

# 农业源氨排放影响因素研究进展

王文林<sup>1</sup>, 刘波<sup>2①</sup>, 韩睿明<sup>3</sup>, 王焯<sup>2</sup>, 刘筱<sup>2</sup>, 徐乔<sup>2</sup>, 李文静<sup>1</sup>, 唐晓燕<sup>1</sup> (1. 环境保护部南京环境科学研究所, 江苏南京 210042; 2. 南通大学地理科学学院, 江苏南通 226007; 3. 南京师范大学环境学院, 江苏南京 210023)

**摘要:** 氨(NH<sub>3</sub>)作为大气中碱性气体,在雾霾形成中起着关键性作用,从源头上控制NH<sub>3</sub>排放,对降低大气二次无机盐及PM<sub>2.5</sub>浓度水平,控制雾霾污染,大幅提升空气环境质量尤为重要。农业源NH<sub>3</sub>排放是大气中人为源NH<sub>3</sub>的主体,其主要来源于农田施肥和畜禽养殖。因此,总结农业源NH<sub>3</sub>排放国内外研究进展,分析NH<sub>3</sub>排放影响因素,对于了解其NH<sub>3</sub>排放过程与特征,进而针对性提出控制措施具有重要意义。为此,就农田施肥和畜禽养殖NH<sub>3</sub>排放影响因素的国内外研究现状进行了系统总结,结果发现,肥料类型、土壤理化性质、田间气象要素和施肥方式是影响农田施肥NH<sub>3</sub>排放的主要因素;畜禽饲料性质、禽舍环境和清粪模式是影响畜禽养殖NH<sub>3</sub>排放的主要因素。目前,农田施肥NH<sub>3</sub>排放研究主要是从农田氮地球化学循环过程和粮食增产需求角度开展,而畜禽养殖NH<sub>3</sub>排放研究主要从职业卫生健康角度开展,上述研究缺乏以NH<sub>3</sub>排放环境暴露风险为目的的考量。因此,开展以环境空气为排放界面的农业源NH<sub>3</sub>排污系数研究,制定农业源NH<sub>3</sub>排放清单,并基于环境暴露风险,明确农业源NH<sub>3</sub>排放优先控制区域,最终可为环境管理部门制定农业源NH<sub>3</sub>排放分区控制技术体系、策略与路线图以及标准与政策法规提供理论依据。

**关键词:** 农业源; 氨排放; 农田施肥; 畜禽养殖; 影响因素

**中图分类号:** X501 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2016)06-0870-09

**DOI:** 10.11934/j.issn.1673-4831.2016.06.002

**Review of Researches on Factors Affecting Emission of Ammonia From Agriculture.** WANG Wen-lin<sup>1</sup>, LIU Bo<sup>2</sup>, HAN Rui-ming<sup>3</sup>, WANG Ye<sup>2</sup>, LIU Xiao<sup>2</sup>, XU Qiao<sup>2</sup>, LI Wen-jing<sup>1</sup>, TANG Xiao-yan<sup>1</sup> (1. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Environmental Protection, Nanjing 210042, China; 2. School of Geography Science, Nantong University, Nantong 226007, China; 2. School of Environment, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China)

**Abstract:** Ammonia (NH<sub>3</sub>) as an alkaline gas in the atmosphere plays a key role in the formation of haze. Control of NH<sub>3</sub> emission at source is hence particularly important to reduction of the concentrations of secondary inorganic salts and PM<sub>2.5</sub> in the atmosphere, control of haze pollution, and improvement of air environment quality. Agriculture is a major source of anthropogenic NH<sub>3</sub> emitted into the atmosphere, and farmland fertilization and livestock and poultry breeding are the two major sources in agriculture. Therefore, the review summarized the researches at home and abroad on NH<sub>3</sub> emissions from agriculture and analyzed factors affecting NH<sub>3</sub> emissions, which is of fundamental significance to the understanding of the process and characteristics of NH<sub>3</sub> emission and designing corresponding control measures. It has been found that fertilizer type, soil physico-chemical properties, field meteorological elements and fertilization practice are the main factors affecting NH<sub>3</sub> emission from farmland fertilization. Nature of feed, barn environment and dung disposal mode are the main factors affecting NH<sub>3</sub> emission from livestock and poultry breeding. However, currently the researches on NH<sub>3</sub> emission from farmland fertilization proceed from the aspects of geochemical recycling of N in farmlands and N demand for higher grain yield, while the researches on NH<sub>3</sub> emission from livestock and poultry breeding do from the aspects of occupational hygiene and health, both lacking the concerns about the target of controlling the risk of environmental exposure of NH<sub>3</sub> emission. Hence, it is proposed to unfold studies on emission coefficient of NH<sub>3</sub> from agricultural sources with the ambient air as emission interface, determination of priority control zones of NH<sub>3</sub> emissions from agricultural sources, and in the end provision of theoretical basis for formulation of a technical system, strategies, route maps and standards for sub-zonal

收稿日期: 2016-06-29

基金项目: 环保公益性行业科研专项(201509038); 江苏省自然科学基金(SBK201321353); 国家重大科学研究计划(973)(2014CB953800); 中央级公益性科研院所基本科研业务专项; 大学生创新训练计划(201610304038Z, 201610304069)

① 通信作者 E-mail: lb@ntu.edu.cn

control of agricultural  $\text{NH}_3$  emission, and formation of relevant policies and regulations for environmental management authorities.

**Key words:** agriculture source; ammonia emission; farmland fertilization; livestock and poultry breeding; influencing factor

近些年来,我国雾霾天气频发,引起社会各界的广泛关注。有研究<sup>[1-3]</sup>发现,在细颗粒物( $\text{PM}_{2.5}$ )形成过程中,气态氨( $\text{NH}_3$ )扮演着重要角色,对雾霾的形成起着关键性作用。一方面, $\text{NH}_3$ 作为大气中唯一的碱性气体,是大气 $\text{PM}_{2.5}$ 形成的重要前体物, $\text{NH}_3$ 能与二氧化硫( $\text{SO}_2$ )和氮氧化物( $\text{NO}_x$ )等反应生成硫酸铵和硝酸铵等细粒子是 $\text{PM}_{2.5}$ 关键性成分<sup>[4-6]</sup>。另一方面,在 $\text{NH}_3$ 参与下细粒子的生成速度明显加快<sup>[7-8]</sup>,当 $\text{NH}_3$ 充足时, $\text{NH}_3$ 的气相或者非均相反应会提高气态前体物的转化率和二次无机盐的生成率,引起铵根( $\text{NH}_4^+$ )和硫酸根( $\text{SO}_4^{2-}$ )等细粒子组分大幅度增加<sup>[9]</sup>。欧美发达国家 $\text{PM}_{2.5}$ 控制实践表明,在 $\text{SO}_2$ 和 $\text{NO}_x$ 基本得到控制的情况下,通过对 $\text{NH}_3$ 排放进行同步削减,可以大幅度降低大气环境中 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度,实现环境空气质量的大幅提升<sup>[4]</sup>。可见,从源头上控制 $\text{NH}_3$ 的排放,进而减少 $\text{NH}_3$ 与酸性气体( $\text{SO}_2$ 、 $\text{NO}_x$ 等)反应,最终减少 $\text{NH}_4^+$ 浓度,对降低大气二次无机盐及 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度水平、控制雾霾污染和提升环境空气质量显得尤为重要。

