

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

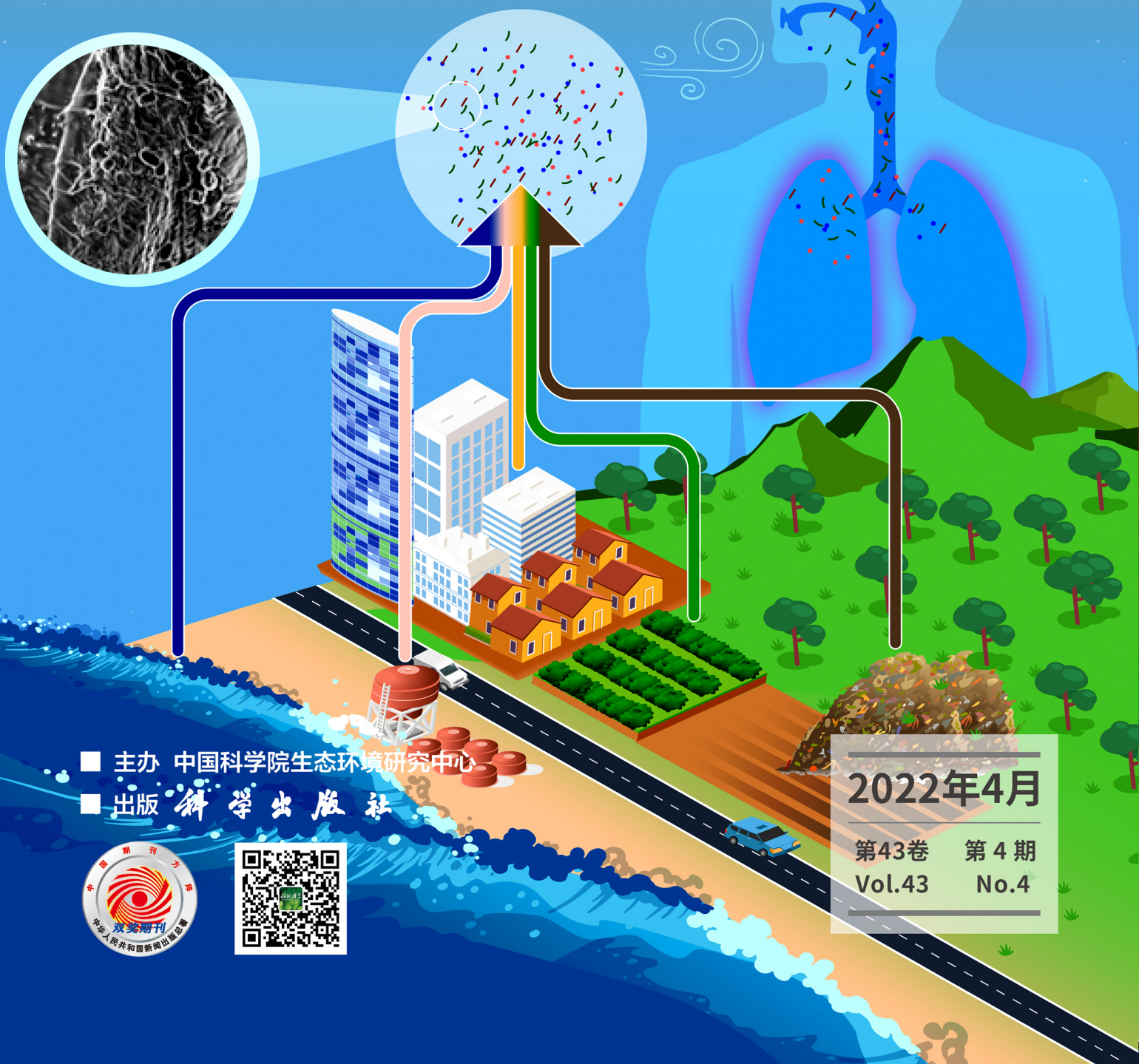
ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

