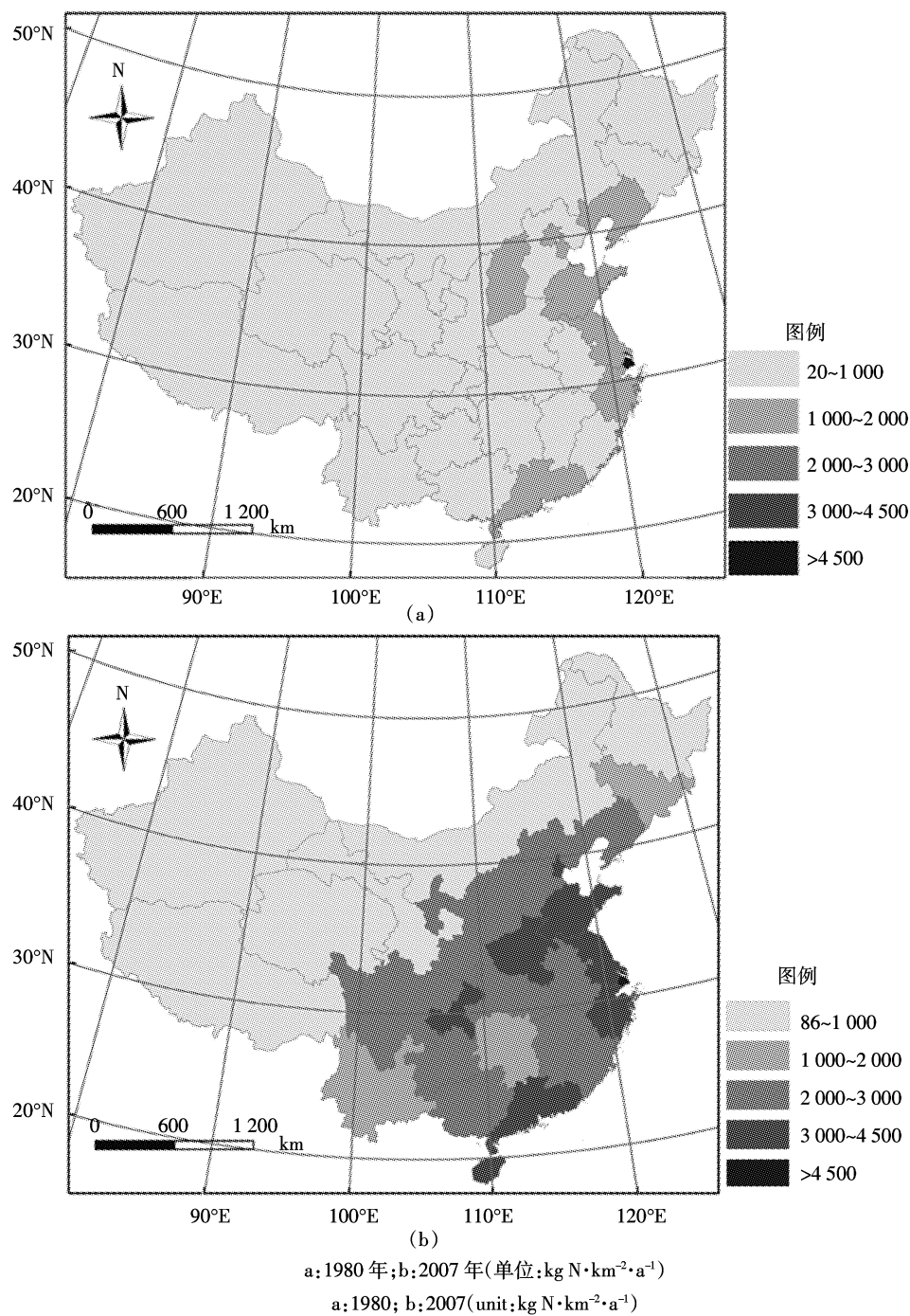


图 4 我国大陆大气氮素湿沉降通量空间分布

Figure 4 Spatial distribution of atmospheric N wet deposition flux

度相对而言较慢。

3 讨论

3.1 大气氮素湿沉降估算方法探讨

目前国内估算大区域大气氮素湿沉降的方法不多,且多集中于大的流域,Chen Liu 等和 Xiang Bao 等用平均降水量和降水中氮浓度来计算长江流域氮素

湿沉降^[16-17],Xing 和 Zhu 基于青海和山东的降水中硝态氮浓度和氨态氮浓度和年均降水量估算了全国 1995 年的氮素湿沉降^[18]。对于大区域估算,仅用一组一个平均值无法满足氮湿沉降的空间分布要求,不能更加详细地描述其具体规律。本研究通过大量数据收集整理,并进行区域划分,可以基本满足对不同区域的氮素湿沉降概况有所了解。但是,影响大气氮素湿