人为源是大气中 $\text{NH}_3$ 的主要来源,人为源主要包括农业源 $\text{NH}_3$ 排放、生物质燃烧排放以及其他源排放。农业源 $\text{NH}_3$ 排放是大气中人为源 $\text{NH}_3$ 的主体,占全球人为源排放总量的90%<sup>[10]</sup>。农业源 $\text{NH}_3$ 排放主要来源于农田施肥和畜禽养殖,其中,农田施肥 $\text{NH}_3$ 排放约占农业源 $\text{NH}_3$ 排放总量的40%,畜禽养殖约占50%<sup>[10-11]</sup>。因此,总结农业源 $\text{NH}_3$ 排放特别是农田施肥和畜禽养殖 $\text{NH}_3$ 排放国内外研究进展,分析 $\text{NH}_3$ 排放影响因素,对于了解 $\text{NH}_3$ 排放过程与特征,进而针对性提出控制措施具有重要意义。基于此,笔者就主要农业源 $\text{NH}_3$ 排放影响因素的国内外研究现状进行系统总结,并提出今后的研究展望。

## 1 农田施肥

### 1.1 农田环境因素

#### 1.1.1 土壤理化性质

土壤理化性质对农田的 $\text{NH}_3$ 挥发具有重要影响,主要表现在2个方面。一方面,土壤理化性质通过调控吸附-解吸作用影响表层土壤 $\text{NH}_3$ 挥发底物

液相中 $\text{NH}_4^+$ 浓度,进而影响表层土壤的 $\text{NH}_3$ 挥发过程。研究<sup>[12]</sup>发现,质地黏重的土壤中 $\text{NH}_3$ 挥发小于质地粗松的土壤,表明土壤黏粒对 $\text{NH}_4^+$ 具有较强的吸附作用,可以有效降低土壤液相中 $\text{NH}_4^+$ 浓度,从而减少表层土壤 $\text{NH}_3$ 挥发<sup>[13]</sup>。土壤阳离子交换量对土壤 $\text{NH}_3$ 挥发有一定的抑制作用,不同阳离子对 $\text{NH}_4^+$ 吸附-解吸作用的影响存在差异,当有作物吸收时, $\text{Ca}^{2+}$ 和 $\text{Na}^+$ 的存在有利于土壤中矿物吸附的铵氮释放,从而促进表层土壤 $\text{NH}_3$ 挥发,而 $\text{K}^+$ 则会阻止释放,减少 $\text{NH}_3$ 挥发<sup>[14]</sup>。

另一方面,土壤理化性质通过直接或间接调控土壤液相中 $\text{NH}_4^+$ 与 $\text{NH}_3$ 转化反应体系,进而影响土壤 $\text{NH}_3$ 挥发过程<sup>[15]</sup>。其中,土壤pH值是调控此反应体系的主导因子,是影响农田 $\text{NH}_3$ 挥发的重要因素。随pH值升高,液相中 $\text{NH}_4^+$ 比例升高, $\text{NH}_3$ 挥发的潜力随之增大,进而增加 $\text{NH}_3$ 的排放率<sup>[16]</sup><sup>[171-173]</sup>。研究发现,尿素的 $\text{NH}_3$ 挥发量会随着土壤pH值的升高而增加,与酸性水稻土相比,在含有较多游离碳酸钙的石灰性土壤中尿素的 $\text{NH}_3$ 挥发量更大<sup>[17]</sup>。在pH值为5.4的菜地土壤, $\text{NH}_3$ 挥发损失率小于0.4%,而在pH值为7.7的菜地土壤,高氮施肥条件下 $\text{NH}_3$ 挥发损失率达17.1%<sup>[18]</sup>。土壤有机质对上述 $\text{NH}_3$ 挥发的2个作用过程都存在一定影响。有机质对 $\text{NH}_4^+$ 吸附能力较强,降低 $\text{NH}_4^+$ 浓度,从而减少 $\text{NH}_3$ 挥发<sup>[12]</sup>;但也有研究指出,有机质能阻碍 $\text{NH}_4^+$ 进入黏土矿物的固定位置,减少 $\text{NH}_4^+$ 晶穴固定,增加游离态 $\text{NH}_4^+$ ,进而增加 $\text{NH}_3$ 的挥发<sup>[19-20]</sup>;同时,有机质含量高的土壤在矿化过程中,具有释放过多 $\text{NH}_4^+$ 的潜力,也会增加 $\text{NH}_3$ 排放。另外,在土壤腐殖质形成过程中会产生有机酸,降低土壤pH值,进而减小 $\text{NH}_3$ 挥发潜力<sup>[21]</sup>。土壤含水量则会影响肥料在土壤中的转化过程,如碳铵的溶解和尿素的水解等过程,进而影响 $\text{NH}_3$ 挥发。过高或过低的含水量都会减少 $\text{NH}_3$ 挥发。过高的含水量会降低土壤液相中 $\text{NH}_4^+$ 浓度,土-气界面浓度梯度减小, $\text{NH}_4^+$ 扩散作用减弱, $\text{NH}_3$ 挥发量降低;过低的含水量则削弱碳铵溶解和尿素的水解,进而制约 $\text{NH}_3$ 挥发<sup>[22]</sup>。此外,土壤水分的散失过程也会影响 $\text{NH}_3$ 挥发。研究发现土壤水分

保持稳定,无水分散失时, $\text{NH}_3$ 挥发量仅占施氮量的1%<sup>[22]</sup>。

### 1.1.2 气象因素

影响农田 $\text{NH}_3$ 挥发的气象因素主要有风速、温度、降水和日照。在田间, $\text{NH}_3$ 挥发一般随风速增大而增多<sup>[16]174</sup>。研究发现,在农田 $\text{NH}_4^+$ 与 $\text{NH}_3$ 总浓度以及pH值和温度等各方面的差异不大的情况下,风速差异导致农田 $\text{NH}_3$ 挥发量存在显著差异<sup>[23]</sup>。但是,田间 $\text{NH}_3$ 挥发与风速之间的关系不一定呈线性关系<sup>[16]174</sup>。通过风洞实验发现,当 $\text{NH}_3$ 挥发随风速增大到一定数值后,就不再随风速增大而增加<sup>[24]</sup>。此外,风速受到大气和水体的稳定状态、地面粗糙度的影响,进而会影响 $\text{NH}_3$ 挥发速率。例如,良好的植被覆盖可以减缓土壤表层的风速,同时也可能部分地增加对 $\text{NH}_3$ 的吸收。

温度是影响农田 $\text{NH}_3$ 挥发的一个重要气象因素。研究发现,pH值大致不变情况下,在5~35℃范围内,温度每上升10℃, $\text{NH}_4^+$ 溶解率增加约1倍<sup>[25]</sup>,液相中 $\text{NH}_3$ 挥发速率也随温度增大<sup>[26]</sup>。此外,随着温度的升高,施用尿素的农田土壤中脲酶活性增强,加快了尿素的水解,其同时分解的养分在被作物吸收之前就以 $\text{NH}_3$ 形式损失<sup>[27]</sup>。温度对不同类型氮肥的 $\text{NH}_3$ 排放影响还存在差异,碳铵受环境温度变化的影响最大,温度每升高1℃, $\text{NH}_3$ 排放增加0.44%;尿素次之,为0.35%,其他含氮化肥受温度变化的影响较小<sup>[28]</sup>。较高的温度会加速肥料中 $\text{NH}_4^+$ 溶于土壤水的过程,同时会降低 $\text{NH}_3$ 在液相中的溶解度,进而增加 $\text{NH}_3$ 挥发<sup>[29]</sup>。

