

我国大气氨的排放特征、减排技术与政策建议

刘学军^{1,2}, 沙志鹏^{1,2}, 宋宇³, 董红敏⁴, 潘月鹏⁵, 高志岭⁶, 李玉娥⁴, 马林⁷, 董文旭⁷, 胡春胜⁷, 王文林⁸, 王悦⁹, 耿红¹⁰, 郑云昊⁴, 顾梦娜⁵

1. 中国农业大学资源与环境学院, 农田土壤污染与防控北京市重点实验室, 北京 100193
2. 中国农业大学国家农业绿色发展研究院, 北京 100193
3. 北京大学环境学院, 北京 100871
4. 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所, 北京 100081
5. 中国科学院大气物理研究所, 北京 100029
6. 河北农业大学资源与环境科学学院, 河北 保定 071001
7. 中国科学院遗传与发育生物学研究所农业资源研究中心, 河北 石家庄 050021
8. 生态环境部南京环境科学研究所, 江苏 南京 210042
9. 北京市农林科学院, 北京 100097
10. 山西大学环境与科学研究所, 山西 太原 030006

摘要: 氨是大气中的碱性活性氮气体, 其与酸性前体物反应形成的二次无机气溶胶是 $PM_{2.5}$ 的重要成分, 影响着 $PM_{2.5}$ 重污染事件的发生. 为响应我国在 2017 年开始实施的总理基金“农业排放状况及强化治理方案”研究目标和 2018 年《打赢蓝天保卫战三年行动计划》中提出的氨减排行动计划, 开展了全国尤其是京津冀及周边地区农业氨减排工作, 助力区域农业资源高效利用及大气污染治理. 我国 2018 年氨排放为 9.90×10^6 t, 其中京津冀及周边地区“2+26”城市是我国氨排放强度较大的区域(2018 年其氨排放量为 1.41×10^6 t), 这与观测到的大气氨浓度结果相吻合. 农业排放是主要的大气氨来源, 农业源中畜禽养殖业约占 50%, 种植业约占 30%, 但在对城市大气氨来源的解析中发现, 贡献较大的是非农业源氨. 通过模型模拟氨减排对大气污染物的影响发现, 在减排 40% 的情景下, 可削减华北地区大气中 50% 的硝酸根离子和 15%~20% 的 $PM_{2.5}$ 峰值浓度. 在整合分析的农业氨减排技术清单中, 优化氮肥投入总量是种植业控制氨排放的基础, 结合氮肥深施, 或通过有机肥、低挥发性氮肥和添加脲酶抑制剂的稳定性氮肥来替换普通氮肥可获得较好的控氨效果; 养殖业方面, 对猪、鸡、牛等主要畜禽养殖场以低蛋白日粮为基础, 通过改善圈舍管理、优化粪尿处理处置、提升有机肥农田施入技术等可实现畜牧养殖的全链条氨减排. 结合我国氨排放现状和减排潜力, 提出了针对我国的氨减排目标, 建议强化大气氨监测并结合溯源技术定量化氨来源, 加强重点区域氨减排技术的推广和示范, 为打赢蓝天保卫战提供科学理论和技术支撑.

关键词: 氨排放; 减排技术; 种植业; 养殖业; 政策建议

中图分类号: X511

文章编号: 1001-6929(2021)01-0149-09

文献标志码: A

DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2020.11.12

China's Atmospheric Ammonia Emission Characteristics, Mitigation Options and Policy Recommendations

LIU Xuejun^{1,2}, SHA Zhipeng^{1,2}, SONG Yu³, DONG Hongmin⁴, PAN Yuepeng⁵, GAO Zhiling⁶, LI Yu'e⁴, MA Lin⁷, DONG Wenxu⁷, HU Chunsheng⁷, WANG Wenlin⁸, WANG Yue⁹, GENG Hong¹⁰, ZHENG Yunhao⁴, GU Mengna⁵

1. Beijing Key Laboratory of Farmland Soil Pollution Prevention and Remediation, College of Resources & Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193, China
2. National Academy of Agriculture Green Development, China Agricultural University, Beijing 100193, China
3. College of Environmental Science, Peking University, Beijing 100871, China
4. Institute of Environment and Sustainable Development in Agriculture, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China

收稿日期: 2020-08-30 修订日期: 2020-11-04

作者简介: 刘学军(1969-), 男, 湖南桃江人, 教授, 博士, 博导, 主要从事大气沉降与农业氨减排研究, liu310@cau.edu.cn.

基金项目: 大气重污染成因与治理攻关项目(No.DQGG0208)

Supported by Nation Research Program for Key Issues Air Pollution Control, China (No.DQGG0208)

5. Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029, China
6. College of Resources and Environmental Sciences, Hebei Agricultural University, Baoding 071001, China
7. Center for Agricultural Resources Research, Institute of Genetics and Developmental Biology, Chinese Academy of Sciences, Shijiazhuang 050021, China
8. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China
9. Beijing Academy of Agriculture and Forestry Sciences, Beijing 100097, China
10. Institute of Environmental Science, Shanxi University, Taiyuan 030006, China