HUANJING KEXUE

大连海岸带夏、秋季大气沉降(微)塑料的赋存特征及其表面生物膜特性

涂晨, 田媛, 刘颖, 张馨宁, 骆永明



■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社



2022年4月

第43卷 第4期
Vol.43 No.4

目次

2015~2019年河南省PM _{2.5} 时空特征与驱动因素分析	葛昱序, 刘岩, 杨洪, 郭恒亮 (1697)
郑州市大气PM _{2.5} 中重金属的污染特征、来源及健康风险评估: 基于高分辨数据	曲光辉, 孙俊苹, 王申博, 姜楠, 李利萍, 刘洋, 陈红阳, 马双良 (1706)
宁波市春节期间水溶性离子污染来源和特征分析	杨梦蓉, 潘勇, 黄仲文, 张晶晶, 黄显军, 何萌萌, 肖航 (1716)
上海城区PM _{2.5} 中有机组分及硝基芳香化合物分布特征	庄旻, 马英歌, 程玉璜, 周敏, 戴海夏, 黄成, 郁建珍, 朱书慧, 乔利平, 童张法 (1725)
南京北郊大气细粒子硝基苯酚类化合物污染特征与来源	陈美娟, 钱姿合, 顾陈娟, 张书萌, 刘智艺, 王新峰, 盖鑫磊 (1738)
春节与疫情管控期间珠三角VOCs的组成和来源变化	江明, 袁鸾, 温丽容, 张莹, 方洪波, 杨满芽, 李成柳 (1747)
重庆市主要工业源VOCs组分排放清单及其臭氧生成潜势	李陵, 李振亮, 方维凯, 王晓宸, 蒲茜, 汪凌韬, 袁睿, 张卫东, 翟崇治 (1756)
珠三角石化园区VOCs排放特征及影响评价	张雪驰, 沙青娥, 陆梦华, 王毓铮, 饶思杰, 明桂英, 李勤勤, 吴淑珠, 郑君瑜 (1766)
基于隧道测试的机动车VOCs排放特征及源解析	刘鑫会, 朱仁成, 金博强, 梅慧, 祖雷, 尹沙沙, 张瑞芹, 胡京南 (1777)
基于多通道分布式VOCs在线监测质谱系统精准识别企业污染源	韦啸, 张永杰, 王沛涛, 洪燕, 夏瑞, 高伟 (1788)
基于SOA和O ₃ 生成潜势的杭州市PM _{2.5} 和O ₃ 协同控制	林旭, 严仁婧, 金嘉佳, 许凯儿 (1799)
超低排放燃煤电厂中湿式电除尘器对可凝结颗粒物排放特性的影响	王鹏程, 袁畅, 梁胜文, 蒋鹭翔, 成海容, 许睿光, 虞晓晗, 王祖武 (1808)
西安市住宅室内空气污染物实测分析与叠加效应	王秀茹, 樊灏, 范洁, 沈振兴 (1814)
大连海岸带夏、秋季大气沉降(微)塑料的赋存特征及其表面生物膜特性	涂晨, 田媛, 刘颖, 张馨宁, 骆永明 (1821)
基于在线观测本地因子的长三角家禽养殖氨排放时空分布特征	高宗源, 徐昶, 倪远之, 沈根祥, 苗文亮, 王振旗, 付侃, 钱晓雍, 曹国民 (1829)
西宁市农牧源氨排放清单及其分布特征	杨益, 姬亚芹, 高玉宗, 林孜, 林宇, 马妍 (1844)
“三水”统筹视角下京津冀地区城市水生态环境保护策略分析	廖雅, 侯晓妹, 任晓红 (1853)
中国居民饮用水镉暴露非致癌风险的年龄分层权重	秦宁, 阿依博塔·吐尔逊别克, 刘运炜, 侯荣, 徐翔宇, 官家丞, 段小丽 (1863)
新疆博尔塔拉河流域平原区地表水与地下水水化学特征及转化关系	雷米, 周金龙, 张杰, 陈亚鹏, 滕杰, 吴彤, 徐东升, 孙英, 纪媛媛 (1873)
珠江源区小黄泥河流域地表水水化学组成特征及控制因素	涂春霖, 尹林虎, 和成忠, 寸得欣, 马一奇, 令狐昌卫 (1885)
河套灌区浅层地下水NO ₃ ⁻ -N时空变化及驱动因素	袁宏颖, 杨树青, 张万峰, 王波, 韩天凯, 丁雪华 (1898)
盐城地区地下水溶质来源及其成因分析	王建, 张华兵, 许君利, 李永山 (1908)
白洋淀不同水体氢氧同位素特征及其指示意义	王雨山, 尹德超, 祁晓凡, 徐蓉桢 (1920)
东部地区大型湖库有色可溶性有机物来源组成及潜在驱动因素	陈丽丽, 肖启涛, 俞晓琴, 陈慧敏, 周蕾, 周永强, 韩龙飞 (1930)
松花湖沉积物溶解性有机质荧光光谱特性	程云轩, 赵可, 张越, 张渝婷, 焦立新 (1941)
区域土地利用类型对水源水中溶解性有机物丰度和荧光组分的影响	高静, 蒲晓, 张玉虎, 程红光, 张瑞宁, 刘训良, 董雪, 许新瑶 (1950)
南北水调东线枢纽湖泊表层水体甲烷释放特征及潜在影响因素	朱俊羽, 彭凯, 李宇阳, 俞晓琴, 陈慧敏, 周蕾, 周永强, 丁艳青 (1958)
千岛湖水体中邻苯二甲酸酯(PAEs)的分布特征及健康风险评价	弥启欣, 国晓春, 卢少勇, 邓义祥, 卢洪斌, 李响, 刘晓贺, 陈金明 (1966)
蓝藻越冬期湖湾沉积物磷吸附特征和释放风险	靳郑海, 涂成琪, 王书航, 陈俊伊, 卢昶雨, 黄威 (1976)
基于植物多样性的北京市湿地生态质量评价	李果, 孙光, 赵梓伊, 刘冬梅, 肖能文, 赵志平, 罗遵兰 (1988)
小清河专项治理对莱州湾环境和浮游植物的影响	张晶晶, 王玉珏, 李凡, 刘珂, 王英, 于洋, 高彦洁, 肖晓彤, 吕振波 (1997)
不同曝气方式对人工湿地细菌多样性、代谢活性及功能的影响	王飞鹏, 黄亚玲, 张瑞瑞, 岳琛, 李飞翔, 张超月, 穆景利 (2007)
南宁市老城区降雨径流溯源及污染特征分析	岳桢桢, 李一平, 周玉璇, 郑可, 于珊, 伍彬 (2018)
老化作用对微塑料吸附铅的影响及其机制	王俊杰, 陈晓晨, 李权达, 金成俊, 黄艺佳, 范露健, 张剑宇, 刘宪华, 徐开钦 (2030)
碳化泡沫负载Co ₃ O ₄ 活化过硫酸盐降解罗丹明B	王渊源, 阎鑫, 艾涛, 李卓, 牛艳辉 (2039)
低总氮浓度下Fe ²⁺ 促进ANAMMOX生物膜反应器脱氮	郑旭文, 秦嘉富, 汪晓军, 陈浩川, 朱梓静, 陈振国 (2047)
污水管道增强通风作用下臭气气液传质特性	杨洲, 张志强, 杨静, 卢金锁 (2055)
长江经济带工业区土壤重金属污染特征与评价	张义, 周心功, 曾晓敏, 冯娇, 刘玉荣 (2062)
中国北方典型设施菜地土壤稀土元素分布特征及环境意义	王祖伟, 刘雅明, 王子璐, 苗钰婷 (2071)
贵州省典型铅锌矿区潜在有毒元素(PTEs)物源甄别、生态风险评价及控制因素	张富贵, 彭敏, 贺灵, 马宏宏 (2081)
地质高背景与污染叠加区不同土地利用方式下土壤重金属分布特征	王雪雯, 刘鸿雁, 顾小凤, 涂宇, 于恩江, 吴攀 (2094)
矿区周边农田土壤重金属分布特征及污染评价	王海洋, 韩玲, 谢丹妮, 胡慧娟, 刘志恒, 王祯 (2104)
农田-泥炭藓系统重金属富集特征与生态风险评价	朱迪, 张朝晖, 王智慧 (2115)
安顺市土壤pH空间变异及影响因素分析	陈清霞, 陆晓辉, 涂成龙 (2124)
方解石基组配钝化剂与低积累玉米协同修复效果	任超, 任或仲, 李竞天, 王浩, 朱利文, 肖建辉, 赵瑞, 杜倩倩 (2133)
伯克氏菌Y4对水稻幼苗损伤和镉吸收的影响	张雅荟, 刘月敏, 王常荣, 刘雅萍, 庞杰, 黄永春, 刘仲齐, 张长波 (2142)
我国长江中下游平原典型稻田含碳温室气体通量变化特性	刘硕, 甄晓杰, 刘钢, 冯兆忠 (2151)
地膜覆盖和生物炭添加对菜地N ₂ O排放的影响	胡剑, 江长胜, 陈鑫童, 熊艳芳, 郝庆菊 (2163)
氮肥运筹对稻田CH ₄ 和N ₂ O排放的影响	郑梅群, 刘娟, 姜培坤, 吴家森, 李永夫, 李松果 (2171)
松花江下游滨岸带典型植被根际土壤细菌群落结构与功能多样性	王露莹, 孙慧珍, 杨雪 (2182)
棉秆还田对咸水滴灌棉田土壤酶活性和细菌群落结构多样性的影响	周永学, 陈静, 李远, 侯振安, 阎伟 (2192)
pH对水稻土全程氨氧化细菌丰度和群落结构组成影响	马瑞, 赵永鹏, 王智慧, 蒋先军 (2204)
生物炭对紫色土坡耕地侵蚀性耕层土壤有机碳的影响	张健乐, 曾小英, 史东梅, 倪书辉, 夏蕊, 王荣浩 (2209)
有机肥替代化肥对旱地黄壤有机碳矿化及活性有机碳的影响	林仕芳, 王小利, 段建军, 皮义均, 郭琴波, 龙大勇, 徐彬, 杨宏伟 (2219)
九龙江河口潮滩湿地土壤有机碳储量、活性组分及稳定性沿淹水梯度的分布特征	黄小清, 全川, 罗敏, 杨洋, 谭凤凤, 潘哲妍, 刘娜, 陈欣, 黄佳芳 (2226)
碳中和战略下煤矿区生态碳汇体系构建及功能提升展望	刘祥宏, 阎永军, 刘伟, 黄占斌 (2237)
《环境科学》征订启事(1929)	《环境科学》征稿简则(1975)
信息(1996, 2029, 2080)	