降雨主要是通过雨水下渗将肥料带入深层土壤,增加 $\text{NH}_4^+$ 被土壤颗粒吸附或植株吸收的机会和上升到土壤表层的阻力,从而间接减少 $\text{NH}_3$ 挥发损失<sup>[30-31]</sup>。灌溉和降水起到相同作用,会加速肥料下渗并稀释肥料<sup>[32]</sup>。施肥后,光照通过提高土壤温度可增加 $\text{NH}_3$ 挥发量<sup>[32-33]</sup>。温度、湿度、日照和风速还会影响施用粪肥的蒸发过程,蒸发一方面会促进 $\text{NH}_3$ 挥发,另一方面,过度的蒸发会使粪肥干燥而形成一层自然盖膜,会抑制粪肥的 $\text{NH}_3$ 挥发过程<sup>[34]</sup>。

## 1.2 肥料类型

### 1.2.1 传统氮肥

广泛使用的氮肥包括尿素、碳铵、硝铵和硫酸等,我国以尿素和碳铵施用最为广泛,分别占氮肥总量的69%和26%。氮肥利用率较低是各国化肥施用中面临的主要问题,氮肥利用率大约为30%~

35%,损失率平均达45%<sup>[35]</sup>。各种氮肥由于自身的理化性质不同,在施用后其 $\text{NH}_3$ 排放强度亦存在差异<sup>[36]</sup>。碳铵是所有氮肥中最易挥发的,超过30%的氮以 $\text{NH}_3$ 挥发方式损失,是 $\text{NH}_3$ 的一个重要排放源<sup>[37]</sup>。尿素由于需经过2~3d脲酶水解作用才能转化为碳酸铵,相对于碳铵氮的挥发损失要小,但要高于其他类型氮肥的 $\text{NH}_3$ 挥发率。由于尿素每年的施用量巨大,农田施用尿素造成的 $\text{NH}_3$ 排放是农田施肥 $\text{NH}_3$ 排放的主要来源<sup>[26]</sup>。尿素和碳铵施肥 $\text{NH}_3$ 排放占农田施肥 $\text{NH}_3$ 排放总量的64.3%和26.5%<sup>[26]</sup>。硫酸铵和硝铵 $\text{NH}_3$ 挥发性更低,往往只有<10%的氮以 $\text{NH}_3$ 形式挥发<sup>[38-39]</sup>。

### 1.2.2 缓控释肥料

缓控释肥的作用旨在提高化肥利用率,减少因施肥而造成的污染<sup>[40-41]</sup>。缓控释氮肥按照其溶解性释放特征通常分为包膜缓控释氮肥和非包膜缓控释氮肥2种类型<sup>[42]</sup>。相比于普通尿素,以物理障碍为控制因素的包膜缓控释氮肥 $\text{NH}_3$ 排放削减显著,可减少30%以上 $\text{NH}_3$ 排放<sup>[15]</sup>。包膜缓控释氮肥施入土壤后,包膜材料可阻隔膜内尿素与土壤脲酶的直接接触并阻碍膜内尿素溶出过程所必需的水分运移<sup>[43-44]</sup>,可以显著减少田间的铵氮浓度,尤其是稻田水层中铵氮浓度<sup>[45-46]</sup>,导致参与 $\text{NH}_3$ 挥发的底物显著减少,这是降低土壤 $\text{NH}_3$ 挥发的最重要因素。另外,包膜缓控释氮肥对脲酶活性的影响时间相对较长,土壤脲酶活性明显低于普通尿素,减少了尿素的水解,可运移铵氮的量随之减少,进而减少田间 $\text{NH}_3$ 挥发量<sup>[47]</sup>。以化学、生物为主要缓控释机理的非包膜缓控释氮肥中含有一小部分无机氮(铵态氮),施入土壤后,这部分无机氮首先释放出来,同时也会存在 $\text{NH}_3$ 挥发<sup>[48-49]</sup>,而其余的氮素为多形态的有机氮,需要在土壤微生物的作用下经过一定时间才能被矿化,增加了植物氮肥吸收效率<sup>[50]</sup>,从而减少 $\text{NH}_3$ 排放,但与包膜缓控释氮肥相比,其 $\text{NH}_3$ 减排作用还有一定差距<sup>[15,50]</sup>。虽然缓控释肥对 $\text{NH}_3$ 排放有一定的削减作用,但是由于其成本过高且包膜材料残留土壤而污染环境,缓控释肥目前并未大规模应用。

### 1.2.3 农作物有机肥

农作物有机肥是我国传统农业中极为重要的肥料来源,其中,在我国秸秆还田的施行最为广泛。秸秆还田一般与化肥配合施用,与单施化肥相比,秸秆与氮肥混合施用于稻田(水田) $\text{NH}_3$ 挥发增加18.2%~20.6%<sup>[51]</sup>,在水田中,由于秸秆和作物阻碍

了肥料下渗,导致  $\text{NH}_3$  挥发增加<sup>[52]</sup>。秸秆与氮肥混合施用于玉米田(旱田)  $\text{NH}_3$  挥发却减少0.37%~1.17%<sup>[53]</sup>,一方面,秸秆配施化肥增加了石灰性土壤的尿素水解速率,缩短了尿素的  $\text{NH}_3$  挥发时间,导致旱田  $\text{NH}_3$  排放减少<sup>[54]</sup>,另一方面,秸秆减少了肥料与大气接触面积,降低了地表风速,从而抑制  $\text{NH}_3$  挥发<sup>[55]</sup>。

### 1.3 田间施肥

#### 1.3.1 施肥量

$\text{NH}_3$  挥发与施氮量显著相关,减少施氮量22%~44%可降低  $\text{NH}_3$  挥发损失20.2%~35.3%<sup>[48]</sup>。我国是世界第1大氮肥消费国,氮肥用量占全球氮肥用量的30%<sup>[56]</sup>。美国和欧盟农业氮肥施用强度分别为69和124  $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ,我国农业施氮量平均为150~250  $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ,远高于国际公认的安全施用上限<sup>[57]</sup>,其中,以中东部和东南部地区施肥强度最大,平均高达350  $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ <sup>[58]</sup>。

#### 1.3.2 施肥方式

耕作与施肥模式影响作物对氮素的吸收,从而对  $\text{NH}_3$  挥发过程影响显著。施肥方式主要分为表层撒施和覆土深施2类。人工表面撒施肥料不仅会造成严重的  $\text{NH}_3$  挥发损失,而且在施氮量上难以控制且很难均匀撒施。如将尿素撒施在地表,常温下需经4~5 d转化过程才能被作物吸收,大部分氮素在被植物吸收之前已通过  $\text{NH}_3$  挥发损失,利用率只有30%左右,而将铵态氮通过深施置于还原态土壤中能显著降低  $\text{NH}_3$  的挥发损失<sup>[56]</sup>。我国《化肥使用环境安全技术导则》也指出氮肥覆土深施时,可通过土壤胶粒对铵离子的吸附作用,减少  $\text{NH}_3$  的挥发损失<sup>[59]</sup>。英国国家  $\text{NH}_3$  减排措施评价体系模型显示,氮肥表面撒施导致  $\text{NH}_3$  排放最大<sup>[60]</sup>。我国冬小麦表施方式下的尿素  $\text{NH}_3$  挥发损失率高达46.08%,而深施和表施结合灌溉处理方式下的  $\text{NH}_3$  挥发损失率则分别为6.24%和3.75%,表明氮肥深施是减少农田  $\text{NH}_3$  挥发量、提高淹水稻田氮肥利用率的有效途径<sup>[61]</sup>。