Abstract: Ammonia is an alkaline reactive nitrogen gas in the atmosphere. A large amount of ammonia is emitted due to increasing anthropogenic activities such as intensive farming and livestock production in agriculture, causing a series of eco-environmental problems. Ammonia can react with acidic precursors (such as SO_2 and NO_x) to form secondary inorganic aerosols, which are the main components of $\text{PM}_{2.5}$, leading to severe haze episodes that reduce air quality and affect public health. In response to the research objectives of the Premier's Fund 'Agricultural Emission Status and Enhanced Governance Plan' implemented in 2017, and the ammonia emission reduction action plan proposed in the 'Three-year Action Plan for Winning the Blue Sky Defense War' in 2018, research on the reduction of agricultural ammonia emission in China, especially in the Beijing-Tianjin-Hebei and surrounding areas, was carried out to improve the efficient utilization of regional agricultural resources and air pollution control. In 2018, China's total ammonia emissions were 9.90×10^6 t, with the largest emissions in the Beijing-Tianjin-Hebei and surrounding regions ('2+26' cities) (1.41×10^6 t), which was consistent with the measured ammonia concentration distribution across China. For example, high ammonia concentrations occurred in the North China Plain, where the '2+26' cities are located. Agricultural emissions were the main ammonia sources, and 50% and 30% of total ammonia emissions came from livestock and crop production systems, respectively. However, non-agricultural sources (such as industry and traffic) made a larger contribution in urban areas, based on nitrogen isotope source apportionment. We simulated an ammonia mitigation scenario (40% reduction) in the North China Plain, which reduced NO_3^- concentration by 50% and the peak concentration of $\text{PM}_{2.5}$ by 15%-20%. Effective ammonia mitigation actions should be taken urgently to improve air quality. For ammonia emission reduction in crop production, there is an urgent need to control synthetic fertilizer application rates. However, using deep placement of fertilizers or replacing traditional fertilizers (such as urea) with organic manures, nitrate-based fertilizers and enhanced efficiency fertilizers could achieve a higher reduction. For livestock production systems, we identified a series of ammonia reduction options for pigs, broilers and beef production, using a low protein diet as the base measure, followed by improved housing and manure/waste management with optimized field application of manure, urine and slurry. Based on the ammonia emission status and the reduction potential, we propose an ammonia reduction goal for China. This must be accompanied by improved atmospheric ammonia monitoring and isotope source apportionment to identify sources to prove effectiveness of the technologies in key areas (ammonia pollution hot spots) and improve their uptake. This research will provide theoretical and technological support for better control of air pollution and a return to the 'blue skies'.

Keywords: ammonia emission; reduction measures; crop production; livestock production; policy suggestions

20世纪初期,合成氨工艺(哈伯-博施)的发明使得全球农业生产能力得到大幅提升,促成了史无前例的人口增长,并解决了全球50%人口的温饱^[1]。随着人口持续增长,人们对资源的需求与日俱增^[2]。为保证作物和动物产品的高产和稳产,氮素的投入不断增加,致使氮素利用效率低下且大量活性氮(如 NH_3 、 N_2O 、 NO_x 和 NO_3^-)进入环境,诱发了一系列的环境问题^[3-5]。氨是一种重要的活性氮,其主要源于农田氮肥施用与畜禽养殖,据模型估计,2100年全球氨排放将达到 93×10^6 t(以N计,下同),相比2008年增加43%^[6]。氨挥发是种植业生产中氮肥损失主要途径之一,全球施用化肥导致引起的氨排放由1961年的 1.9×10^6 t增至2010年的 16.7×10^6 t^[7]。基于全球农业氨排放的清单分析发现,畜禽养殖的氨排放要高于

化肥施用,占农业氨排放的65%,其中饲喂和粪污储藏处置是主要的氨排放环节^[8]。我国氨排放总量在2012年达到 9.7×10^6 t,农业畜牧养殖和氮肥施用分别占51.9%和29.1%^[9]。

大量氨气进入环境后会对生态系统功能产生诸多负面影响,例如,挥发的氨会通过大气干、湿沉降回到陆地和水体,增加了环境养分输入造成的水体富营养化^[10]。活性氮在陆地生态系统输入增加,一方面会改变植物群落中物种间的竞争格局,喜氮植物的数量增加限制了其他物种的生长和发展,从而降低了系统的物种多样性^[11];另一方面会造成土壤酸化(由 NH_4^+ 转变为 NO_3^- 所造成)^[12]。此外,碱性的氨气与大气中的酸性前体物(如 SO_2 、 NO_x)反应形成的铵盐是二次无机气溶胶的主要形成方式^[13]。二次气溶胶

是大气颗粒物的主要成分,其与雾霾天气的发生和空气质量息息相关。

氨排放的管控和治理不仅关乎氮素资源的高效利用和农业面源污染的控制,还可大幅改善空气质量^[14]。研究表明,在我国农业发达区域——华北平原,减少50%的大气氨浓度可显著降低PM_{2.5}质量浓度^[15],同时随着氨减排对空气质量的改善,还可显著降低由于空气污染导致的人口死亡率^[16]。从国外的氨减排经验来看,1999年,欧洲和北美签订的《哥德堡协议》是最早的针对氨排放控制的国际条约,其规定到2010年公约签署国的氨排放量较1990年削减约20%^[17]。在2016年欧盟颁布了新的提案,制定了以2005年为基线的大气污染物减排目标,其中到2020年和2030年氨减排目标分别为6%和27%(与2005年相比)^[18]。英国环境局2018年发布的《清洁空气策略》(Clean Air Strategy)提出了氨减排的目标^[19]:以2005年为基准,到2020年氨排放下降8%,到2030年下降16%。1995年美国环境保护局发布了《氨排放控制和污染防治方法报告》(EPA-456/R-95-002),针对工业、畜牧业和种植业生产中氨排放的关键环节提供相应的针对性抑氨技术措施^[20]。同时于1997年启动了National Ambient Air Quality Standards (NAAQS)计划,由美国环境保护局设定时间表,各州政府制定和实施农业氨排放管理措施,并限期实现空气质量达标(PM_{2.5})。2014年美国农业部农业空气质量工作组(USDA Agricultural Air Quality Task Force)

提出的官方白皮书阐述了氨气的环境行为和潜在治理技术,并敦促政府加强对氨排放的管理^[21]。

在2017年开始实施的总理基金《农业排放状况及强化治理方案》课题和2018年《打赢蓝天保卫战三年行动计划》^[22]中,我国首次提出了氨减排行动计划,强调了对农业资源利用效率的改善以及农业氨减排工作的推进。当前,进一步摸清氨排放特征,厘清大气氨来源,并梳理潜在的农业氨减排技术,是我国治理大气氨污染的关键基础。为此,该研究通过精细化氨排放清单入手,结合全国氨气监测网络和同位素溯源技术精细化大气氨来源,利用大气污染模拟系统,量化农业氨减排对霾污染(PM_{2.5})的改善效应;通过整合分析国内外氨减排技术,构建减排技术清单并明确技术减排潜力可行性,最后提出农业氨减排政策建议,以期为打赢蓝天保卫战提供有力理论和技术支撑。