基于在线观测本地因子的长三角家禽养殖氨排放时空分布特征

高宗源^{1,2}, 徐昶^{2*}, 倪远之², 沈根祥^{1,2}, 苗文亮², 王振旗², 付侃², 钱晓雍², 曹国民^{1*}

(1. 华东理工大学资源与环境工程学院, 上海 200237; 2. 上海市环境科学研究院, 国家环境保护新型污染物环境健康影响评价重点实验室, 国家环境保护城市大气复合污染成因与防治重点实验室, 上海 200233)

摘要: 为获取长三角地区家禽养殖氨排放因子和时空分布特征, 通过在线高分辨率监测系统对典型规模化蛋鸡养殖场棚舍养殖和粪便堆肥环节的氨浓度进行连续监测, 获取不同季节、不同生长阶段的氨浓度和排放因子, 并建立基于本地化排放因子的长三角家禽养殖氨排放清单。结果表明, 棚舍养殖和粪便堆肥环节春夏秋冬 4 个季节 $\rho(\text{NH}_3)$ 日均值分别为: (1.85 ± 0.38) 、 (4.58 ± 0.33) 、 (3.87 ± 0.12) 、 $(2.83 \pm 0.47) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 (2.04 ± 0.50) 、 (4.04 ± 1.04) 、 (2.51 ± 0.67) 、 $(1.55 \pm 0.16) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, 氨浓度呈显著的日小时变化趋势, 养殖棚舍春夏秋冬小时 $\rho(\text{NH}_3)$ 最大值出现在中午 13:00 ~ 14:00, 最小值出现在凌晨 01:00 ~ 03:00, 粪便堆肥环节夏秋季节的小时 $\rho(\text{NH}_3)$ 最大值出现在 16:00 ~ 19:00, 春冬季的日小时变化过程则不明显; 氨日小时浓度变化主要受日温度变化、畜禽活动和清粪管理等因素影响。蛋鸡不同生长阶段的氨浓度呈显著差异, 青年鸡、产蛋鸡和预淘汰鸡的 $\rho(\text{NH}_3)$ 分别为 (1.85 ± 0.38) 、 $(2.83 \pm 0.47) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $(1.61 \pm 0.32) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, 产蛋鸡的氨浓度分别达到了青年鸡和预淘汰鸡的 1.53 倍和 1.65 倍。棚舍养殖和粪便堆肥环节春夏秋冬 4 个季节的氨排放系数分别为: (0.13 ± 0.02) 、 (0.54 ± 0.01) 、 (0.39 ± 0.01) 、 $(0.17 \pm 0.01) \text{ g} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$ 和 (0.07 ± 0.01) 、 (0.17 ± 0.02) 、 (0.08 ± 0.01) 、 $(0.04 \pm 0.01) \text{ g} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$, 全年氨排放系数则分别达到了 $(0.11 \pm 0.06) \text{ kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$ 和 $(0.03 \pm 0.02) \text{ kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$ 。结果发现, 环境温度、通风模式、鸡舍类型和清粪频率是影响家禽养殖氨排放的主要影响因素, 其导致氨排放系数的差异范围分别达到了 $\pm 122\%$ 、 $\pm 79\%$ 、 $\pm 74\%$ 和 $\pm 56\%$, 如采用经验系数建立氨排放清单, 结果可能存在较大的不确定性。综合在线监测、模型模拟和文献分析结果表明, 长三角地区家禽养殖的氨排放系数为 $(0.16 \pm 0.08) \text{ kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$, 2019 年氨排放总量为 $(108.81 \pm 54.41) \text{ kt}$, 北部地区氨排放量和氨排放强度显著高于南部地区, 夏季氨排放量和排放强度显著高于春冬季节, 达到了后者的 3.38 ~ 3.56 倍。

关键词: 长三角; 规模化鸡场; 生长阶段; 氨排放; 排放因子; 排放清单; 时空分布; 在线观测

中图分类号: X511 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2022)04-1829-15 DOI: 10.13227/j.hjxx.202107126

Spatiotemporal Distribution of Ammonia Emissions from Poultry Farming in the Yangtze River Delta Based on Online Monitoring Derived Local Emission Factors

GAO Zong-yuan^{1,2}, XU Chang^{2*}, NI Yuan-zhi², SHEN Gen-xiang^{1,2}, MIAO Wen-liang², WANG Zhen-qi², FU Kan², QIAN Xiao-yong², CAO Guo-min^{1*}