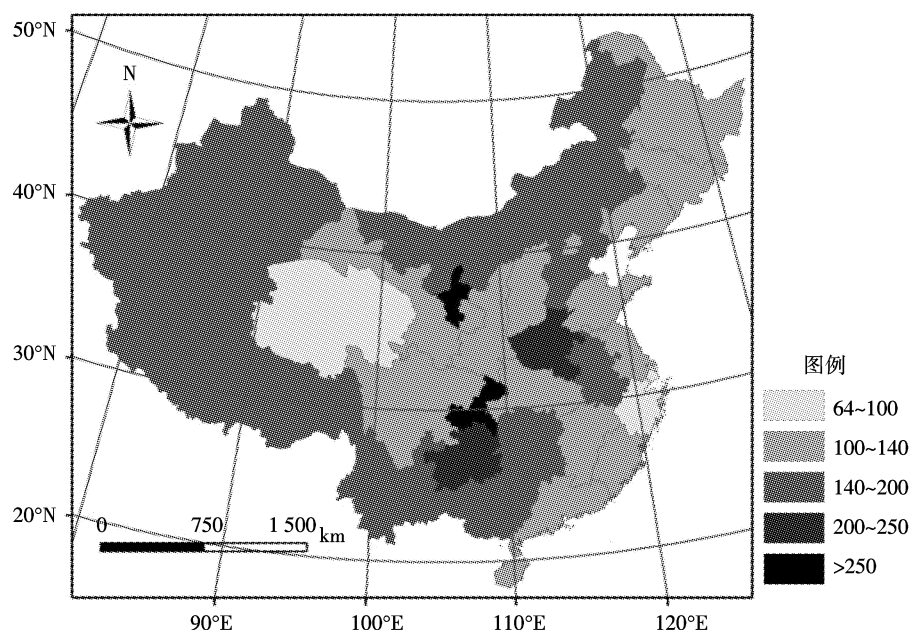


图5 1980—2007年各省市氮素湿沉降变化强度空间分布(%)

Figure 5 Change intensity of atmospheric N wet deposition in different areas from 1980 to 2007(%)

沉降的因素很多,除排放源外,降水、季风以及水汽等都会对氮素沉降产生一定的影响;大气氮素湿沉降还包括有机氮形式,忽视对有机态氮形式发生的沉降,会造成人们对大气氮素沉降总量的低估。本研究以陆地通量平均值来估算湿沉降的多少,实际上,不同的土地利用类型下,氮素湿沉降存在一定的差别,由于本研究方法对区域进行平均,存在一些区域氮素估算不确定的趋势。

3.2 大气氮素湿沉降变化驱动力分析

1980—2007年我国大气氮素湿沉降增加了1倍多,大气氮湿沉降明显增加。就全球范围来看,目前大气氮沉降的平均值为 $500 \text{ kg N} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[19],其中欧洲为 $1000 \text{ kg N} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[20],北美为 $2600 \text{ kg N} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[21],亚洲为 $700 \text{ kg N} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[22],总体来说,目前我国大陆区域和一些省份平均值明显高于全球和亚洲水平,直接影响因素是大量 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_x\text{-N}$ 的排放。湿沉降输入硝态氮主要来自石油和生物体的燃烧及氮的自然氧化^[23];铵态氮主要来自于农业活动,如施肥、家畜粪便中氨态氮的挥发和含氮有机物的燃烧等^[24]。1980—2005年,我国 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的排放量从 5.50 Tg 增加到 13.38 Tg,农业生产所需的化学氮肥是其主要来源,禽畜养殖业则是第二大来源^[6]。近年来我国经济不断增长,人口越来越多,对粮食和食品的需求越来越大,导致化学氮肥过量使用,禽畜养殖规模扩大,使得大量的氮素以 $\text{NH}_3\text{-N}$ 挥发的形式排放到大气中,进