1 大气氨的来源与排放特征

1.1 我国氨排放特征和来源

我国氨排放一直维持在较高水平且年际变化不大(见图1),氨排放量从2000年的 10.30×10^6 t增至2005年的 10.96×10^6 t(峰值),此后有小幅波动,2012年降至 9.67×10^6 t^[9],2018年小幅回升至 9.90×10^6 t。农业氨排放是我国氨排放的最主要来源,约占全国氨排放总量的80%,其中畜禽养殖业是我国氨排放最大的贡献源,其次是种植业(农田)含氮化肥的施用。其他排放源包括生物质燃烧、人体粪

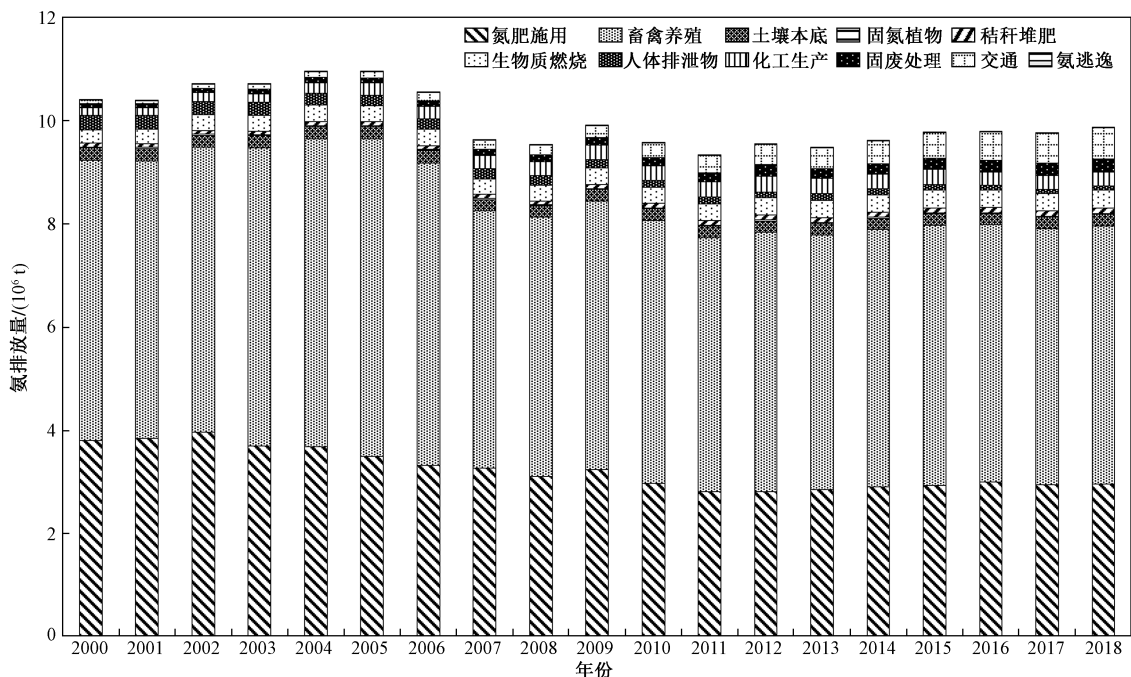


图1 我国氨排放变化趋势

Fig.1 Changes in ammonia emissions in China

便、化工生产、废物处理、交通排放、煤炭燃烧等。

从时间分布来看,受夏季高温影响,氨在夏季的排放量高于冬季(见图2)。研究结果显示,冬季(12月—翌年2月)大气氨排放约占全年排放总量的17%;夏季(6—8月)约占全年的33%,是冬季排放量的2倍左右^[23]。

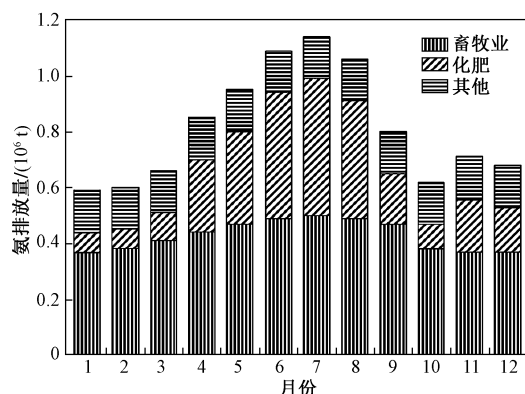


图2 我国氨排放季节性变化

Fig.2 Seasonal changes in ammonia emissions in China

京津冀及周边地区“2+26”城市是我国氨排放强度较大的区域,2017年和2018年氨排放量分别为 1.56×10^6 和 1.41×10^6 t^[23]。其中,农业源氨排放占比超过80%,种植业和畜禽养殖业 NH_3 排放分别占总量的22%和59%。

1.2 我国大气氨浓度特征

基于我国大气氨观测研究网络(AMoN-China),发现我国氨浓度较高的地区集中分布在华北平原(见图3),特别是京津冀中南部地区年均氨浓度高达 $13.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$,其次为西北地区($10.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$),远高于中部地区($5.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$)、东南地区($5.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$)、东北地区($4.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$)和西南地区($3.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$)。总体而言,地面氨浓度的空间分布与卫星观测的氨柱浓度和氨排放清单空间分布基本一致,证实了华北平原是我国氨浓度最高、氨排放量最大的热点区域^[24]。

华北地区氨浓度范围为 $3.9 \sim 23.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$,其中农田站点氨浓度为 $19.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$,其次为城市站点($14.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$),均远高于背景站点($3.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$)^[25]。在全国不同区域,城市大气氨浓度都处于过量状态,是影响大气霾污染的重要前体物。

通过对北京初冬(农业活动减弱)和盛夏(农业排放增强)大气霾污染过程不同粒径段样品的氮稳定同位素测试,发现了非农业源影响城市气溶胶铵盐的强烈信号。通过同位素质量平衡模型,解析到北京城区(年尺度上)铵盐有55%来自农业排放,而非农