此外,其他因素,如作物类型、作物生长阶段<sup>[62-63]</sup>对  $\text{NH}_3$  挥发过程也存在影响。研究发现,水稻、玉米施肥后的  $\text{NH}_3$  挥发损失率分别为30%~39%和11%~48%<sup>[64]</sup>。

## 2 畜禽养殖

### 2.1 饲料

饲料中50%~70%的氮以粪氮和尿氮方式排出

体外,其中,所含尿素可水解为碳铵,并以  $\text{NH}_3$  形式挥发至大气中<sup>[65]</sup>。畜禽粪便中的含氮物质主要是饲料中蛋白质在动物消化道中通过各种酶的作用分解的氨基酸。可见,饲料蛋白质供给量对  $\text{NH}_3$  的排放影响显著。研究发现,养猪日粮中粗蛋白水平每降低1%,氮排泄量平均可减少8%, $\text{NH}_3$  排放量可降低10%<sup>[66]</sup>;在猪的不同生长阶段,分别降低日食中粗蛋白质含量和增加基础氨基酸含量,可以减少  $\text{NH}_3$  排放15%~20%<sup>[67]</sup>。

饲料中粗纤维比例对粪便中  $\text{NH}_3$  排放也存在影响。研究发现,在饲料中添加适量的粗纤维可以有效地减少粪污中  $\text{NH}_3$  排放<sup>[68-69]</sup>。在日粮中粗纤维比例由12.1%增加到18.5%,猪场  $\text{NH}_3$  排放可减少40%<sup>[70]</sup>。但是,若饲料中添加过高的粗纤维则导致猪排泄物增多,并增强粪污的黏性,则会增加  $\text{NH}_3$  排放<sup>[71]</sup>。饲料中谷物类型也可影响  $\text{NH}_3$  排放<sup>[72]</sup>。育肥猪饲料中添加部分小麦,可以减少约40%  $\text{NH}_3$  排放<sup>[73]</sup>。

此外,在饲料中添加酸性添加剂、沸石、益生菌、酶制剂、酸制剂和丝兰提取物等,也可降低畜禽  $\text{NH}_3$  排放。在饲料中添加一定的硫酸钙、苯甲酸和脂肪酸可以有效降低动物尿pH值,分别可减少  $\text{NH}_3$  排放5%、20%和25%<sup>[74]</sup>。在饲料中加入1%~2%的低比例天然沸石,最多可减少33%  $\text{NH}_3$  排放<sup>[75]</sup>。在猪饲料中添加0.05%~0.2%的含有枯草杆菌和芽孢杆菌的益生菌添加剂可使  $\text{NH}_3$  排放减少50%<sup>[76]</sup>。

### 2.2 禽舍环境

畜禽圈舍是畜禽  $\text{NH}_3$  排放的重要节点,圈舍  $\text{NH}_3$  排放量约占畜禽全周期排放总量的30%~55%<sup>[77]</sup>。畜禽圈舍结构影响圈舍内的温度、湿度等环境因子,进而影响圈舍的  $\text{NH}_3$  排放。 $\text{NH}_3$  排放量与周围的温度呈正相关。温度可以直接影响  $\text{NH}_3$  排放,较高温度能提高脲酶活性,促进粪便中含氮物质分解释放  $\text{NH}_3$ 。此外,温度也间接影响牲畜排泄行为进而影响  $\text{NH}_3$  排放<sup>[78]</sup>。研究发现,在恒定的通风条件下封闭猪舍内的温度从10℃上升到20℃,  $\text{NH}_3$  排放量增加2倍<sup>[79]</sup>;当温度从17℃上升到28℃时,每天每头猪  $\text{NH}_3$  排放量从12.8 g增加到14.6 g<sup>[80]</sup>。由于  $\text{NH}_3$  水溶解度很高,故湿度与  $\text{NH}_3$  排放量呈反比,但与温度和通风相比,湿度对  $\text{NH}_3$  排放影响并不显著<sup>[78]</sup>。

增加通风频率可提高禽舍的  $\text{NH}_3$  排放量,降低禽舍内  $\text{NH}_3$  浓度<sup>[81-82]</sup>。在封闭式育肥猪舍中,当通

风频率提高到3倍,由于温度下降, $\text{NH}_3$ 排放量只增加25%,舍内 $\text{NH}_3$ 浓度降低3倍<sup>[80]</sup>。而在非封闭式育肥猪舍,通风频率提高5倍,由于温度几乎没有下降, $\text{NH}_3$ 排放也相应增加5倍<sup>[83]</sup>。禽舍进风口和出风口的位置对排放影响不大<sup>[84]</sup>。对于大规模的封闭式管理的养殖场,如猪场、鸡场等,对废气进行收集,若采用酸式洗涤器或生物滴滤器对其进行处理可减少5%~30%  $\text{NH}_3$  排放<sup>[85]</sup>。

### 2.3 粪便清理模式

存积在禽舍内的粪、尿是舍内 $\text{NH}_3$ 释放的最主要来源,及时清理可显著降低舍内 $\text{NH}_3$ 浓度。根据圈舍地板模式,清粪方式一般设计为干清粪、机械清粪和水冲清粪等。研究发现,水冲清粪模式下冲洗频率、时间以及水压影响 $\text{NH}_3$ 排放量<sup>[86]</sup>。漏缝地板结合水冲清粪的斜坡禽舍,每天多次冲水,可以减少30%的 $\text{NH}_3$ 排放量<sup>[87]</sup>。在实心地面禽舍不断地用水冲洗粪沟,可以减少70%的 $\text{NH}_3$ 排放量<sup>[88]</sup>。在育肥猪舍内,漏缝地板结合水冲清粪的斜坡禽舍若采用“V”型排污沟设计可减少50%的 $\text{NH}_3$ 排放量,若使其坡度从1%增加到3%, $\text{NH}_3$ 排放量可减少17%<sup>[67]</sup>。机械刮板清粪方式对猪场 $\text{NH}_3$ 排放量并没有显著影响<sup>[89]</sup>。刮板清除粪尿时地板表面残留部分粪尿,反而增加了释放 $\text{NH}_3$ 的地板面积<sup>[86]</sup>。在深坑育肥猪舍,与整个育肥阶段粪污清理1次相比,若每2周清粪污1次可有效减少20%的 $\text{NH}_3$ 排放量,每周清理可减少35%的 $\text{NH}_3$ 排放量,每2~3 d清粪污1次可减少46%的 $\text{NH}_3$ 排放量。但是,冲洗后的污水若不及时处理,溶解于水中的 $\text{NH}_3$ 还会进行二次释放<sup>[82]</sup>。