(1. School of Resources and Environmental Engineering, East China University of Science and Technology, Shanghai 200237, China; 2. State Environmental Protection Key Laboratory of Environmental Health Impact Assessment of Emerging Contaminants, State Environmental Protection Key Laboratory of Formation and Prevention of Urban Air Pollution Complex, Shanghai Academy of Environmental Sciences, Shanghai 200233, China)

Abstract: In order to obtain the ammonia emission level and space-time distribution characteristics of the poultry production industry in the Yangtze River Delta, an online high-resolution monitoring system was used to continuously monitor the atmospheric ammonia concentration in the breeding house and compost shed in a typical large-scale layer farm. By obtaining the ammonia emission level and emission factor during each growth stage, we established the localized ammonia emission inventory for the poultry production industry in the Yangtze River Delta. The results showed that the average daily $\rho(\text{NH}_3)$ in the breeding house and compost shed for spring, summer, autumn, and winter were (1.85 ± 0.38) , (4.58 ± 0.33) , (3.87 ± 0.12) , and $(2.83 \pm 0.47) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ and (2.04 ± 0.50) , (4.04 ± 1.04) , (2.51 ± 0.67) , and $(1.55 \pm 0.16) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ respectively. Ammonia emissions showed a significant daily hourly change trend. The highest hourly ammonia concentration in the layer house appeared from 13:00-14:00 in the afternoon, and the minimum appeared from 01:00-03:00 in the morning. The highest hourly ammonia concentration in the compost shed occurred between 16:00-19:00 in summer and autumn, whereas the diurnal changes in spring and winter were not significant. Hourly changes in ammonia emissions during the day were mainly affected by daily temperature, poultry activities, and manure management. Ammonia concentrations at different growth stages of laying hens showed significant differences. $\rho(\text{NH}_3)$ from young chickens, laying hens, and pre-eliminated chickens were (1.85 ± 0.38) , (2.83 ± 0.47) , and $(1.61 \pm 0.32) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, respectively. The ammonia emission rate from laying hens reached 1.53 times and 1.65 times that of young chickens and pre-eliminated chickens, respectively. Metabolism levels and feed intake at different growth stages were the main reasons for the differences in ammonia emissions. Ammonia emission factors for the layer house and compost shed in spring, summer, autumn, and winter

收稿日期: 2021-07-16; 修订日期: 2021-09-09

基金项目: 国家重点研发计划项目(2018YFC0213303); 上海市科技兴农项目(沪农科创字(2019)第 3-1 号); 上海市科技创新行动计划项目(19DZ1205008)

作者简介: 高宗源(1995 ~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为农业大气污染控制, E-mail: gaozongyuan@163.com

* 通信作者, E-mail: xuc@saes.sh.cn; gmcao@ecust.edu.cn

were (0.13 ± 0.02) , (0.54 ± 0.01) , (0.39 ± 0.01) , and (0.17 ± 0.01) $\text{g} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$ and (0.07 ± 0.01) , (0.17 ± 0.02) , (0.08 ± 0.01) , and (0.04 ± 0.01) $\text{g} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$, respectively. Annual ammonia emission factors reached (0.11 ± 0.06) $\text{kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$ and (0.03 ± 0.02) $\text{kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$, respectively. Our results suggest that ambient temperature, ventilation mode, chicken house type, and manure removal frequency were the main influencing factors of ammonia emissions from poultry production. The uncertainty ranges of the ammonia emission coefficients reached $\pm 122\%$, $\pm 79\%$, and $\pm 74\%$, and $\pm 56\%$, respectively. Great uncertainties were generated when empirical emission factors were used for emission inventory establishment. Based on the results of online monitoring, model simulation, and literature analysis, we established an ammonia emission inventory for the poultry production industry within the Yangtze River Delta region by adopting the emission factors of (0.16 ± 0.08) $\text{kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$. In 2019, the total ammonia emission from poultry production was (108.81 ± 54.41) kt. In terms of spatial distribution, ammonia emission intensities in the northern regions were significantly higher than those in the southern parts. The ammonia emission intensities during summer were 3.38-3.56 times higher than those in spring and winter.

Key words: Yangtze River Delta; scale chicken farm; growth stage; ammonia emission; emission factor; emission inventory; space-time distribution; online monitoring

氨(NH_3)是大气中主要的碱性气体,是形成二次粒子和 $\text{PM}_{2.5}$ 的重要前体物^[1~3].排放到环境中的 NH_3 会导致水体富营养化、土壤酸化甚至全球变暖等一系列环境问题^[4,5].有研究显示,畜禽养殖业是大气中 NH_3 的主要来源之一^[6~9],在我国长三角地区,畜禽养殖业 NH_3 排放量占 NH_3 排放总量的48%以上,生猪、家禽和奶牛 NH_3 排放量分别占畜禽养殖 NH_3 排放总量的41%~60%、15%~36.8%和3%~3.5%^[10~12].畜禽养殖过程排放的大量 NH_3 不但影响环境空气质量,还会降低动物的生长速率^[13]和产蛋量^[14,15],并对眼睛和皮肤产生刺激作用^[16],成为影响人畜健康的重要因素.我国是畜禽生产大国,猪和蛋禽的存栏量均位居全球第一,分别占世界总量的46%^[17]和40%^[18,19]左右.近年来随着市场需求的日益增长,畜禽养殖业的集约化和规模化程度不断提高,畜禽养殖过程造成的大量 NH_3 排放等大气污染问题愈发引起各界的关注.