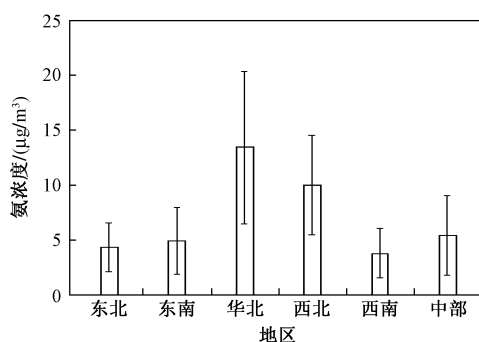


图3 我国大气氨浓度的空间分布

Fig.3 Spatial distribution of atmospheric ammonia concentration in China

业源(机动车、燃煤、氨逃逸)的贡献也决不能忽视(尤其是在重霾污染期间)^[25]。同位素源解析结果进一步印证了我国城市观测到的高浓度氨气与局地排放有关,而与区域农业源的关系不大。如果该结论具有普适性,这将直接关系到我国未来氨气减排的策略选择。建议未来进一步开展不同区域的氨气/铵盐来源解析,特别是加强氨气同位素源谱的本地化研究^[26]。

1.3 氨对秋冬季霾污染($\text{PM}_{2.5}$)的影响及其减排效应

农业源氨排放作为氨污染的主要来源,严格的控氨措施技术上虽可实现,但面临较大的经济成本与粮食安全问题,即农业控氨既要保证种植业和畜牧业的正常生产,又要在经济成本相对较低的情况下来进行氨的减排。考虑到我国部分地区还有较严重的酸雨问题,氨减排不宜一刀切,重点应放在雾霾严重的秋冬季与暂无酸雨威胁的地区^[27]。

1.3.1 非洲猪瘟对大气氨浓度的影响

2018年下半年非洲猪瘟的爆发导致全国畜牧业生猪饲养量显著下降(平均降幅在25%以上),基于氨排放因素估算,猪瘟导致全国养猪行业氨的年排放量降低约 2×10^5 t,占全国农业氨排放量的3%。全国大气沉降监测网的结果^[28]表明,2018年7—12月全国大气氨浓度比2016年和2017年同期下降约5%;华北平原作为养殖业集中区域,大气氨浓度与2017年同期相比下降了13%。大气氨浓度的下降是多因素(包括化肥施用量下降)共同作用的结果,但猪瘟导致的生猪养殖量下降在其中所起的贡献不容忽视。

1.3.2 华北区域氨减排对重污染期间 $\text{PM}_{2.5}$ 的削减效应

基于热力学模型(ISORROPIA)模拟了华北地区大气中氨减排对削减硝酸根离子的效果^[29],发现大气中总氨(气态氨和铵根离子)削减40%后,硝酸根

离子的峰值浓度被大幅削弱,平均降幅超过 50%,进而使 $PM_{2.5}$ 的峰值浓度下降 15%~20%。因此,华北地区冬季重污染期间,通过控制氨排放来削减 $PM_{2.5}$ 是有效的。同时,硝酸铵下降只会引起 NO_x 的氧化产物气态硝酸浓度的变化,不会引起前体物 NO_2 的变化。同理,氨的大幅减排(如减排 50%)会导致硫酸铵转换成硫酸氢铵,不会影响 SO_2 的浓度。因此,大幅减氨不会引起 SO_2 、 NO_2 浓度升高。

2 农业氨减排技术

2.1 种植业氨减排技术

种植业的氨排放主要源于氮肥施用,施用量、肥料形态及其施用方法均是影响氨排放的关键因素。通过收集全国尺度种植业氨排放相关文献(1990—2017年),整合分析了种植业生产过程中潜在的氨减排技术,通过技术减排效率和经济性构建了种植业氨减排技术清单(见表1)。从源头上管控种植业氮素投入是缓解我国种植业氨排放的基础(数据库中单季作物施氮量最大值为 600 kg/hm^2),其可降低生产成本、增加氮肥利用效率,但在减肥增效实践中应该因地制宜,结合测土配方施肥合理管控氮肥投入,从而兼顾粮食安全和保护环境。对于机械配套和灌溉设施条件较好的区域,可采用深施肥(减排效果为 45.1%~79.4%)以及施肥后灌溉(减排效果为 71.3%~83.4%)等措施来避免肥料的氨损失;对于水源匮乏区域,可构建水肥一体化体系,从而实现节水-节肥-控氨的多重效果;秸秆还田技术在旱地的运用中对氨挥发影响因还田方式而异,秸秆免耕覆盖显著提高土壤脲酶活性,此时尿素表施显著增大氨挥发损失^[30],而在秸秆粉碎混合还田,增强铵氮固定方面具有显著降低氨挥发效果^[31]。另外,秸秆通过高温热解制成秸秆生物炭,其施用会强烈影响氨的挥发,尤其是中酸性生物炭的施用增强了土壤的吸附交换能力可使氨损失降低 20.9%~57.7%^[32],但鉴于其生产成本较高,可在一些基础地力较低的地区选择性推广以达到固碳、培肥和抑氨的效果。就氮肥形态替换来说,增强畜牧业与种植业耦合,实现有机肥代替尿素具有较好的氨减排效果,全替代的情况下可减排 44.7%~63.6%,部分替代情景下也可减少 6%~18.5%的氨排放,但协调与降低有机肥运输的成本是推进有机肥资源利用的重要前提与措施。改变不同无机氮肥的形态,如利用铵态氮肥或硝肥替换尿素可减少 8.6%~48.8%的氨损失,但其施用应与作物对氮素形态的喜好相结合,在保障氨减排的前提下也要充分考虑其他活性氮排放及其潜在的环境污染(如

硝酸盐淋洗和氧化亚氮排放)。氮肥增效主要是通过控制或减缓有效氮素的释放速率使之与作物的氮素需求特点相匹配,以有效减少活性氮损失。控释氮肥总体都有较好的氨减排潜力(46.8%~58.3%)。相较于控释尿素,尿素与氮素稳定剂(如脲酶抑制剂)配施的氨减排效果最好,减排潜力为 48.1%~70.4%,其生产成本相对较低,是值得推广的氨减排技术,特别是对于农机不配套的区域,简单的表施也可在很大程度上降低氨排放。结合脲酶抑制剂在典型华北农田开展的定位试验,脲酶抑制可减少小麦玉米轮作体系 41.4%~96.4%的氨排放,同时还可以一定程度上缓解氧化亚氮和氮氧化物的排放^[33]。