### 2.4 畜禽粪便还田

畜禽粪便还田方式分直接利用与加工利用2种,直接利用是畜禽粪尿经发酵处理后直接施用,加工利用则是将粪便经脱水除菌后加工为商品有机肥施用,目前在我国直接施用占绝大部分。畜禽粪便还田 $\text{NH}_3$ 排放主要受畜禽粪便理化性质的影响,若含水率低、总氮尤其是铵态氮含量高的粪便还田, $\text{NH}_3$ 排放量高。研究发现,相较于肉鸡粪和牛粪,蛋鸡粪干重高,对应有机质和总氮尤其是铵态氮含量也高,若将其施用于农田, $\text{NH}_3$ 排放显著高于前者<sup>[90]</sup>。较干的粪便在土壤中的下渗率低,特别是在低渗透率的土壤上施用干重高粪肥, $\text{NH}_3$ 排放量占氮流失的比例最大<sup>[91]</sup>。稀释粪肥则可加快粪肥向土壤下渗进而减少参与 $\text{NH}_3$ 排放的铵态氮含量<sup>[92]</sup>,研究表明,与施用未稀释的粪肥相比,施用

稀释一定比例的粪肥可以有效减少25%~50%的 $\text{NH}_3$ 排放量<sup>[93]</sup>。但是,过量施用稀释粪肥既会导致土壤含水率饱和,又会降低粪肥在土壤中的下渗速率,这可能抵消稀释粪肥减少的 $\text{NH}_3$ 排放<sup>[94]</sup>。畜禽粪便的pH值对 $\text{NH}_3$ 排放影响显著。在10~30℃之间,当粪肥pH值为7时,只有不到1%的铵态氮以 $\text{NH}_3$ 形式释放到空气中,当pH值为10时,超过50%的铵态氮经 $\text{NH}_3$ 挥发散失<sup>[95]</sup>。酸化粪肥是减少 $\text{NH}_3$ 排放的一个有效措施。研究发现,将施用的牛粪pH值从7降至5~6.5之间,可以降低 $\text{NH}_3$ 排放30%~98%<sup>[96]</sup>,将猪粪pH值降低到6.5和5.5,分别可减少 $\text{NH}_3$ 排放49.4%和92.3%<sup>[97]</sup>。

此外,畜禽粪便还田的施用方式也会影响 $\text{NH}_3$ 排放,目前主要的还田方式包括带状施肥、表面播撒、牵引式软管和地下注射等,后2种方式只适用于液态粪肥<sup>[98]</sup>。我国粪肥主要还田方式还是表面播撒<sup>[99]</sup>。由于粪肥在施用后24 h内会出现明显的 $\text{NH}_3$ 排放过程,其中,50%的 $\text{NH}_3$ 在施用后6 h即排放出来<sup>[100]</sup>。因而,表面播撒或牵引软管施肥后,及时覆土或翻耕可以有效减少 $\text{NH}_3$ 挥发。相比于其他施肥方式,地下注射方式可以减少70%~80%的 $\text{NH}_3$ 挥发量,但运行成本较高<sup>[101]</sup>。

## 3 总结与展望

总的来看,目前针对农田 $\text{NH}_3$ 排放研究主要是基于2个需求开展的。(1)农田氮地球化学循环过程一直是全球变化研究的热点领域。农田 $\text{NH}_3$ 挥发过程作为大气氮的一个主要来源及农田氮循环的一个重要环节,已成为科学界关注的一个重要领域。研究者通过野外观测或室内模拟,在定量分析农田 $\text{NH}_3$ 挥发量的基础上,探讨农田施肥 $\text{NH}_3$ 挥发过程及影响因素,揭示自然过程和人类活动对 $\text{NH}_3$ 挥发影响的驱动机制,评估 $\text{NH}_3$ 挥发在天气和气候、生物地球化学循环方面的作用。(2)基于粮食增产需要,研究者通过开发各类施肥技术以减少农田 $\text{NH}_3$ 挥发来提高氮肥使用效率。而针对畜禽养殖 $\text{NH}_3$ 排放研究主要从职业卫生健康角度<sup>[91,101-102]</sup>开展,大多是基于源防控原理,从饲料、禽舍环境和粪便清理模式等方面开展禽舍内部 $\text{NH}_3$ 浓度控制研究。上述研究缺乏以 $\text{NH}_3$ 排放环境暴露风险为目的的考量,农田施肥及畜禽养殖生产各个过程均会导致 $\text{NH}_3$ 排放,但其排放通量尚不明确,其排放引起的区域环境质量下降风险及环境影响机制尚不清楚,导致无法明确农业 $\text{NH}_3$ 排放优先控制区

域,给环境管理部门针对性制定分区域的农业源  $\text{NH}_3$  排放控制策略、标准与政策法规带来很大困难。因此急需广泛、全面、深入地开展相关基础调查和研究工作。

2015年,我国修订《大气污染防治法》,基于环境空气质量,第七十四条从最高立法层面,已明确提出控制农业  $\text{NH}_3$  排放。为此,基于农业源氮物质流,以  $\text{NH}_3$  排放全过程控制为原则,就农业源  $\text{NH}_3$  排放的各个节点,开展以环境空气为排放界面的农业源  $\text{NH}_3$  排污系数研究,着重辨析  $\text{NH}_3$  排放关键影响因素,从源头、过程和末端揭示农业源  $\text{NH}_3$  排放特征与规律,调查畜禽养殖  $\text{NH}_3$  排放现状,从有机肥、化肥、缓控释肥配施、精准施肥和覆土深施等方面构建农田  $\text{NH}_3$  排放最佳防控技术体系,从饲喂、畜禽圈舍、粪污存储和粪肥土地利用等方面构建畜禽养殖  $\text{NH}_3$  排放最佳防控技术,并对上述技术进行生态效益和社会效益评价,实现能与现有环境友好型农业生产方式有机结合的全过程综合防控技术体系。通过制定农业源  $\text{NH}_3$  排放清单,开展生态环境风险评估研究,基于环境暴露风险,结合区域环境质量现状,明确农业  $\text{NH}_3$  排放优先控制区域,最终为环境管理部门制定农业源  $\text{NH}_3$  排放分区控制技术体系、策略与路线图以及标准与政策法规提供理论依据。

