

张 双,张增杰,王军玲,等. 畜禽养殖业氨排放清单编制技术[J]. 江苏农业科学,2014,42(9):361-364.

# 畜禽养殖业氨排放清单编制技术

张 双,张增杰,王军玲,王阿婧

(北京市环境保护科学研究院,北京 100037)

**摘要:**氨在环境中起着重要的作用,而畜禽养殖作为人为源氨排放的重要来源备受关注。欧盟和美国均较早开展了对氨排放的管理和控制,制定了相应的清单编制技术文件。主要介绍了畜禽养殖业的氨排放来源,欧盟和美国畜禽养殖业氨排放清单的编制方法及不同畜禽种类的氨排放因子,并对我国开展畜禽养殖业氨排放清单研究提出了建议。

**关键词:**畜禽养殖;氨;排放清单;排放因子

**中图分类号:** X511;X713 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2014)09-0361-04

氨( $\text{NH}_3$ )是大气中重要的碱性气体,在大气化学和气溶胶形成过程中起着重要的作用,对酸沉降、能见度、水体富营养化等都有直接或间接的影响<sup>[1]</sup>。特别是与近来公众普遍关注的  $\text{PM}_{2.5}$  问题相关,氨与二氧化硫、氮氧化物等是形成细颗粒物的重要前体物,其相互反应形成的二次粒子硫酸盐和硝酸盐是大气  $\text{PM}_{2.5}$  的重要组成部分<sup>[2-3]</sup>。国内外相关学者对不同空间尺度的大气氨排放清单进行了研究,结果表明、畜禽养殖是氨主要的排放源。如欧洲农业源氨排放量占总排放量的 93.7%,其中 80%~90% 来自于畜禽养殖<sup>[4-5]</sup>;美国牲畜家禽的氨排放量占总排量的 56%<sup>[6]</sup>;日本畜禽氨排放量占人为源的 64.3%<sup>[7]</sup>;我国畜禽养殖氨排放量占人为源的 40.79%<sup>[8]</sup>。针对氨在环境中的重要作用,以及畜禽养殖是人为源氨排放的重要贡献者,有必要对畜禽养殖氨排放水平进行全面的了解,以便采取有效控制措施。本文主要介绍了欧盟和美国对畜禽养殖业氨排放清单的编制方法,旨在为我国开展畜禽养殖业氨排放清单研究提供参考。

## 1 畜禽养殖业氨排放来源

畜禽养殖业排放的  $\text{NH}_3$  来自于牲畜排泄的 N。通常哺乳动物排泄的超过 50% 的 N 是在尿液中,且 65%~85% 的尿-N 以尿素和其他可矿化化合物的形式存在<sup>[9-10]</sup>。尿素在尿酶的作用下迅速水解成碳酸铵 $[(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3]$ 和铵根离子 $(\text{NH}_4^+)$ ,他们是  $\text{NH}_3$  的主要来源。铵态氮 $(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 和易分解成  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的化合物(包括尿酸),被称为总氨氮(TAN)<sup>[5]</sup>,即具有潜在  $\text{NH}_3$  排放能力的源。而哺乳动物固态粪便中的大多数 N 不容易降解,仅小部分 N 是以尿素或  $\text{NH}_4^+$  的形式存在<sup>[11-12]</sup>,与尿液相比  $\text{NH}_3$  排放量较少。家禽仅产生固态粪便,其中主要成分是尿酸和其他不稳定的化合物,在水解为尿素后可被分解为  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ <sup>[13]</sup>。

畜禽排泄物只要暴露在大气中,就会有  $\text{NH}_3$  的排放。 $\text{NH}_3$  排放环节主要为畜舍、粪便的存储处理、粪肥土地利用及放牧等,其中畜舍和粪肥土地利用是氨排放的重要环节,一般各占到畜禽总排放量的 30%~40%,放牧期间排放量很

少,因牲畜排泄尿液中的 TAN 会迅速被土壤吸收<sup>[5]</sup>。同时牲畜管理模式及气候差异等对  $\text{NH}_3$  的排放也有显著影响。