表1 种植业氨减排技术清单

Table 1 List of ammonia mitigation options for crop production system

生产过程	减排技术	减排效果	推广程度
氮肥投入	25%减肥增效	18.0%~32.4%	可推广
	50%减肥增效	25.0%~48.5%	可推广
	75%减肥增效	48.2%~68.3%	可推广
施肥方式	深施肥	45.1%~79.4%	可推广
	灌溉	71.3%~83.4%	可推广
	水肥一体化	60.2%~77.4%	选择性推广
田间管理	秸秆还田	0~18.6%	可推广
	秸秆生物炭还田(酸性或中性)	20.9%~57.7%	选择性推广
	有机无机复混肥	6.0%~18.5%	可推广
肥料类型	有机肥替代	44.7%~63.6%	选择性推广
	铵或硝基肥替代	8.6%~48.8%	选择性推广
氮肥增效	控释肥	46.8%~58.3%	可推广
	脲酶抑制剂	48.1%~70.4%	可推广
	双抑制剂	21.7%~48.6%	选择性推广

注:氮肥投入和施肥方式(灌溉和水肥一体化)是通过收集优化施肥为主题的相关文献(即氮梯度试验),以空白(不施氮肥)为对照,施氮为处理进行 meta 分析;田间管理、肥料类型和氮肥增效以添加秸秆、增效剂、有机肥或铵硝氮肥为处理,普通化肥为对照进行 meta 分析。

2.2 畜牧业氨减排技术

通过对猪、鸡、牛粪便管理全链条各自的氨减排技术数据的收集以及 meta 整合分析^[34-36],分别给出了各动物类型适宜的氨减排技术及其减排效果(见表2)。由表2可见:对于各种动物在粪便管理的各阶段,均有可行的技术使氨获得有效减排;对于整个养殖管理链条进行高效减排的关键在于识别排放关键阶段,采用高效低价的技术进行减排。

同时对生猪的深坑式、水泡粪式、垫料式、固液

表2 畜禽养殖氨减排技术清单

Table 2 List of ammonia mitigation options for animal production system

项目		减排效率	推广程度	适用类型	实现手段		
日粮优化	低蛋白日粮	10%~46%	√	猪、鸡、牛	减少饲料蛋白含量,需适当补充必需氨基酸(如酶益生菌、丝兰提取物、沸石等)		
	饲料添加剂	36%~43%	○				
圈舍	畜舍内部 改变畜舍 结构	采用半漏缝地板	11%~40%	√	适用于猪舍	将全漏缝改为半漏缝	
		传送带或V型刮板	10%~40%	○	适用于猪舍、鸡舍	改鸡舍阶梯笼养粪坑贮粪为带式清粪,猪舍水冲或水泡粪为V型刮粪	
	清粪管理	提高清粪频率	38.5%~93%	√	猪、鸡、牛	每日清粪	
	外排气体	湿式除臭档网	90%~95%	○	封闭式	排出气体进行挡尘、过滤、水洗或酸洗除臭	
生物基过滤器		63%~86%	○	畜禽舍	排出气体被生物基堆体中的微生物吸附反应		
粪水贮存 处理	污水沼液 贮存	秸秆覆盖	59%~75%	○		秸秆切碎成3~4 cm小段,覆盖污水	
		覆盖	塑料覆盖	74%~100%	√	猪、鸡、牛场	采用塑料膜对污水贮存池覆盖
		几何体覆盖	17%~100%	√		采用塑料或黏土几何体等覆盖	
	固体粪便	加酸	54%~84%	○	猪、鸡、牛场	加入硫酸等降低污水pH低于6	
		覆盖	15%~88%	○	猪、鸡、牛场	采用塑料膜、稻草等覆盖	
		降温	20%~30%	√		贮存池建在遮阳棚下,避免阳光直射	
堆肥发酵	堆肥添加剂	30%~72%	○		铝盐、过磷酸盐、沸石等		
	密闭式堆肥	30%~55%	○	猪、鸡、牛场	采用塑料膜、稻草等覆盖		
	生物基过滤器	36%~94%	○		排出气体被生物基堆体中的微生物吸附反应		
农田利用	施用方式	液体	肥水注射	70%~99%	√	采用注射施肥机	
		液体	肥水混施	33%~90%	√	开沟施肥后迅速覆土	
		固体	固体混施	39%~94%	√	开沟施肥后迅速覆土	

注:√代表可推广;○代表选择性推广。

分离式养殖管理模式,以及肉鸡垫料式、蛋鸡清粪带式 and 肉牛大型育肥场模式,总计7种典型管理模式,结合氮物质流方法核算了各模式全链条氨排放结果,认为不同畜种和不同饲养方式下,氨排放关键环节不同.生猪养殖系统氨排放关键环节主要在舍外管理和农田利用阶段^[34],肉鸡垫料系统氨排放关键环节在于舍内,蛋鸡清粪带系统由于粪便快速被清出舍外,因而关键环节在于舍外和农田阶段^[35];对于肉牛大型育肥场系统,氨排放关键环节在于育肥场上^[36].因而针对这些关键环节开展减排工作,设计相应减排组合方案,可以获得最大效果的全链条水平的氨减排效果.

综合猪、鸡、牛3种动物的氨减排技术,结合对每种技术的减排效率、减排原理、其具体适用对象、技术经济性、实现方法等,构建了畜禽养殖氨减排技术清单.在粪便管理各阶段最为推荐的技术分别是:饮食上采用低蛋白日粮(减排效率为0~63%);畜舍内采用半漏缝地板(减排效率为11%~40%)和提高清粪频率(减排效率为0~93%);外排气体采用酸洗(减排效率为90%~95%)或生物过滤器(减排效率为0~86%),但该技术需进一步降低成本;污水贮存采用塑

料薄膜覆盖(减排效率为74%~100%)和降温(减排效率为20%~30%);堆肥过程推荐使用堆肥尾气过滤器(减排效率为36%~94%),堆放过程采用覆盖(减排效率为15%~88%);施用过程改表施为注射(减排效率为70%~99%),固体快速翻耕混施(减排效率为39%~94%).