#### 参考文献:

- [1] FENG L, LIAO W J. Legislation, Plans, and Policies for Prevention and Control of Air Pollution in China: Achievements, Challenges, and Improvements [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 112: 1549-1558.
- [2] HO K F, HO S S H, HUANG R J, *et al.* Chemical Composition and Bioreactivity of  $\text{PM}_{2.5}$  During 2013 Haze Events in China [J]. *Atmospheric Environment*, 2016, 126: 162-170.
- [3] YANG F, TAN J, ZHAO Q, *et al.* Characteristics of  $\text{PM}_{2.5}$  Speciation in Representative Megacities and Across China [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2011, 11(11): 5207-5219.
- [4] DEDOUSSI I C, BARRETT S R H. Air Pollution and Early Deaths in the United States. Part II: Attribution of  $\text{PM}_{2.5}$  Exposure to Emissions Species, Time, Location and Sector [J]. *Atmospheric Environment*, 2014, 99: 610-617.
- [5] WEI L F, DUAN J C, TAN J H, *et al.* Gas-to-Particle Conversion of Atmospheric Ammonia and Sampling Artifacts of Ammonium in Spring of Beijing [J]. *Science China: Earth Sciences*, 2015, 58(3): 345-355.
- [6] 韦莲芳, 谭吉华, 马永亮, 等. 北京春季大气中氨的气粒相转化及颗粒态铵采样偏差研究 [J]. *中国科学: 地球科学*, 2015, 45(2): 216-226.
- [7] CUI H Y, CHEN W H, DAI W, *et al.* Source Apportionment of  $\text{PM}_{2.5}$  in Guangzhou Combining Observation Data Analysis and Chemical Transport Model Simulation [J]. *Atmospheric Environment*, 2015, 116: 262-271.
- [8] WANG J D, WANG S X, VOORHEES A S, *et al.* Assessment of Short-Term  $\text{PM}_{2.5}$ -Related Mortality Due to Different Emission Sources in the Yangtze River Delta, China [J]. *Atmospheric Environment*, 2015, 123: 440-448.
- [9] TURŠIČ J, BERNER A, PODKRAJŠEK B, *et al.* Influence of Ammonia on Sulfate Formation Under Haze Conditions [J]. *Atmospheric Environment*, 2004, 38(18): 2789-2795.
- [10] GALLOWAY J N, DENTENER F J, CAPONE D G, *et al.* Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future [J]. *Biogeochemistry*, 2004, 70(2): 153-226.
- [11] GAO Z L, MA W Q, ZHU G D, *et al.* Estimating Farm-Gate Ammonia Emissions From Major Animal Production Systems in China [J]. *Atmospheric Environment*, 2013, 79: 20-28.
- [12] FAN X H, LI Y C, ALVA A K. Effects of Temperature and Soil Type on Ammonia Volatilization From Slow-Release Nitrogen Fertilizers [J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2011, 42(10): 1111-1122.
- [13] DUAN Z H, XIAO H L. Effects of Soil Properties on Ammonia Volatilization [J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2000, 46(4): 845-852.
- [14] 张庆利, 张民, 杨越超, 等. 碳酸氢铵和尿素在山东省主要土壤类型上的氨挥发特性研究 [J]. *土壤通报*, 2002, 33(1): 32-34.
- [15] SHAN L N, HE Y F, CHEN J, *et al.* Ammonia Volatilization From a Chinese Cabbage Field Under Different Nitrogen Treatments in the Taihu Lake Basin, China [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2015, 38: 14-23.
- [16] 朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素 [M]. 南京: 江苏科学技术出版社, 1992.
- [17] 朱兆良, SIMPSON J R, 张绍林, 等. 石灰性稻田土壤上化肥氮损失的研究 [J]. *土壤学报*, 1989, 26(4): 337-343.
- [18] 贺发云, 尹斌, 金雪霞, 等. 南京两种菜地土壤氨挥发的研究 [J]. *土壤学报*, 2005, 42(2): 253-259.
- [19] STEVENSON F J, DHARIWAL A P S. Distribution of Fixed Ammonium in Soils [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1959, 23(2): 121-125.
- [20] ZHANG Y Z, HUANG S H, WAN D J, *et al.* Fixed Ammonium Content and Maximum Capacity of Ammonium Fixation in Major Types of Tillage Soils in Hunan Province, China [J]. *Agricultural Sciences in China*, 2007, 6(4): 466-474.
- [21] AL-KANANI T, MACKENZIE A F, BLENKHORN H. Volatilization of Ammonia From Urea-Ammonium Nitrate Solutions as Influenced by Organic and Inorganic Additives [J]. *Fertilizer Research*, 1990, 23(2): 113-119.
- [22] 高鹏程, 张一平. 氨挥发与土壤水分散失关系的研究 [J]. *西北农林科技大学学报(自然科学版)*, 2001, 29(6): 22-26.
- [23] SHARPE R R, HARPER L A. Soil, Plant and Atmospheric Conditions as They Relate to Ammonia Volatilization [C] // AHMAD N. Nitrogen Economy in Tropical Soils: Proceedings of the International Symposium on Nitrogen Economy in Tropical Soils, Held in Trinidad, W. I., January 9 - 14, 1994. Dordrecht,

- Netherlands; Springer, 1996; 149-158.
- [24] BOUWMEESTER R J B, VLEK P L G. Rate Control of Ammonia Volatilization From Rice Paddies [J]. *Atmospheric Environment*, 1981, 15(2): 131-140.
- [25] 宋勇生, 范晓晖. 稻田氨挥发研究进展 [J]. *生态环境*, 2003, 12(2): 240-244.
- [26] ZHANG Y S, LUAN S J, CHEN L L, *et al.* Estimating the Volatilization of Ammonia From Synthetic Nitrogenous Fertilizers Used in China [J]. *Journal of Environmental Management*, 2011, 92(3): 480-493.
- [27] 环境保护部. 化肥使用环境安全技术导则 [R]. 北京: 中国环境科学出版社, 2015.
- [28] 石学勇, 张彦旭. 硫酸脲氨化法生产尿基复合肥工艺技术及应用 [J]. *化肥工业*, 2011, 38(4): 13-15, 31.
- [29] SOMMER S G, OLESEN J E, CHRISTENSEN B T. Effects of Temperature, Wind Speed and Air Humidity on Ammonia Volatilization From Surface Applied Cattle Slurry [J]. *The Journal of Agricultural Science*, 1991, 117(1): 91-100.
- [30] 杨杉, 吴胜军, 王雨, 等. 三峡库区农田氨挥发及其消减措施研究进展 [J]. *土壤*, 2014, 46(5): 773-779.
- [31] NICHOLSON F A, BHOGAL A, CHADWICK D, *et al.* An Enhanced Software Tool to Support Better Use of Manure Nutrients: MANNER-NPK [J]. *Soil Use and Management*, 2013, 29(4): 473-484.
- [32] SOMMER S G, HUTCHINGS N J. Ammonia Emission From Field Applied Manure and Its Reduction [J]. *European Journal of Agronomy*, 2001, 15(1): 1-15.
- [33] SOMMER S G, MISSELBROOK T H. A Review of Ammonia Emission Measured Using Wind Tunnels Compared With Micrometeorological Techniques [J]. *Soil Use and Management*, 2016, 32(Suppl. 1): 101-108.
- [34] BRUNKE R, ALVO P, SCHUEPP P, *et al.* Effect of Meteorological Parameters on Ammonia Loss From Manure in the Field [J]. *Journal of Environmental Quality*, 1988, 17(3): 431-436.
- [35] 李庆逵, 朱兆良, 于天仁. 中国农业持续发展中的肥料问题: 我国化肥面临的突出问题及建议 [C]. 南昌: 江西科学技术出版社, 1997; 3-5.
- [36] SOMMER S G, SCHJOERRING J K, DENMEAD O T. Ammonia Emission From Mineral Fertilizers and Fertilized Crops [M] // *Advances in Agronomy*. Salt Lake City, USA: Academic Press, 2004; 557-622.
- [37] ZHU Z L, CAI G X, SIMPSON J R, *et al.* Processes of Nitrogen Loss From Fertilizers Applied to Flooded Rice Fields on a Calcareous Soil in North-Central China [J]. *Fertilizer Research*, 1988, 18(2): 101-115.
- [38] LI D J. Emissions of NO and NH<sub>3</sub> From a Typical Vegetable-Land Soil After the Application of Chemical N Fertilizers in the Pearl River Delta [J]. *PlosOne*, 2013, 8(3): e59360. doi: 10.1371/journal.pone.0059360.
- [39] VAN DER HOEK K W. Estimating Ammonia Emission Factors in Europe: Summary of the Work of the UNECE Ammonia Expert Panel [J]. *Atmospheric Environment*, 1998, 32(3): 315-316.
- [40] SHI Y L, WU Z J, CHEN L J, *et al.* Development and Application of Slow Release Fertilizer [J]. *Agricultural Sciences in China*, 2009, 8(6): i.
- [41] 赵秉强, 张福锁, 廖宗文, 等. 我国新型肥料发展战略研究 [J]. *植物营养与肥料学报*, 2004, 10(5): 536-545.
- [42] SHAVIV A, MIKKELSEN R L. Controlled-Release Fertilizers to Increase Efficiency of Nutrient Use and Minimize Environmental Degradation: A Review [J]. *Fertilizer Research*, 1993, 35(1/2): 1-12.
- [43] DOU H, ALVA A K. Nitrogen Uptake and Growth of Two Citrus Rootstock Seedlings in a Sandy Soil Receiving Different Controlled-Release Fertilizer Sources [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1998, 26(3): 169-172.
- [44] ROCHETTE P, ANGERS D A, CHANTIGNY M H, *et al.* Ammonia Volatilization Following Surface Application of Urea to Tilled and No-Till Soils: A Laboratory Comparison [J]. *Soil and Tillage Research*, 2009, 103(2): 310-315.
- [45] CHAUHAN H S, MISHRA B. Ammonia Volatilization From a Flooded Rice Field Fertilized With Amended Urea Materials [J]. *Fertilizer Research*, 1989, 19(1): 57-63.
- [46] TIMILSENA Y P, ADHIKARI R, CASEY P, *et al.* Enhanced Efficiency Fertilisers: A Review of Formulation and Nutrient Release Patterns [J]. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2015, 95(6): 1131-1142.
- [47] CHU H Y, HOSEN Y, YAGI K, *et al.* Soil Microbial Biomass and Activities in a Japanese Andisol as Affected by Controlled Release and Application Depth of Urea [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2005, 42(2): 89-96.
- [48] 孙克君, 毛小云, 卢其明, 等. 几种控释氮肥减少氨挥发的效果及影响因素研究 [J]. *应用生态学报*, 2004, 15(12): 2347-2350.
- [49] 王崇力, 韩桂琪, 徐卫红, 等. 专用缓释肥的土壤氨挥发特性及其对辣椒氮磷钾吸收利用的影响 [J]. *中国生态农业学报*, 2014, 22(2): 143-150.
- [50] LI Q, YANG A, WANG Z, *et al.* Effect of a New Urease Inhibitor on Ammonia Volatilization and Nitrogen Utilization in Wheat in North and Northwest China [J]. *Field Crops Research*, 2015, 175: 96-105.
- [51] WANG J, WAND D J, ZHANG G, *et al.* Effect of Wheat Straw Application on Ammonia Volatilization From Urea Applied to a Paddy Field [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2012, 94(1): 73-84.
- [52] DE RUIJTER F J, HUIJSMANS J F M, RUTGERS B. Ammonia Volatilization From Crop Residues and Frozen Green Manure Crops [J]. *Atmospheric Environment*, 2010, 44(28): 3362-3368.
- [53] 李宗新, 王庆成, 刘开昌, 等. 不同施肥模式下夏玉米田间土壤氨挥发规律 [J]. *生态学报*, 2009, 29(1): 307-314.
- [54] 周怀平, 关春林, 李红梅, 等. 旱地玉米秸秆还田秋施肥与土壤氨挥发 [C] // 第九届中国青年土壤科学工作者学术讨论会暨第四届中国青年植物营养与肥料科学工作者学术讨论会. 成都: 《西南农业学报》编辑部, 2004.
- [55] ROCHETTE P, CHANTIGNY M H, ANGERS D A, *et al.* Ammonia Volatilization and Soil Nitrogen Dynamics Following Fall Application of Pig Slurry on Canola Crop Residues [J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 2001, 81(4): 515-523.