## 2 欧盟畜禽养殖业氨排放量估算方法

欧盟《EMEP/EEA2013 年空气污染物排放清单编制指南》<sup>[5]</sup>中对污染物排放量的估算有 3 种方法:(1)默认方法,直接用估算行业的活动水平数据×对应污染物的排放因子;(2)基于具体技术的方法,当对估算行业有较为详细的数据资料时使用该方法;(3)排放建模和使用设施数据的方法:该方法的计算结果比“方法 2”更准确,包括使用基于本地测量的排放因子、更详细的活动数据和排放因子或过程模型。

根据排放源的重要性以及数据资料的详细程度选择估算方法,尽可能对某行业的污染物排放量作出准确的估算。其中,第 3 种方法没有严格的要求,只要能够证明比“方法 2”的估算结果更准确就可以,可能使用“方法 2”中的计算步骤,但使用具体地区的排放因子或包含对减排措施的考虑等,结合实际情况进行使用。

### 2.1 默认方法

畜禽氨排放量( $\text{kg}/\text{年}$ ) = 畜禽年平均数量 × 默认的氨排放因子。默认的氨排放因子是使用基于具体技术的方法并采用相应的默认参数计算得出的,结果见表 1。

表 1 默认的畜禽养殖氨( $\text{NH}_3$ )排放因子

畜禽类别	粪便处理方式	排放因子 [ $\text{kg}/(\text{头} \cdot \text{年})$ ]
奶牛	水冲粪	39.30
	干清粪	28.70
其他牛(小牛、肉牛、哺乳母牛)	水冲粪	13.40
	干清粪	9.20
育肥猪	水冲粪	6.70
	干清粪	6.50
母猪	水冲粪	15.80
	干清粪	18.20
绵羊(山羊)	散养	7.30
	干清粪	1.40
马(骡、驴)	干清粪	14.80
	干清粪	0.48
蛋鸡	水冲粪	0.48
	干清粪	0.22
肉鸡	干清粪	0.68
鸭	干清粪	0.68
鹅	干清粪	0.35