现行的畜禽养殖场政策、规范大都基于职业卫生健康、水、固废污染防治,大气污染主要从恶臭防治角度考虑.通过分析,发现畜禽圈舍管理环节中圈舍封闭、机械通风、外排气处理,畜禽粪尿储存与处理环节中封闭输送储存、固液分离、PVC薄膜覆盖储存、密闭仓式堆肥等控氨技术措施与现行的畜禽养殖场相关政策、规范存在一致性,可作为优先推广技术^[37-41].

3 我国氨减排政策分析、建议及实现途径

3.1 我国氨减排相关政策和行动计划

2018年6月,中共中央国务院在《关于全面加强生态环境保护 坚决打好污染防治攻坚战的意见》中提出“坚决打赢蓝天保卫战”,其中第一条是加强工业企业大气污染综合治理中强调“强化工业企业无组织排放管理,推进挥发性有机物排放综合整治,开展大气氨排放控制试点”.同年,国务院印发了

《打赢蓝天保卫战三年行动计划的通知》(国发〔2018〕22号),在第二十一条加强秸秆综合利用和氨减排控制中强调“控制农业源氨排放,减少化肥农药使用量,增加有机肥使用量,实现化肥农药使用量负增长.提高化肥利用率,到2020年,京津冀及周边地区、长三角地区在40%以上.强化畜禽粪污资源化利用,改善养殖场通风环境,提高畜禽粪污综合利用率,减少氨挥发排放”^[23].

3.2 我国氨减排政策建议

a) 建立氨气测量标准、完善监测网络体系与排放核算标准.针对现有研究监测评估方法不统一、结果可比性差、研究成果碎片化等问题,研究建立科学的、分类型的、系统的观测评估方法和技术标准;选择基础好的观测点,补充完善监测设备与体系,建立统一的质控数据管理制度,开展不同气候条件、生产要素等对氨排放的影响,形成综合的监测评估体系,摸清排放底数,构建精细化排放清单.

b) 氨减排目标设定.将氨气(NH_3)归入主要空气污染物并进行针对性地监测,并颁布官方规范化的氨排放清单.在国家及地方各级政府层面的环境治理目标规划中,针对各省(自治区、直辖市)的产业结构特点,结合各项减排技术的费效比、可操作性、地区经济承受能力等,设定不同地区农业的氨减排的短期和中长期目标,如可考虑选择100个养殖大县,设定2025年减排10%、2035年减排30%的目标(相对于2015年),由政府各部门联合监督,以保障区域按减排目标的有效实现.

c) 氨污染预警、源解析和环境安全评价体系建立.结合氨减排目标和区域氨排放特征,划分氨排放重点区域,加强该区域的氨监测强度,结合溯源技术(如同位素指纹)探明氨污染来源,进行氨气和 $\text{PM}_{2.5}$ 的同步监测解析区域氨排放对雾霾形成的贡献.对于部分点源污染区域及其周边生态环境体系(如森林、草地和水体)进行环境评估,分析氨污染对生物多样性、水质等的影响,进而有针对性提出重点区域的氨限排标准.同时根据氨排放、大气中二次转化和沉降的特点,结合区域雾霾预警体系,即时控制污染期间的氨来源,如推迟施肥时间或使用稳定性肥料,减少设施农业通风频次或进行棚内氨气回收;增加清粪频率,堆放和储藏的粪污进行覆盖等措施,预警消息可利用手机APP形式即时传达至相关村级行政单位、企业和中大型种植或养殖户负责人,同时设置氨管控督查小组,确保重污染期间氨减排措施的切实贯彻实施.

d) 农业氨减排技术筛选与示范.筛选主要排放源的减排技术措施,系统评估不同减排技术的效果与成本,构建具有区域针对性的氨减排技术清单;结合区域主流种养习惯,细化氨减排技术在区域实现的技术难点和要点,同时将有关技术规程对相关政府机构、企业和农户进行普及和商讨,明确技术实施存在的阻碍;对部分可行性高和氨减排效果显著的技术在京津冀及周边“2+26”城市、长三角地区等国家大气污染防治重点区域,选择种植和养殖规模较大、地方有积极性的国家农业可持续发展试验示范区,开展种植业和畜牧业氨减排技术试点,连续定点监测,评估区域氨减排成效,形成可复制、可推广氨减排技术模式和管理机制,适时编制全国种植和畜禽氨排放控制规划并向全国推广.

3.3 我国农业氨减排的实现途径

a) 建立和完善农业氨排放管理技术指南,纳入到生产技术规程中.种植业方面,加强对科学施肥的指导、避免过量施用氮肥是从源头控制种植业氨排放的重要措施.此外,尿素取代碳铵、添加脲酶抑制剂、改性硝态氮肥、氮肥深施等技术是经广泛验证、行之有效的控氨措施,结合费效分析,选取适宜施肥技术,纳入到地区主要类型种植业的技术规程中.养殖业方面,宜在推广应用低蛋白日粮、源头减少氮产生量的基础上,加强标准化畜舍与粪便储存处理环节的管理,示范推广畜舍排放气体净化技术,粪污密闭或覆盖贮存、种养结合与粪便深施等技术,适时纳入到养殖场环评、建设、验收等标准、规范、管理办法和条例中.通过政府引导、鼓励和监督相结合,实现种植业和养殖业氨减排技术的大范围推广与实施,尤其是在河南省、山东省、河北省、江苏省、四川省、陕西省和新疆维吾尔自治区等排放大省(自治区)优先示范.