而造成大气氮素湿沉降增加。另外,20世纪90年代以来,随着经济的持续快速发展和能源消费增加,中国的 NO_x 污染不断加剧,一方面来自于燃煤燃油燃气排放的 $\text{NO}_x\text{-N}$ 由 1980 年的 1.1 Tg 增长到 2000 年的 3.4 Tg^[5];另一方面,来自于生物质燃烧排放的 $\text{NO}_x\text{-N}$ 也不可忽视,农村居民使用秸秆和薪柴作为炊事及采暖的燃料、农村在收获季节农田废弃秸秆的露天焚烧以及森林火灾、草原火灾,致使大量的 $\text{NO}_x\text{-N}$ 排放到大气中,2000 年生物质燃烧排放量就达 3.5 Tg^[25]。

我国不同省区间的产业结构、经济发展水平、人口密集程度以及能源消费结构的不均衡,导致排放量高的地区基本上是传统的工业基地、农业基地或者是经济水平相对较高的东部沿海省份、东南沿海地区以及中部地区。沿海城市大量增加的机动车辆尾气与工厂化石燃料燃烧排放的 NO_x , 无机化肥的大量施用及其土壤反硝化作用,对氮素湿沉降中的 $\text{NO}_x\text{-N}$ 有相当重要的贡献。畜禽养殖密集、化肥施用强度大的地区,氨挥发强烈,从而氮沉降量较大^[15];作为受人为活动影响极少的地区之一,青藏高原等西部地区则沉降量低。

氮素沉降,一方面是作物的营养源,相对于西藏,氮素湿沉降对于生态脆弱的内陆生态区可能是一笔非常丰厚的外援氮输入^[26]。但是过量的氮素湿沉降必将引起一系列的生态环境问题,近几年上海地区的湿

沉降研究表明,其沉降量远大于陆地生态系统和森林生态系统的临界负荷,这必然对湿地生态系统水体富营养化产生严重影响^[27]。

4 结论

通过氮素挥发量来估算大气氮素湿沉降量切实可行,利用该方法对我国大陆区域1980—2007年大气氮素湿沉降估算发现,过去的27 a里,氮素湿沉降呈明显增加趋势,整个中国大陆区域湿沉降总量从4.96 Tg增加到11.80 Tg,单位面积通量分别为 $516 \text{ kg N} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 $1128 \text{ kg N} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,1980—2007年我国大陆区域氮素湿沉降量增加了137%。研究结果显示,氮素湿沉降存在区域差异,中部、东南沿海、东部地区氮素沉降量较大,广大西北地区沉降量较小。化学氮肥的施用、燃料的使用和禽畜养殖规模扩大是导致氮湿沉降量增加的主要原因。

参考文献:

- [1] 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.
- [2] Galloway J N, Townsend A R, Erisman J W, et al. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions[J]. *Science*, 2008, 20: 889–892.
- [3] Breemen V N. Nitrogen cycle: natural organic tendency[J]. *Nature*, 2002, 415: 381–382.
- [4] Vitousek P M, Aber J D, Howarth R W, et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences[J]. *Ecological Application*, 1997, 7: 737–750.
- [5] Ohara T H, Akimoto J, Kurokawa N, et al. An Asian emission inventory of anthropogenic emission sources for the period 1980–2020[J]. *Atmos Chem Phys Discuss*, 2007, 7: 6843–6902.
- [6] 王书伟, 廖千家骅, 胡玉亭, 等. 我国 $\text{NH}_3\text{-N}$ 排放量及空间分布变化初步研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(3): 619–626.
WANG Shu-wei, LIAO Qian Jia-hua, HU Yu-ting, et al. A preliminary inventory of $\text{NH}_3\text{-N}$ emission and its temporal and spatial distribution of China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(3): 619–626.
- [7] 鲁如坤, 史陶. 金华地区降雨中养分含量的初步研究[J]. 土壤学报, 1979, 16(1): 81–84.
LU Ru-Kun, SHI Tao. The content of plant nutrients of precipitation in Jinhua district of Zhejiang Province[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 1979, 16(1): 81–84.
- [8] Liu X J, Ju X T, Zhang Y, et al. Nitrogen deposition in agroecosystems in the Beijing area[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2006, 113: 370–377.
- [9] Zhao X, Yan X Y, Xiong Z Q, et al. Spatial and temporal variation of inorganic nitrogen wet deposition to the Yangtze River Delta Region, China[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2009, 203: 277–289.
- [10] Xie Y X, Xiong Z Q, Xing G X, et al. Source of nitrogen in wet deposition to a rice agroecosystem at Tai lake region[J]. *Atmospheric Environment*, 2008, 42: 5182–5192.
- [11] Lü C Q, Han Q T. Spatial and temporal patterns of nitrogen deposition in China: Synthesis of observational data[J]. *Journal of Geophysical Research*, 2007, 112: D22S05.
- [12] Asman W A H, Sutton M A, Schjorring J K. Ammonia emission: Atmospheric transport and deposition[J]. *New Phytologist*, 1998, 139: 27–48.
- [13] Bradley M J, Jones B M. Reducing global NO_x emissions: Developing advanced engine and transportation technologies[J]. *Ambio*, 2002, 31(2): 141–149.
- [14] 苏成国, 尹斌, 朱兆良, 等. 农田氮素的气态损失与大气氮湿沉降及其环境效应[J]. 土壤, 2005, 37(2): 113–120.
SU Cheng-guo, YIN Bin, ZHU Zhao-liang, et al. Gaseous loss of nitrogen from fields and wet deposition of atmospheric nitrogen and their environmental effects[J]. *Soils*, 2005, 37(2): 113–120.
- [15] 陈能汪, 洪华生, 张珞平. 九龙江流域大气氮湿沉降研究[J]. 环境科学, 2008, 29(1): 38–46.
CHEN Neng-wang, HONG Hua-sheng, ZHANG Luo-ping. Wet deposition of atmospheric nitrogen in Jiulong River watershed [J]. *Environmental Science*, 2008, 29(1): 38–46.
- [16] Liu C, Watanabe M, Wang Q X. Changes in nitrogen budgets and nitrogen use efficiency in the agroecosystems of the Changjiang River basin between 1980 and 2000[J]. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 2008, 80: 19–37.
- [17] Xiang B, Watanabe M, Wang Q X, et al. Nitrogen budgets of agricultural fields of the Changjiang River basin from 1980 to 1990[J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 363: 136–148.
- [18] Xing G X, Zhu Z L. Regional nitrogen budgets for China and its major watersheds[J]. *Biogeochemistry*, 2002, 57/58: 405–427.
- [19] Galloway J N, Cowling E B. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change[J]. *Ambio*, 2002, 31(2): 64–71.
- [20] Egmond K, Bresser T, Ouwman L. The European nitrogen case[J]. *Ambio*, 2002, 31: 72–78.
- [21] Galloway J N, Aber J D, Erisman J W, et al. The nitrogen cascade[J]. *BioScience*, 2003, 53(4): 341–356.
- [22] Zheng X H, Fu C B, Xu X K, et al. The Asian nitrogen cycle case study [J]. *Ambio*, 2002, 31: 79–87.
- [23] Levy H, Maxim W J. Fate of US and Canadian combustion nitrogen emissions[J]. *Nature*, 1987, 328: 414–416.
- [24] Jenkinson D S. An introduction to the global nitrogen cycles[J]. *Soil Use Manage*, 1990, 6: 56–61.
- [25] Yan X Y, Ohara T, Akimoto H. Bottom-up estimate of biomass burning in mainland China[J]. *Atmospheric Environment*, 2006, 40: 5262–5273.
- [26] 贾钧彦, 张颖, 蔡晓布, 等. 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): 1907–1913.
JIA Jun-yan, ZHANG Ying, CAI Xiao-bu, et al. A dynamic changes of wet deposition of nitrogen in southeast Tibet: Taking Linzhi experiment station as an example[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(4): 1907–1913.
- [27] 张修峰. 上海地区大气氮湿沉降及其对湿地水环境的影响[J]. 应用生态学报, 2006, 17(6): 1099–1102.
ZHANG Xiu-feng. Atmospheric nitrogen wet deposition and its effects on wetland water environment of Shanghai area[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2006, 17(6): 1099–1102.