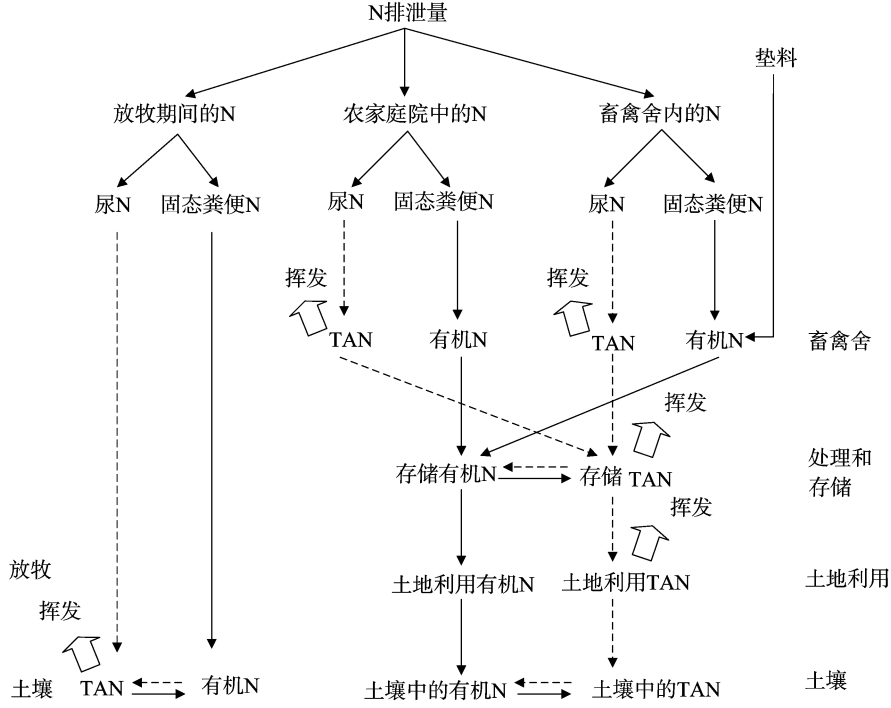
收稿日期:2013-11-26

作者简介:张 双(1985—),女,硕士,助理研究员,主要研究方向为环境规划与大气污染控制。E-mail:zhangshuang2015@163.com。

畜禽年平均数量是指存在的具体类别的畜禽全年的平均数量。若某种畜禽数量全年不发生变化,则调查的某 1 d 的数量即代表了该畜禽年平均数量。反之,则需调查畜禽舍的年平均容量及空栏时间。畜禽舍一段时间空栏一般是因为某些畜禽为季节性生产或准备饲养下一批畜禽而对畜禽舍进行清理。对于存在空栏现象的畜禽活动水平数据计算公式为: 畜禽年平均数量 = 畜禽舍年平均容量 × (1 - 空栏时间/365)。式中:空栏时间(d) = 年平均生产周期(个/年) × 生产周期之间的间隔时间(d)。

2.2 基于具体技术的方法

该方法是基于贯穿粪便管理系统的氮物质流的方法(图 1)<sup>[8]</sup>,氨排放因子采用各环节挥发的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  占进入该环节 TAN 的比例来表征(表 2)。首先根据每种畜禽的年平均数量计算 N 年排泄量,并根据每年在畜禽舍、农家庭院(农场建筑物附近的区域)和放牧上所处时间比例及动物的习性,分别计算其在畜禽舍、农家庭院和放牧过程中的 N 年排泄量,再进一步计算出各部分 TAN 的量,之后根据水冲粪和干清粪粪便处理方式使用情况及各环节的氨排放因子,分别计算动物在畜禽舍、农家庭院、存储、粪肥施用及放牧过程中的氨排放量,最后合计得到年排放总量。



虚线表示 TAN 流向; 实线表示有机 N 流向, 粗箭头表示氨的挥发。

图1 畜禽养殖系统的 N 物质流

表 2 基于具体技术的氨排放因子

畜禽类别	氮排泄量 [kg/(头·年)]	占 TAN 的比例	粪便处 理方式	排放因子(占 TAN 的比例)				
				畜舍	庭院	储存	施用	放牧/散养
奶牛	105.00	0.6	水冲粪	0.20	0.30 <sup>a</sup>	0.20	0.55	0.10
			干清粪	0.19	0.30 <sup>a</sup>	0.27	0.79	0.10
其他牛	41.00	0.6	水冲粪	0.2	0.53 <sup>a</sup>	0.20	0.55	0.06
			干清粪	0.19	0.53 <sup>a</sup>	0.27	0.79	0.06
育肥猪(8~110 kg)	12.10	0.7	水冲粪	0.28	0.53 <sup>a</sup>	0.14	0.40	
			干清粪	0.27	0.53 <sup>a</sup>	0.45	0.81	
母猪	34.50	0.7	水冲粪	0.22	NA	0.14	0.29	
			干清粪	0.25	NA	0.45	0.81	
			散养	NA	NA	NA	NA	0.25 <sup>a</sup>
绵羊(山羊)	15.50	0.5	干清粪	0.22	0.75 <sup>a</sup>	0.28	0.90	0.09
马(骡、驴)	47.50	0.6	干清粪	0.22	NA	0.35	0.90 <sup>b</sup>	0.35 <sup>a</sup>
蛋鸡	0.77	0.7	干清粪	0.41	NA	0.14	0.69	
			水冲粪	0.41	NA	0.14	0.69	
肉鸡	0.36	0.7	干清粪	0.28	NA	0.17	0.66	
鸭	1.26	0.7	干清粪	0.24	NA	0.24	0.54	
鹅	0.55 <sup>b</sup>	0.7	干清粪	0.57	NA	0.16	0.45	