欧美国家较早就开展了关于畜禽养殖 NH_3 排放特征的研究^[20],Koerkamp等^[21]的研究发现,欧洲北部地区的牛舍、猪舍和蛋鸡舍中的 NH_3 排放系数范围分别为315~1798、649~3751 $\text{mg} \cdot (500 \text{ kg} \cdot \text{h})^{-1}$ 和602~10892 $\text{mg} \cdot (500 \text{ kg} \cdot \text{h})^{-1}$.Ni等^[22]的研究对美国中部印第安纳州两个蛋鸡舍进行为期2 a的监测,发现鸡舍中 NH_3 排放系数分别为 (0.282 ± 0.145) $\text{g} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$ 和 (0.277 ± 0.165) $\text{g} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$.相对而言,国内对畜禽养殖业 NH_3 排放的研究主要集中在猪和牛等大型家畜^[23,24],针对家禽类 NH_3 排放特征的研究总体较少.王悦等^[25]的研究对北京某规模化蛋鸡舍冬季 NH_3 排放特征开展监测,发现 NH_3 排放系数为 (32.2 ± 12.5) $\text{mg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$;王佳艺等^[26]的研究对江西某规模化蛋鸡舍进行了为期1 a的监测,发现 NH_3 浓度具有明显的季节变化特征,平均 NH_3 排放量为0.372 $\text{g} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$;陈峰等^[27]的研究对昆明某鸡舍6~7月间的 NH_3 浓度与温湿度的相关性进行分析,发现鸡舍中部 NH_3 浓度和温度呈正相关,和湿度呈负相关.但总体而言,目前国

内针对蛋鸡等家禽养殖 NH_3 排放特征的研究仍然较少,且存在以下几个方面的问题:一是大多研究局限于某一个环节或某一个季节的 NH_3 排放特征,缺乏针对不同养殖环节、生长阶段和季节变化的系统性研究;二是采取的监测手段相对落后,大多采用手工采样实验室分析,存在样本数偏少和数据分辨率较低等问题,不能准确反映污染特征和变化趋势;三是目前畜禽养殖的 NH_3 排放清单多采用经验系数法,直接采用文献^[28]推荐系数对整个长三角地区 NH_3 排放量进行估算^[8,11,12,29],清单结果存在较大的不确定性.

针对上述问题,本文以长三角地区某典型规模化蛋鸡场为研究对象,利用在线高分辨率电化学传感器监测系统,对该蛋鸡场棚舍养殖和粪便堆肥2大环节开展周年期的连续监测,获取不同环节、不同季节和不同生长阶段的 NH_3 排放污染特征及排放系数,通过梳理对比国内外家禽养殖 NH_3 排放系数,综合在线监测、模型模拟和文献分析的排放系数结果,建立了基于本地化因子的长三角地区家禽养殖 NH_3 排放清单,并对清单的不确定性进行分析.

1 材料与方法

1.1 试验地点与时间

本试验地点位于上海市奉贤区玉章禽蛋专业合作社(表1).该鸡场占地0.04 km^2 ,全场建有各类鸡舍18栋,常年饲养蛋鸡和种鸡5万羽,草鸡6万羽,年上市鲜鸡蛋约600 t,淘汰蛋鸡5万羽,周边为0.3 km^2 梨园,无其他明显污染源.蛋鸡养殖棚舍采用笼养模式,沿舍内长轴设置6列全阶梯鸡笼,每列鸡笼分为3层,每列鸡笼沿一定间隔分为小笼,每个小笼中共饲养5只蛋鸡.单个养殖棚舍共饲养蛋鸡8000余只,单只蛋鸡的重量在1.6~2.2 kg之间,根据鸡龄可分为青年鸡(50~120 d)、产蛋鸡(120~400 d)和预淘汰鸡(400~450 d),刚放入养殖棚舍的为90日龄的青年鸡,至120日龄开始稳定产蛋.粪便堆肥棚受气象条件影响,各季节堆粪周期不同,春冬

两季为 50 d 左右,夏季为 20 d 左右,秋季为 30 d 左右. 经调研表明,该鸡场在养殖规模、养殖技术和粪便管理模式上均能代表长三角地区典型规模化鸡场的生产、排放和治理特征^[30].

表 1 试验监测点位情况

Table 1 Specifications for each monitoring area

监测环节	规格/m	棚舍结构	通风模式	管理模式
棚舍养殖	50 × 15 × 4	东西朝向,鸡舍采用水泥地面,双坡式屋顶,南北两面各开 14 扇 145 cm × 145 cm 的通风采光窗,窗高 0.8 m. 舍内走道宽 1.5 m,粪道宽 1.0 m,深 0.6 m	夏秋两季采用机械通风,春冬两季自然通风	清粪方式为机械干清粪,每日上午 04:00 ~ 05:00 和下午 13:00 ~ 14:00 采用刮粪板定期清粪 2 次,每天 10:00 和下午 17:00 定期使用同种饲料喂料 2 次,每日 06:00 ~ 22:00 光照 17 h
粪便堆肥	30 × 10 × 5	南北朝向,水泥半开放结构,钢骨架屋顶	四季均采用自然通风	堆体为厂区 18 个鸡舍所有粪便,堆粪质量约为 4.5 t. 采用翻堆机定期翻堆,夏秋为 1 周 2 次,春冬季为 1 周 1 次

根据长三角地区的季节气候特征,3 ~ 5 月为春季,6 ~ 8 月为夏季,9 ~ 11 月为秋季,12 月 ~ 次年 2 月为冬季. 根据各季节整体气象条件特征,选取具有代表性的时段开展 NH₃ 排放监测研究,排除因设备维护、故障停电和异常天气等原因造成的无效

数据,最后得到监测数据较为连续的时段作为不同季节的典型代表天数. 粪便堆肥环节还综合考虑了粪便比例、堆肥周期和设施维护等其他因素,因此其监测时段和养殖棚舍环节不完全同步. 不同季节各监测环节的气象条件如表 2 所示.

表 2 不同监测点位气象条件

Table 2 Meteorological conditions at different monitoring areas

监测 点位	气象因子	春季 (2020-03 ~ 2020-05)		夏季 (2020-06 ~ 2020-08)		秋季 (2020-09 ~ 2020-11)		冬季 (2020-12 ~ 2021-02)	
		舍内		舍内		舍内		舍内	
		舍内	舍外	舍内	舍外	舍内	舍外	舍内	舍外
养殖 棚舍	平均温度/℃	12.39 ± 2.59	9.72 ± 3.91	26.11 ± 1.12	31.24 ± 2.91	20.46 ± 2.13	23.01 ± 2.57	12.15 ± 1.73	6.64 ± 3.54
	平均湿度/%	76.67 ± 11.41	74.71 ± 17.29	85.16 ± 4.26	78.45 ± 8.79	81.45 ± 10.72	71.94 ± 13.02	73.40 ± 8.21	76.82 ± 15.35
	平均风速/m·s ⁻¹	0.67 ± 0.52	2.57 ± 0.43	2.24 ± 0.15	1.54 ± 0.34	1.83 ± 0.34	1.84 ± 0.67	0.38 ± 0.31	2.15 ± 0.45
粪便 堆肥	平均温度/℃	15.68 ± 2.79	12.53 ± 3.51	29.73 ± 2.25	33.25 ± 2.43	22.47 ± 2.16	23.01 ± 2.57	6.07 ± 3.34	5.25 ± 4.6
	平均湿度/%	71.58 ± 14.65	73.33 ± 18.09	74.78 ± 10.31	75.31 ± 11.5	72.43 ± 8.75	71.94 ± 13.02	73.70 ± 14.71	78.84 ± 17.44
	平均风速/m·s ⁻¹	1.83 ± 0.51	2.12 ± 0.64	2.01 ± 0.72	1.57 ± 0.58	1.56 ± 0.42	1.84 ± 0.67	1.12 ± 0.74	1.80 ± 0.78