b) 加强畜禽粪尿的减量、浓缩处理,减小不同类型有机肥的差异.我国种植业氮素需求量大和养殖业粪污氮素的大量盈余之间的时空错位与管理脱节是当前农业养分资源管理的难点.打通种植业和养殖业的养分流通阻碍,推动农牧结合,实现有机肥替代化肥是降低农业系统氮素存量、控制氨挥发的重要途径.由于不同类型有机肥养分活性与有效性差异巨大,如何确定畜禽粪肥的化肥当量值是合理施用有机肥的关键问题.建议通过加强畜禽粪尿的减量、浓缩等加工处理,既可以大幅增加有机肥的辐射发散距离和农户的施用意愿,也可降低不同类型有机肥养分有效性等方面差异,更好地实现有机肥替代化肥,提高养殖业粪污氮素的利用.

c) 加强农业机械研究, 弥补液态有机肥施用技术缺乏的短板. 沼液等液态有机肥的施用方式主要是地表喷施、随水冲施, 滴灌等精细化施用技术占比仍然较低, 因此氨挥发严重. 液态有机肥可通过条施、混施和注射施用等方式大幅降低氨排放, 但受此类施肥机械小型化不足等影响, 液态有机肥田间施用难, 氨挥发严重, 已成为影响种植业和养殖业间养分循环的巨大短板. 因此, 通过资助和补贴以加强液态有机肥施肥机械研制和推广具有重要的意义.

d) 优化区域布局, 实现种植业和养殖业空间耦合. 我国农业空间分布不均匀, 畜牧业多集中于东部沿海大城市周围, 而这些区域种植业一般以蔬菜和果树等经济作物为主, 由于经济作物氮素携出量低, 且有机肥多已过量施用, 因此消纳有机肥的潜力较小. 与之相比, 粮食作物氮素输出量大, 但其集中种植区与畜禽养殖集中区不匹配, 无法实现养殖业和饲料生产基地间的氮素高效循环与流动. 政府应充分利用补贴、减税等经济手段和排污许可等环保手段, 推动种植业和畜牧业空间分布上的耦合, 增加直接还田利用比例, 降低养殖业粪污存储时间, 减少粪尿加工和储藏过程中氨挥发和有机肥运输距离, 既提高效率又可降低成本.

4 结论与展望

a) 通过精细化氨排放清单统计, 2000—2018 年我国氨排放经历了先增长后略有下降并稳定在 10×10^6 t/a 的水平, 农业源氨排放占 80% 以上, 京津冀及其周边地区氨排放强度大.

b) 基于同位素示踪技术反向溯源发现, 工业和交通源氨排放对在城市大气氨和铵盐的贡献超过了 50%, 而农业源的贡献与其排放量占比不匹配, 未来需加强农业源排放到大气后的化学转化和传输过程追踪, 揭示其最终的去向.

c) 通过模型量化了氨减排对霾污染 ($PM_{2.5}$) 的改善效应, 发现氨减排 40% 可减少 10% ~ 20% 的 $PM_{2.5}$ 峰值浓度, 农业尤其是畜牧业氨减排有助于削弱冬季大气 $PM_{2.5}$ 污染峰值.

d) 系统分析了氨减排技术、明确减排潜力, 提出以源头控氮 (氮肥总量和饲料蛋白的削减) 为基础、圈舍空气净化和加强粪污贮存处理相结合的畜牧业控氨措施, 同时在种植业生产中强化氮肥深施和肥料优化 (如用脲酶抑制剂增效氮肥代替普通尿素) 可进一步提升控氨效果.

e) 结合我国氨排放现状和减排潜力, 建议强化大气氨监测并结合溯源技术定量化氨来源, 提出针对

我国的氨减排目标, 并加强重点区域氨减排技术的推广和示范, 为打赢蓝天保卫战提供理论和技术支撑.

参考文献 (References):

- [1] ERISMAN J W, SUTTON M A, GALLOWAY J, *et al.* How a century of ammonia synthesis changed the world [J]. *Nature Geoscience*, 2008, 1(10): 636-639.
- [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, 320(5878): 889-892.
- [3] CANFIELD D E, GLAZER A N, FALKOWSKI P G. The evolution and future of earth's nitrogen cycle [J]. *Science*, 2010, 330(6001): 192-196.
- [4] GUO J H, LIU X J, ZHANG Y, *et al.* Significant acidification in major Chinese croplands [J]. *Science*, 2010, 327(5968): 1008-1010.
- [5] LIU X J, ZHANG Y, HAN W X, *et al.* Enhanced nitrogen deposition over China [J]. *Nature*, 2013, 494(7438): 459-462.
- [6] FOWLER D, STEADMAN C E, STEVENSON D, *et al.* Effects of global change during the 21st century on the nitrogen cycle [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2015, 15(24): 13849-13893.
- [7] XU R, TIAN H, PAN S, *et al.* Global ammonia emissions from synthetic nitrogen fertilizer applications in agricultural systems: empirical and process-based estimates and uncertainty [J]. *Global Change Biology*, 2019, 25(1): 314-326.
- [8] BEUSEN A H W, BOUWMAN A F, HEUBERGER P S C, *et al.* Bottom-up uncertainty estimates of global ammonia emissions from global agricultural production systems [J]. *Atmospheric Environment*, 2008, 42(24): 6067-6077.
- [9] KANG Y, LIU M X, SONG Y, *et al.* High-resolution ammonia emissions inventories in China from 1980 to 2012 [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2016, 16(4): 2043-2058.
- [10] BERGSTROM A K, JANSSON M. Atmospheric nitrogen deposition has caused nitrogen enrichment and eutrophication of lakes in the northern Hemisphere [J]. *Global Change Biology*, 2006, 12(4): 635-643.
- [11] CLARK C M, TILMAN D. Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to prairie grasslands [J]. *Nature*, 2008, 451(7179): 712-715.
- [12] ZHU Q C, DE-VRIES W, LIU X J, *et al.* The contribution of atmospheric deposition and forest harvesting to forest soil acidification in China since 1980 [J]. *Atmospheric Environment*, 2016, 146: 215-222.
- [13] WANG G, ZHANG R, GOMEZ M E, *et al.* Persistent sulfate formation from London fog to Chinese haze [J]. *Proceedings of National Academy Science of the United States of America*, 2016, 113(48): 13630-13635.
- [14] 曹玉博, 邢晓旭, 柏兆海, 等. 农牧系统氨挥发减排技术研究进展 [J]. *中国农业科学*, 2018, 51(3): 566-580.
CAO Yubo, XING Xiaoxu, BAI Zhaohai, *et al.* Review on ammonia emission mitigation techniques of crop-livestock production system [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2018, 51(3): 566-580.
- [15] AN Z, HUANG R J, ZHANG R, *et al.* Severe haze in northern