注:NA 表示不适用。a. 摘自英国国家氨减排措施评价系统模型(NARSES);b. 摘自德国农业排放清单模型(GAS-EM)。

来自农家庭院的氨排放使整个计算过程变得较为复杂,在大多数情况下,畜禽每天仅在庭院中呆几个小时,其余时间均在畜禽舍或放牧期间。畜禽在畜禽舍、农家庭院和放牧上所处时间的比例之和为 1。畜禽活动水平数据应从相关的农业统计和农业生产活动调查中获得,最重要的是估计反刍动物放牧的时间,粪便储存的长短、储存类型和使用的处理方式,及粪肥的土地利用方式。

3 美国畜禽养殖业氨排放量估算方法

目前,美国排放因子 AP-42 中没有具体给出畜禽养殖的氨排放因子,建议参考使用 2004 年美国环保局编制的《畜牧业氨排放清单草案》<sup>[14]</sup> 中的估算方法,估算方法类似于欧盟《EMEP/EEA2013 年空气污染物排放清单指南》中的基于具体技术的估算方法。首先调查出不同养殖方式和粪便管理方式下各畜禽种类的年平均数目,并结合给出的氮排泄率计算出相对应的氮排泄总量;再依据针对不同畜禽粪便管理系统的各环节给出的氨排放因子(表 3),及进入该环节的 N 含量,计算得到本环节的氨排放量,最后汇总各环节的计算结果得到氨排放总量。该草案中的氨排放因子是对已有的研究结果进行加权平均得到,根据排放源的类型及已有研究结果将氨排放因子分为 NH<sub>3</sub> 排放量[kg/(年·头)]和 N 的损失百分比 2 种表征形式。

以猪为例说明给出的氨排放因子。养殖方式和猪粪便管理方式有具有氧化塘的畜舍系统、具有深坑的畜舍系统和限制在一定区域的户外散养 3 种方式(图 2、图 3、图 4),各系统的组成环节分别为猪舍(冲刷)、补给坑或拉塞坑、固体分离器、固体粪便存储、氧化塘、土地利用;猪舍、土地利用;户外散养。在已有研究结果的基础上,分析给出各系统不同环节的氨排放因子见表 3。

4 结语

畜禽养殖氨排放来自于畜禽粪污,我国是畜禽养殖大国,2009 年全国畜禽粪便排放量达 33 亿 t(鲜重)<sup>[15]</sup>。当前我国大气污染形势严峻,国务院于 2013 年 9 月公布的《大气污染防治行动计划》中明确提出了对 PM<sub>10</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 的控制,作为形成二次粒子重要前体物的氨将逐步成为重点控制对象,畜禽养殖业也将成为重点开展氨排放控制的行业,而建立准确的畜禽养殖业氨排放清单是有效开展该工作的基础。建议我国从以下 2 个方面开展清单编制工作:

4.1 调查畜禽养殖业活动水平数据

掌握当地详细、准确的畜禽养殖业活动水平数据是建立氨排放源清单的基础工作。应通过收集资料和现场调研等掌握当地的畜禽养殖种类、养殖规模、养殖方式、粪便排放量、粪便存储和处理方式、粪肥施用方式等信息,并在此基础上分析重点氨排放环节。

4.2 开展氨排放因子本地化研究

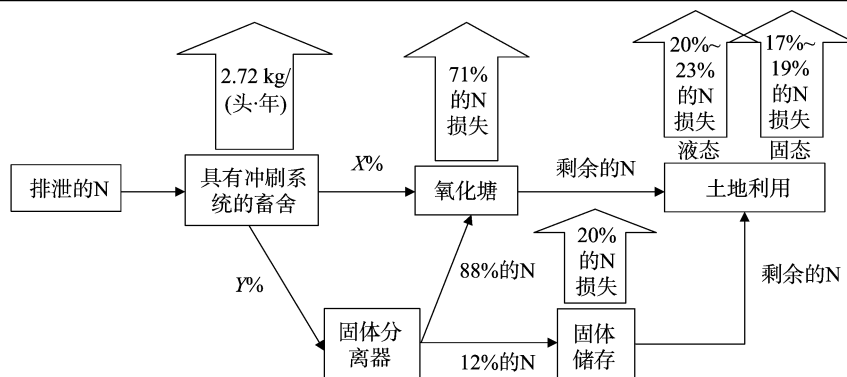
氨排放因子的准确性直接关系到氨排放量估算结果的准确度。目前,国内对氨排放清单研究中的排放因子多直接使用国外数据,每种畜禽种类直接对应一个总的排放因子,而畜禽氨排放因子与养殖方式、粪便存储和处理方式、环境气候等多种因素有关,使得估算结果不能准确反映我国实际氨排放