1.2 试验方法与设备

1.2.1 NH₃ 排放在线监测

本研究期间 NH₃ 排放在线监测采用德尔格 HC-6809645 型在线 NH₃ 气监测系统,其量程为 0 ~ 75.0 mg·m⁻³,精度为 0.01 mg·m⁻³,数据分辨率最高可达 5 s 一组数据. 养殖棚舍中的在线传感器设置于棚舍中部距地面 2.5 m 处,粪便堆肥棚中传感器设置于南侧墙壁距地面 2 m 处. 设置工控机数采系统间隔为每 5 min 记录一组数据,1 h 共获取 12 组数据,剔除因设备维护校准、故障停电和异常天气等导致的异常数据,处理得到相应的 NH₃ 小时均值和日均值浓度.

此外,采取拓普瑞气象五参数仪获取试验期间养殖棚舍、粪便堆肥棚和场区环境的温度、湿度、风速、压力和风向等气象数据. 通过全球天气预报网(www.wunderground.com)获取区域环境气象数据作为对比,确保数据准确可靠.

1.2.2 NH₃ 排放离线监测

NH₃ 排放离线监测采样设备采用的是北京科安劳保生产的 QC-2 型大气采样仪,于各环节传感器

所在位置同步采集相应的大气 NH₃ 样品,采样流量为 1.0 L·min⁻¹,吸收液为 0.01 mol·L⁻¹ 稀 H₂SO₄,相关分析遵循纳氏试剂分光光度法(HJ 533-2009)的相关要求. 试验开展前期,分别在蛋鸡场和奶牛场不同环节开展在线传感器和离线监测的对比验证工作,并根据结果对传感器进行调校;试验期间则选取各季节典型天气进行连续 3 d 取样分析,作为在线监测数据和离线监测数据的定期比对. 将离线采样与在线监测同步获得的 NH₃ 浓度小时均值数据进行比对分析,两者的结果呈现出良好的相关性,R² 达到 0.976 4,具体如图 1 所示. 同时,在养殖棚舍和粪便堆肥棚的上风向区域定期手工采集背景点和进风口处的 NH₃ 样品,用于排放模型的计算分析.

1.2.3 粪便和饲料含氮量水平

此外,试验开展期间,定期采集养殖棚舍和粪便堆肥环节的鸡粪及日常喂养饲料,送往实验室分析获取粗蛋白、总氮(湿基)、氨氮、含水率和 pH 等参数水平,用于后续 RAINS 修正模型氨排放系数的计算,具体粪便和饲料样品的检测结果及测定方法如表 3 所示.

表3 蛋鸡养殖场粪便和饲料理化性质

Table 3 Physicochemical properties of chicken manure and feed in layer farms

项目	粪便	饲料	测定方法
粗蛋白/%	7.22 ± 1.28	15.13 ± 1.25	《食品安全国家标准 食品中蛋白质的测定》(GB 5009.5-2016)
总氮(湿基)/%	1.17 ± 0.21	2.44 ± 0.19	《肥料总氮含量的测定》(NY/T 2542-2014)
氨氮/‰	21.36 ± 11.06	/	《土壤 氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮的测定 氯化钾溶液提取-分光光度法》(HJ 634-2012)
含水率/%	77.65 ± 1.19	12.31 ± 1.13	《食品安全国家标准 食品中水分的测定》(GB 5009.3-2016)
pH	7.64 ± 0.75	7.20 ± 0.35	《食品安全国家标准 食品 pH 值的测定》(GB 5009.237-2016)

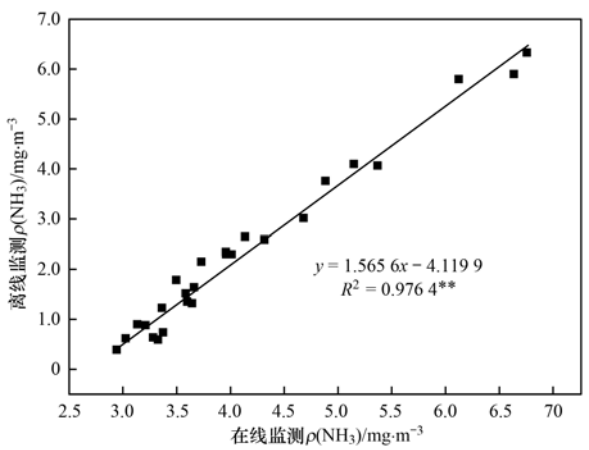


图1 在线监测 NH₃ 浓度与离线监测 NH₃ 浓度线性相关性

Fig. 1 Linear correlation between online monitoring ammonia concentration and laboratory ammonia concentration

1.3 数据处理与计算

1.3.1 养殖棚舍自然通风量

计算养殖棚舍内通风量是为了研究通风量对 NH₃ 浓度的影响和确定棚舍内 NH₃ 排放通量,自然通风条件下通常采用二氧化碳平衡法^[31]进行计算.本研究中养殖棚舍的空气进出口较多,利用二氧化碳平衡法可能存在较大误差,且不利于直接测量.因此在自然通风模式下本试验参照文献[32]中的热压公式计算养殖棚舍自然通风量,即:

$$C_d = v \cdot (0.38 \sqrt{H\Delta t} + 14v^2)^{-1}$$

式中, C_d 为养殖棚舍通风口排放系数; H 为进、排风口高度差, m; Δt 为棚舍内外温度差, °C; v 为养殖棚舍外风速, m·s⁻¹.

$$G = C_d A \sqrt{\frac{gH\Delta t}{t_0} + v^2 \frac{k_1 - k_2}{2}}$$

式中, G 为棚舍通风速率, m³·s⁻¹; C_d 为棚舍通风口排放系数; A 为棚舍通风口排风面积, m²; g 为重力加速度, m·s⁻²; H 为进出排风口高度差, m; Δt 为棚舍内外温度差, °C; t_0 为棚舍内热力学温度, K; v 为棚舍外风速, m·s⁻¹; k_1 和 k_2 为棚舍内外的风压系数.