- [56] 栾江, 仇焕广, 井月, 等. 我国化肥施用量持续增长的原因分解及趋势预测[J]. 自然资源学报, 2013, 28(11): 1869-1878.
- [57] 巨晓棠, 谷保静. 我国农田氮肥施用现状、问题及趋势[J]. 植物营养与肥料学报, 2014, 20(4): 783-795.
- [58] 张福锁, 陈新平, 陈清. 中国主要作物施肥指南[M]. 北京: 中国农业大学出版社, 2009: 27-48.
- [59] 国家环境保护总局, 南京环境科学研究所. 化肥使用环境安全技术导则(征求意见稿) 编制说明[R]. [出版地不详]: [出版者不详], 2008.
- [60] 盛婧, 孙国峰, 郑建初. 典型粪污处理模式下规模养猪场农牧结合规模配置研究 I: 固液分离-液体厌氧发酵模式[J]. 中国生态农业学报, 2015, 23(2): 199-206.
- [61] 曹兵, 李新慧, 张琳, 等. 冬小麦不同基肥施用方式对土壤氨挥发的影响[J]. 华北农学报, 2001, 16(2): 83-86.
- [62] LIN Z C, DAI Q G, YE S C, *et al.* Effects of Nitrogen Application Levels on Ammonia Volatilization and Nitrogen Utilization During Rice Growing Season[J]. *Rice Science*, 2012, 19(2): 125-134.
- [63] XU J Z, LIAO L X, TAN J Y, *et al.* Ammonia Volatilization in Gemiparous and Early Seedling Stages From Direct Seeding Rice Fields With Different Nitrogen Management Strategies: A Pots Experiment[J]. *Soil and Tillage Research*, 2013, 126: 169-176.
- [64] CAI G X, CHEN D L, DING H, *et al.* Nitrogen Losses From Fertilizers Applied to Maize, Wheat and Rice in the North China Plain[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, 63(2): 187-195.
- [65] 周元军. 畜禽粪便对环境的污染及治理对策[J]. 医学动物防制, 2003, 19(6): 350-354.
- [66] 王建彬, 田林春, 王倩倩, 等. 谈利用营养调控减少猪粪尿中氮、磷对环境的污染[J]. 猪业科学, 2009, 26(2): 62-64.
- [67] PHILIPPE F X, CABARAUX J F, NICKS B. Ammonia Emissions From Pig Houses: Influencing Factors and Mitigation Techniques[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2011, 141(3/4): 245-260.
- [68] LOW A G. 4-Role of Dietary Fibre in Pig Diets[M] // *Recent Advances in Animal Nutrition*. Oxford, UK: Butterworth-Heinemann, 1985: 87-112.
- [69] WEBB J, BROOMFIELD M, JONES S, *et al.* Ammonia and Odour Emissions From UK Pig Farms and Nitrogen Leaching From Outdoor Pig Production: A Review[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 470/471: 865-875.
- [70] O'SHEA C J, LYNCH B, LYNCH M B, *et al.* Ammonia Emissions and Dry Matter of Separated Pig Manure Fractions as Affected by Crude Protein Concentration and Sugar Beet Pulp Inclusion of Finishing Pig Diets[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2009, 131(3/4): 154-160.
- [71] PHILIPPE F X, REMIENNE V, DOURMAD J Y, *et al.* Food Fibers in Gestating Sows: Effects on Nutrition, Behaviour, Performances and Waste in the Environment[J]. *INRA Productions Animales*, 2008, 21(3): 277-290.
- [72] LEEK A B G, CALLAN J J, REILLY P, *et al.* Apparent Component Digestibility and Manure Ammonia Emission in Finishing Pigs Fed Diets Based on Barley, Maize or Wheat Prepared Without or With Exogenous Non-Starch Polysaccharide Enzymes[J]. *Animal Feed Science and Technology*, 2007, 135(1/2): 86-99.
- [73] GARRY B P, FOGARTY M, CURRAN T P, *et al.* The Effect of Cereal Type and Enzyme Addition on Pig Performance, Intestinal Microflora, and Ammonia and Odour Emissions[J]. *Animal*, 2007, 1(5): 751-757.
- [74] VELTHOF G L, NELEMANS J A, OENEMA O, *et al.* Gaseous Nitrogen and Carbon Losses From Pig Manure Derived From Different Diets[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2005, 34(2): 698-706.
- [75] TIWARI J, BARRINGTON S, ZHAO X. Effect on Manure Characteristics of Supplementing Grower Hog Ration With Clinoptilolite[J]. *Microporous and Mesoporous Materials*, 2009, 118(1/2/3): 93-99.
- [76] WANG Y, CHO J H, CHEN Y J, *et al.* The Effect of Probiotic Bio-Plus 2B<sup>®</sup> on Growth Performance, Dry Matter and Nitrogen Digestibility and Slurry Noxious Gas Emission in Growing Pigs[J]. *Livestock Science*, 2009, 120(1/2): 35-42.
- [77] 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.
- [78] CORTUS E L, LEMAY S P, BARBER E M, *et al.* A Dynamic Model of Ammonia Emission From Urine Puddles[J]. *Biosystems Engineering*, 2008, 99(3): 390-402.
- [79] 朱科峰, 曹静, 梁万杰, 等. 物联网猪舍氨气浓度与环境数据的关系研究[J]. 江苏农业科学, 2015(12): 462-464.
- [80] GRANIER R, GUINGAND N, MASSABIE P. Influence of Hygrometry, Temperature and Air Flow Rate on the Evolution of Ammonia Levels[J]. *Journ e de la Recherche Porcine*, 1996, 28(12): 209-216.
- [81] BLANES-VIDAL V, HANSEN M N, PEDERSEN S, *et al.* Emissions of Ammonia, Methane and Nitrous Oxide From Pig Houses and Slurry: Effects of Rooting Material, Animal Activity and Ventilation Flow[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2008, 124(3/4): 237-244.
- [82] YE Z, ZHANG G, SEO I H, *et al.* Airflow Characteristics at the Surface of Manure in a Storage Pit Affected by Ventilation Rate, Floor Slat Opening, and Headspace Height[J]. *Biosystems Engineering*, 2009, 104(1): 97-105.
- [83] JEPSSON K H. Diurnal Variation in Ammonia, Carbon Dioxide and Water Vapour Emission From an Uninsulated, Deep Litter Building for Growing/Finishing Pigs[J]. *Biosystems Engineering*, 2002, 81(2): 213-223.
- [84] AARNINK A J A, WAGEMANS M J M. Ammonia Volatilization and Dust Concentration as Affected by Ventilation Systems in Houses for Fattening Pigs[J]. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 1997, 40(4): 1161-1170.
- [85] YASUDA T, KURODA K, FUKUMOTO Y, *et al.* Evaluation of Full-Scale Biofilter With Rockwool Mixture Treating Ammonia Gas From Livestock Manure Composting[J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(4): 1568-1572.
- [86] PHILIPPE F X, CABARAUX J F, NICKS B. Ammonia Emissions From Pig Houses: Influencing Factors and Mitigation Techniques[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2011, 141(3/4): 245-260.