表 3 美国畜禽养殖氨(NH<sub>3</sub>)排放因子

牲畜类别	操作	氨排放因子	
		排放量 [kg/(头·年)]	N 损失百分比(%)
猪	具有氧化塘的畜舍	2.72	NA
	具有深坑的畜舍	3.31	NA
	限制在一定区域的户外散养	NA	16.6
	氧化塘	NA	71.0
	储存 <sup>a</sup>	NA	20.0
	液态粪便土地利用 <sup>b</sup> ( >2 000 头)	NA	20.0
	液态粪便土地利用( <2 000 头)	NA	23.0
	固态粪便土地利用( >2 000 头)	NA	19.0
	固态粪便土地利用( <2 000 头)	NA	17.0
	奶牛	NA	23.5
奶牛	冲洗粪便的畜棚	NA	23.5
	刮除粪便的畜棚	8.39	NA
	限制在一定区域的户外散养	NA	8.0
	育肥场	8.43	NA
	具有深坑的畜棚	NA	28.5
	氧化塘	NA	71.0
	储粪罐	NA	6.6
	储存	NA	20.0
	液态粪便土地利用( >200 头)	NA	20.0
	固态粪便土地利用( >200 头)	NA	17.0
家禽	液态粪便土地利用(100~200 头)	NA	22.0
	固态粪便土地利用(100~200 头)	NA	18.0
	液态粪便土地利用( <100 头)	NA	24.0
	固态粪便土地利用( <100 头)	NA	19.0
	干清粪蛋鸡舍	0.40	NA
	水冲粪蛋鸡舍	0.11	NA
	肉鸡舍	0.10	NA
	火鸡舍	0.51	NA
	限制在一定区域的户外散养	NA	8.0
	氧化塘	NA	71.0
肉牛和 小母牛	块状储存	NA	20.0
	蛋鸡舍水冲粪土地利用	NA	41.5
	蛋鸡舍干清粪土地利用	NA	7.0
	肉鸡粪便土地利用	NA	25.0
	火鸡粪便土地利用	NA	25.0
	育肥场	11.43	NA
	限制在一定区域的户外散养	NA	8.0
	储存	NA	20.0
	贮存池 <sup>c</sup>	NA	71.0
	液态粪便土地利用	NA	20.0
绵羊 山羊 马	固态粪便土地利用	NA	17.0
	所有类型	7.43	NA
	所有类型	14.10	NA
	所有类型	26.90	NA

注:NA 表示不适用。a. 针对固态粪便的处理方式;b. 粪肥土地利用方式分为 2 种,应用后立即混入土壤中和应用于土壤表面,土地利用的排放因子为根据 2 种方式使用的百分比进行加权平均得出;c. 育肥场中部分排泄的 N 因径流流失,假设这部分氮进入贮存池中。

情况,有必要开展氨排放因子本地化研究。可借鉴欧盟和美国等氨排放因子的研究方法,采用氮物质流模型,根据前期活动水平调查情况,选择典型养殖企业开展全年不同季节的监测,监测内容包括粪便中的氮含量及不同氨排放环节(畜禽