1.3.2 养殖棚舍自然通风模式下 NH₃ 排放通量

自然通风模式下,根据自然通风量和 NH₃ 浓度即可推出:

$$A = (1\,000 \times n)^{-1} \cdot \sum_{i=0}^{23} 3\,600 \times G(c_i - c_b)$$

式中, A 为 NH₃ 排放通量, g·(bird·d)⁻¹; G 为养殖棚舍内通风量, m³·s⁻¹; c_i 棚舍内 NH₃ 浓度, mg·m⁻³; c_b 为背景点处 NH₃ 浓度, mg·m⁻³; n 为养殖棚舍内鸡的数量, bird.

1.3.3 养殖棚舍机械通风模式下 NH₃ 排放通量

本研究中,4~10月养殖棚舍内采用24 h全天机械通风,共配备4台负压风机.夏季全开,秋季开2台,每台风机通风量为10 000 m³·h⁻¹,夏季通风量为40 000 m³·h⁻¹,秋季通风量为20 000 m³·h⁻¹. NH₃ 排放通量计算公式为:

$$A = (1\,000 \times n)^{-1} \cdot \sum_{i=0}^{23} v(c_i - c_b)$$

式中, A 为 NH₃ 排放通量, g·(bird·d)⁻¹; v 为机械通风量, m³·h⁻¹; c_i 棚舍内 NH₃ 浓度, mg·m⁻³; c_b 为背景点处 NH₃ 浓度, mg·m⁻³; n 为养殖棚舍内鸡的数量, bird.

1.3.4 粪便堆肥棚自然通风模式下 NH₃ 排放通量

粪便堆肥棚内自然通风模式下 NH₃ 排放通量计算方法参照纪英杰等^[33]的研究,即:

$$F = (1\,000 \times n)^{-1} \cdot \sum_{i=0}^{23} 3\,600 \times u(\rho_i - \rho_b)$$

式中, F 为 NH₃ 排放通量, g·(bird·d)⁻¹; n 为产生单位质量粪便的鸡的数量, bird·kg⁻¹; u 为风速, m·s⁻¹; ρ_i 为粪便堆肥棚的小时 NH₃ 浓度, mg·m⁻³; ρ_b 为背景点处 NH₃ 浓度, mg·m⁻³.

1.3.5 RAINS 修正模型

此外,根据本研究中检测分析获得的饲料和鸡粪中氮所占质量分数水平,参照杨志鹏等^[34]的研究修正后的 RAINS 模型,获取了不同排放环节的氨排放损失通量,即:

$$N = M \times n \times t$$

式中, N 为每只鸡每年的氮排泄量, kg·(bird·a)⁻¹; M 为每只鸡每天的粪便排泄量, kg·(bird·d)⁻¹; n 为粪便中氮所占质量分数, %; t 为蛋鸡养殖的时间长度, d.

$$ef_1 = N \times v_1$$

式中, ef_1 表示圈养阶段的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 损失, $\text{kg}\cdot(\text{bird}\cdot\text{a})^{-1}$; N 为每只鸡每年的氮排泄量, $\text{kg}\cdot(\text{bird}\cdot\text{a})^{-1}$; v_1 为圈养阶段的氨挥发率, %.

$$ef_2 = N \times (1 - v_1) \times v_2$$

式中, ef_2 表示粪便储存阶段的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 损失, $\text{kg}\cdot(\text{bird}\cdot\text{a})^{-1}$; N 为每只鸡每年的氮排泄量, $\text{kg}\cdot(\text{bird}\cdot\text{a})^{-1}$; v_1 为圈养阶段的氨挥发率, %; v_2 为固体粪便贮存阶段的氨挥发率, %.

2 结果与讨论

2.1 不同环节 NH_3 浓度季节变化特征

图 2 给出了蛋鸡养殖棚舍不同季节和不同生长阶段 NH_3 浓度变化趋势. 春夏秋冬 4 个季节 $\rho(\text{NH}_3)$ 日均值变化范围分别为 $1.34 \sim 2.52$ 、 $4.11 \sim 5.29$ 、 $3.73 \sim 4.11$ 和 $2.00 \sim 3.70 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, 最大值出现在夏季, 为 $5.29 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$; 最小值出现在春季, 为 $1.34 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$. 不同季节 $\rho(\text{NH}_3)$ 日均值分别为 (1.85 ± 0.38) 、 (4.58 ± 0.33) 、 (3.87 ± 0.12) 和 $(2.83 \pm 0.47) \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, 表现为: 夏季 > 秋季 > 冬季 > 春季, 夏季达到春季的 2.48 倍. 有研究表明, 温度是影响养殖棚舍内 NH_3 浓度的主要因素^[35,36]. 畜禽

排放的 NH_3 主要来自于粪便中含氮物质的分解, 动物饲料中的蛋白质在动物消化系统中各种酶的分解作用下产生的氨基酸, 通过粪便排出体外, 夏秋季较高的温度会提高粪便中的脲酶活性, 促进粪便中含氮物质的分解, 使得养殖棚舍内 NH_3 浓度升高. 除此之外, 温度也间接影响畜禽排泄行为进而影响 NH_3 排放水平^[37]. 图 2 还给出了观测期间养殖棚舍内温度、湿度和舍内外风速的变化情况. 春夏秋冬四季温度平均值分别为 (12.39 ± 2.59) 、 (26.11 ± 1.12) 、 (20.46 ± 2.13) 和 $(12.15 \pm 1.73)^\circ\text{C}$, 夏季和秋季的温度较高, 显著大于春季和冬季, 是导致这两个季节 NH_3 浓度较高的主要因素. 此外, 有研究表明湿度和通风量也对养殖棚舍内 NH_3 浓度产生影响^[33], 一般而言, 湿度和通风量均与 NH_3 浓度成负相关关系, 较高的湿度容易吸收去除空气中的气态 NH_3 , 而较大的通风量则有利于养殖棚舍内 NH_3 的扩散而降低 NH_3 浓度. 本研究中养殖棚舍中夏秋两季由于温度较高采用机械通风, 经计算通风量水平高于春冬两季, 但观测发现养殖棚舍内的 NH_3 浓度仍显著高于春冬两个季节. 一方面, 这可能是由于本研究养殖棚舍内的风机功率相对较低, 采用机械通风的通风量仅为自然通风通风量的 2 倍, 风速对