- China: a synergy of anthropogenic emissions and atmospheric processes [J]. Proceedings of National Academy Science of the United States of America, 2019, 116(18): 8657-8666.
- [16] POZZER A, TSIMPIDI A P, KARYDIS V A, *et al.* Impact of agricultural emission reductions on fine-particulate matter and public health [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2017, 17(20): 12813-12826.
- [17] The United Nations Economic Commission for Europe. The 1999 Gothenburg protocol to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone [EB/OL]. Sweden: UNECE-Environmental Policy, 1999-12-11 [2020-08-01]. http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.html.
- [18] European Union. Directive 2016/2284 of the European Parliament and of the Council of 14 December 2016 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants, amending Directive 2003/35/EC and repealing Directive 2001/81/EC [EB/OL]. Brussels: Official Website of the European Union-EU Law, 2016-12-14 [2016-12-14]. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016L2284&from=EN>.
- [19] UK Government. Clean Air Strategy [R]. London: Department for Environment Food & Rural Affairs, 2018: 59-64.
- [20] PHILLIPS J. Control and pollution prevention options for ammonia emissions [R]. Vienna: Department of Energy Office of Scientific and Technical Information, 1995: 43-45.
- [21] SHAVER S, LEYTEM A, BURNS R, *et al.* Ammonia emission: what to know before you regulate [R]. Washington DC: Department of Agricultural Air Quality Task Force, 2014: 1-9.
- [22] 国务院. 打赢蓝天保卫战三年行动计划 [EB/OL]. 北京: 中国政府网, 2018-06-23 [2018-06-23]. http://www.gov.cn/zhengce/content/2018-07/03/content_5303158.htm.
- [23] 刘明旭. 中国氨排放控制对大气细颗粒物、酸雨和氮沉降的影响研究 [D]. 北京: 北京大学, 2019.
- [24] PAN Y P, TIAN S, ZHAO Y, *et al.* Identifying ammonia hotspots in China using a national observation network [J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(7): 3926-3934.
- [25] PAN Y P, TIAN S, LIU D, *et al.* Fossil fuel combustion-related emissions dominate atmospheric ammonia sources during severe haze episodes: evidence from ¹⁵N-stable isotope in size-resolved aerosol ammonium [J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(15): 8049-8056.
- [26] PAN Y P, GU M, HE Y, *et al.* Revisiting the concentration observations and source apportionment of atmospheric ammonia [J]. Advances in Atmospheric Sciences, 2020, 37: 933-938.
- [27] LIU M X, HUANG X, SONG Y, *et al.* Ammonia emission control in China would mitigate haze pollution and nitrogen deposition, but worsen acid rain [J]. Proceedings of National Academy Science of the United States of America, 2019, 116(16): 7760-7765.
- [28] WEN Z, XU W, LI Q, *et al.* Changes of nitrogen deposition in China from 1980 to 2018 [J]. Environment International, 2020, 144: 106022.
- [29] XU Z, LIU M, ZHANG M, *et al.* High efficiency of livestock ammonia emission controls in alleviating particulate nitrate during a severe winter haze episode in northern China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2019, 19(8): 5605-5613.
- [30] 董文旭, 胡春胜, 陈素英, 等. 保护性耕作对冬小麦-夏玉米农田氮肥氨挥发损失的影响 [J]. 中国农业科学, 2013, 46(11): 2278-2284.
- DONG Wenxu, HU Chunsheng, CHEN Suying, *et al.* Effect of conservation tillage on ammonia volatilization from nitrogen fertilizer in winter wheat-summer maize cropping system [J]. Scientia Agricultura Sinica, 2013, 46(11): 2278-2284.
- [31] DONG W X, HU C S, ZHANG Y M. Ammonia volatilization from urea incorporation with wheat and maize straw on a loamy soil in China [EB/OL]. Escholarship: University of California, 2009-07-21 [2009-07-21]. <https://escholarship.org/uc/item/8db6h5cr>.
- [32] SHA Z P, LI Q Q, LV T T, *et al.* Response of ammonia volatilization to biochar addition: a meta-analysis [J]. Science of the Total Environment, 2019, 655: 1387-1396.
- [33] SHA Z P, MA X, LOICK N, *et al.* Nitrogen stabilizers mitigate reactive N and greenhouse gas emissions from an arable soil in North China Plain: field and laboratory investigation [J]. Journal of Cleaner Production 2020, 258: 121025.
- [34] WANG Y, DONG H M, ZHU Z, *et al.* Mitigating greenhouse gas and ammonia emissions from swine manure management: a system analysis [J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(8): 4503-4511.
- [35] WANG Y, LI X, YANG J, *et al.* Mitigating greenhouse gas and ammonia emissions from beef cattle feedlot production: a system meta-analysis [J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(19): 11232-11242.
- [36] WANG Y, XUE W, ZHU Z, *et al.* Mitigating ammonia emissions from typical broiler and layer manure management: a system analysis [J]. Waste Management, 2019, 93: 23-33.
- [37] 农业农村部. NY/T 1168—2006 畜禽粪便无害化处理技术规范 [S]. 北京: 中国农业出版社, 2006.
- [38] 环境保护部. HJ 497—2009 畜禽养殖业污染治理工程技术规范 [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2009.
- [39] 国家市场监督管理总局. GB/T 36195—2018 中国国家标准化管理委员会 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2018.
- [40] 农业农村部. NY/T 1167—2006 畜禽场环境质量及卫生控制规范 [S]. 北京: 中国农业出版社, 2006.
- [41] 环境保护部. HJ-BAT-10 规模畜禽养殖污染防治最佳可行技术指南 [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2013.

(责任编辑:张蕊)