N损失百分比是基于该环节中的N含量; X%、Y% 随经营规模变化, 代表了使用每种系统的百分比

图2 具有氧化塘的猪舍系统

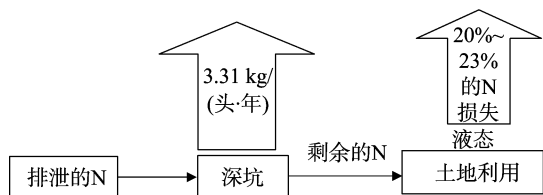


图3 具有深坑的猪舍系统

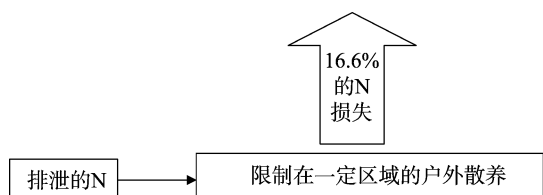


图4 户外散养猪

舍、粪便储存、粪便土地利用等)的氨排放情况,分析确定各环节的氮损失比例或单个动物氨排放量,得到该环节的氨排放因子。

#### 参考文献:

- [1] Zhang Y, Dore A J, Ma L, et al. Agricultural ammonia emissions inventory and spatial distribution in the North China Plain[J]. Environmental Pollution, 2010, 158: 490 - 501.
- [2] Pinder R W, Adams P J. Ammonia emission controls as a cost - effective strategy for reducing atmospheric particulate matter in the eastern United States[J]. Environmental Science & Technology, 2007, 41: 380 - 386.
- [3] 彭应登, 杨明珍, 申立贤. 北京氨源排放及其对二次粒子生成的影响[J]. 环境科学, 2000, 21: 101 - 103.
- [4] European Environment Agency (EEA). Ammonia (NH<sub>3</sub>) emissions (APE 003) - Assessment published Dec 2012[R/OL][2013 - 10 - 06]. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/eea-32-ammonia-nh3-emissions-1/assessment-2>.
- [5] EEA. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook—2013

[M]. Copenhagen: EEA, 2013.

- [6] USEPA. 2008 National Emissions Inventory, version 2 Technical Support Document[R]. Washington DC: EPA, 2012.
- [7] Kannaria A, Tonoakab Y, Baba T, et al. Development of multiple - species 1 km × 1 km resolution hourly basis emissions inventory for Japan[J]. Atmospheric Environment, 2007, 41: 3428 - 3439.
- [8] 董文煊, 邢佳, 王书肖. 1994—2006 年中国人源大气氨排放时空分布[J]. 环境科学, 2010, 31(7): 1457 - 1463.
- [9] Jarvis S C, Hatch D J, Roberts D H. The effects of grassland management on nitrogen losses from grazed swards through ammonia volatilization; the relationship to excretal N returns from cattle[J]. Journal of Agricultural Science, 1989, 112: 205 - 216.
- [10] Aarnink A J A, Cahn T T, Mroz Z. Reduction of ammonia volatilization by housing and feeding in fattening piggeries[C]//Voermans J A M, Montaney G J. Ammonia and odour emission from animal production facilities. The Netherlands: Vinkeloord, 1997: 283 - 291.
- [11] van Faassen H G, van Dijk H. Manure as a source of nitrogen and phosphorus in soils[C]//van der Meer H G, Unwin R J, van Dijk T A et al. Animal manure on grassland and fodder crops. fertiliser or waste? Developments in plant and soil science. The Hague: Martinus Nijhoff, 1987, 30: 27 - 45.
- [12] Ettalla T, Kreula M. Studies on the nitrogen compounds of the faeces of dairy cows fed urea as the sole or partial source of nitrogen[C]//Kreula M. Report on metabolism and milk production of cows on protein - free feed, with urea and ammonium salts as the sole source of nitrogen, and an urea - rich, low protein feed. Helsinki: Biochemical Research Institute, 1979: 309 - 321.
- [13] Groot Koerkamp P W G. Review on emissions of ammonia from housing systems for laying hens in relation to sources, processes, building design and manure handling[J]. Journal of Agricultural Engineering Research, 1994, 59: 73 - 87.
- [14] US EPA. National emission inventory - ammonia emissions from animal husbandry operations draft report[R]. Washington DC: EPA, 2004.
- [15] 张田, 卜美东, 耿维. 中国畜禽粪便污染现状及产沼气潜力[J]. 生态学杂志, 2012, 31(5): 1241 - 1249.