- [87] AARNINK A J A, VAN DEN BERG A J, KEEN A, *et al.* Effect of Slatted Floor Area on Ammonia Emission and on the Excretory and Lying Behaviour of Growing Pigs[J]. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 1996, 64(4): 299-310.
- [88] HARTUNG J, PHILLIPS V R. Control of Gaseous Emissions From Livestock Buildings and Manure Stores[J]. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 1994, 57(3): 173-189.
- [89] KIM K Y, KO H J, KIM H T, *et al.* Quantification of Ammonia and Hydrogen Sulfide Emitted From Pig Buildings in Korea[J]. *Journal of Environmental Management*, 2008, 88(2): 195-202.
- [90] PARAMASIVAM S, JAYARAMAN K, WILSON T C, *et al.* Ammonia Volatilization Loss From Surface Applied Livestock Manure[J]. *Journal of Environmental Science and Health Part B*, 2009, 44(3): 317-324.
- [91] HUIJSMANS J F M, HOL J M G, HENDRIKS M M W B. Effect of Application Technique, Manure Characteristics, Weather and Field Conditions on Ammonia Volatilization From Manure Applied to Grassland[J]. *NJAS: Wageningen Journal of Life Sciences*, 2001, 49(4): 323-342.
- [92] VANDER ZAAG A, AMON B, BITTMAN S, *et al.* Ammonia Abatement With Manure Storage and Processing Techniques[M]//REIS S, HOWARD C, SUTTON A M. *Costs of Ammonia Abatement and the Climate Co-Benefits*. Dordrecht, Netherlands: Springer, 2015: 75-112.
- [93] STEVENS R J, LAUGHLIN R J, FROST J P. Effects of Separation, Dilution, Washing and Acidification on Ammonia Volatilization From Surface-Applied Cattle Slurry[J]. *The Journal of Agricultural Science*, 1992, 119(3): 383-389.
- [94] WEBB J, MENZI H, PAIN B F, *et al.* Managing Ammonia Emissions From Livestock Production in Europe[J]. *Environmental Pollution*, 2005, 135(3): 399-406.
- [95] FANGUEIRO D, HJORTH M, GIOELLI F. Acidification of Animal Slurry: A Review[J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, 149: 46-56.
- [96] PAIN B F, MISSELBROOK T H, REES Y J. Effects of Nitrification Inhibitor and Acid Addition to Cattle Slurry on Nitrogen Losses and Herbage Yields[J]. *Grass and Forage Science*, 1994, 49(2): 209-215.
- [97] PARK S H, LEE B R, KIM T H. Effects of Cattle Manure and Swine Slurry Acidification on Ammonia Emission as Estimated by an Acid Trap System[J]. *Journal of the Korean Society of Grassland and Forage Science*, 2015, 35(3): 212-216.
- [98] SMITH K A, JACKSON D R, MISSELBROOK T H, *et al.* PA—Precision Agriculture: Reduction of Ammonia Emission by Slurry Application Techniques[J]. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 2000, 77(3): 277-287.
- [99] GUTSER R, EBERTSEDER T, WEBER A, *et al.* Short-Term and Residual Availability of Nitrogen After Long-Term Application of Organic Fertilizers on Arable Land[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2005, 168(4): 439-446.
- [100] VAN DER STELT B, TEMMINGHOFF E J M, VAN VLIET P C J, *et al.* Volatilization of Ammonia From Manure as Affected by Manure Additives, Temperature and Mixing[J]. *Bioresource Technology*, 2007, 98(18): 3449-3455.
- [101] WEBB J, PAIN B, BITTMAN S, *et al.* The Impacts of Manure Application Methods on Emissions of Ammonia, Nitrous Oxide and on Crop Response: A Review[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2010, 137(1/2): 39-46.
- [102] KRISTENSEN H H, WATHES C M. Ammonia and Poultry Welfare: A Review[J]. *World's Poultry Science Journal*, 2000, 56(3): 235-245.

作者简介: 王文林(1981—),男,江苏南京人,副研究员,博士,主要研究方向为流域面源污染控制。E-mail: wangwenlin\_jjl@126.com

(责任编辑:李祥敏)