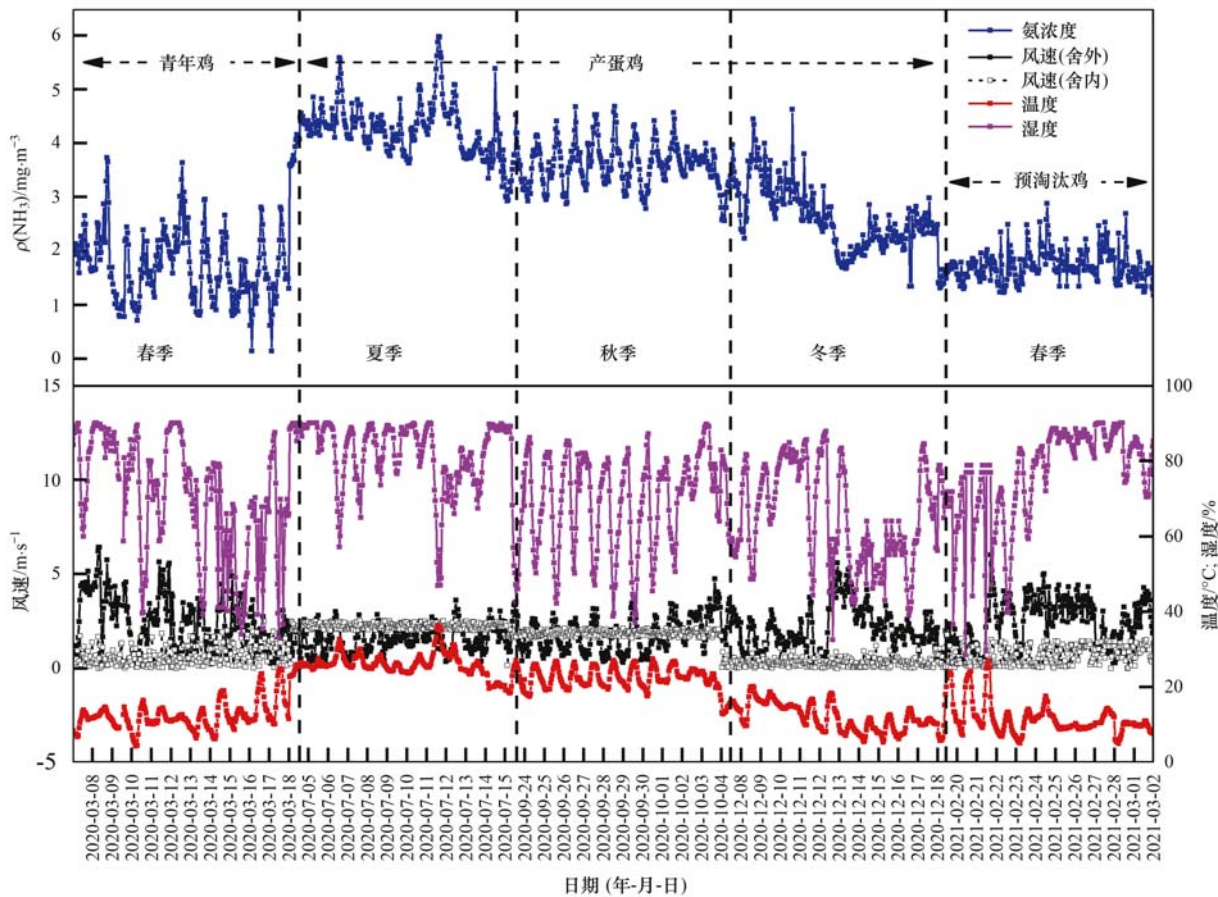


图 2 养殖棚舍春夏秋冬四季 NH_3 浓度变化

Fig. 2 Diurnal variation in ammonia concentration in the house of laying hens in spring, summer, autumn and winter

NH_3 排放扩散的影响相对较小; 另一方面也表明, 在通风量差别较小的情况时, 高温季节与低温季节较大的温度差是影响 NH_3 排放的主要气象因素。

图 3 给出了粪便堆肥处 NH_3 浓度季节变化趋势。春夏秋冬 4 个季节 $\rho(\text{NH}_3)$ 日均值变化范围分别为 $1.35 \sim 3.01$ 、 $2.01 \sim 5.19$ 、 $1.85 \sim 3.83$ 和 $1.41 \sim 1.74 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ 。最大值出现在夏季达到了 $5.19 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, 最小值出现在春季为 $1.35 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ 。春夏秋冬 4 个季节 $\rho(\text{NH}_3)$ 日均值分别为 (2.04 ± 0.5) 、 (4.04 ± 1.04) 、 (2.51 ± 0.67) 和 $(1.55 \pm 0.16) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, 夏季 NH_3 浓度均值达到了冬季的 2.61 倍。粪便堆肥棚为半开放自然通风结构, 和养殖棚舍类似, NH_3 浓度主要受温度、湿度和通风量等因素的

综合影响。春夏秋冬 4 个季节观测期间温度均值分别为 (15.68 ± 2.79) 、 (29.73 ± 2.25) 、 (22.47 ± 2.16) 和 $(6.07 \pm 3.34) ^\circ\text{C}$, 与 NH_3 浓度均值呈相同的变化趋势。夏秋季温度总体较高, 微生物活性较高, 堆粪周期较短, 在 $20 \sim 30 \text{ d}$ 左右, 粪便中的含氮物质迅速地转化排放到大气中去, 导致 NH_3 挥发速率和浓度也较高; 而春冬季温度相对较低, 微生物活性也较低, 整个堆粪周期显著长于夏秋季, 达到了 $50 \sim 60 \text{ d}$, NH_3 排放过程总体较为缓慢, 因而 NH_3 挥发速率和浓度较低^[38]。同时也发现, 在自然通风条件下, 粪便堆肥环节各季节的湿度和通风量无明显差异, 相对温度而言, 两者对该环节 NH_3 排放的季节变化影响总体较小。

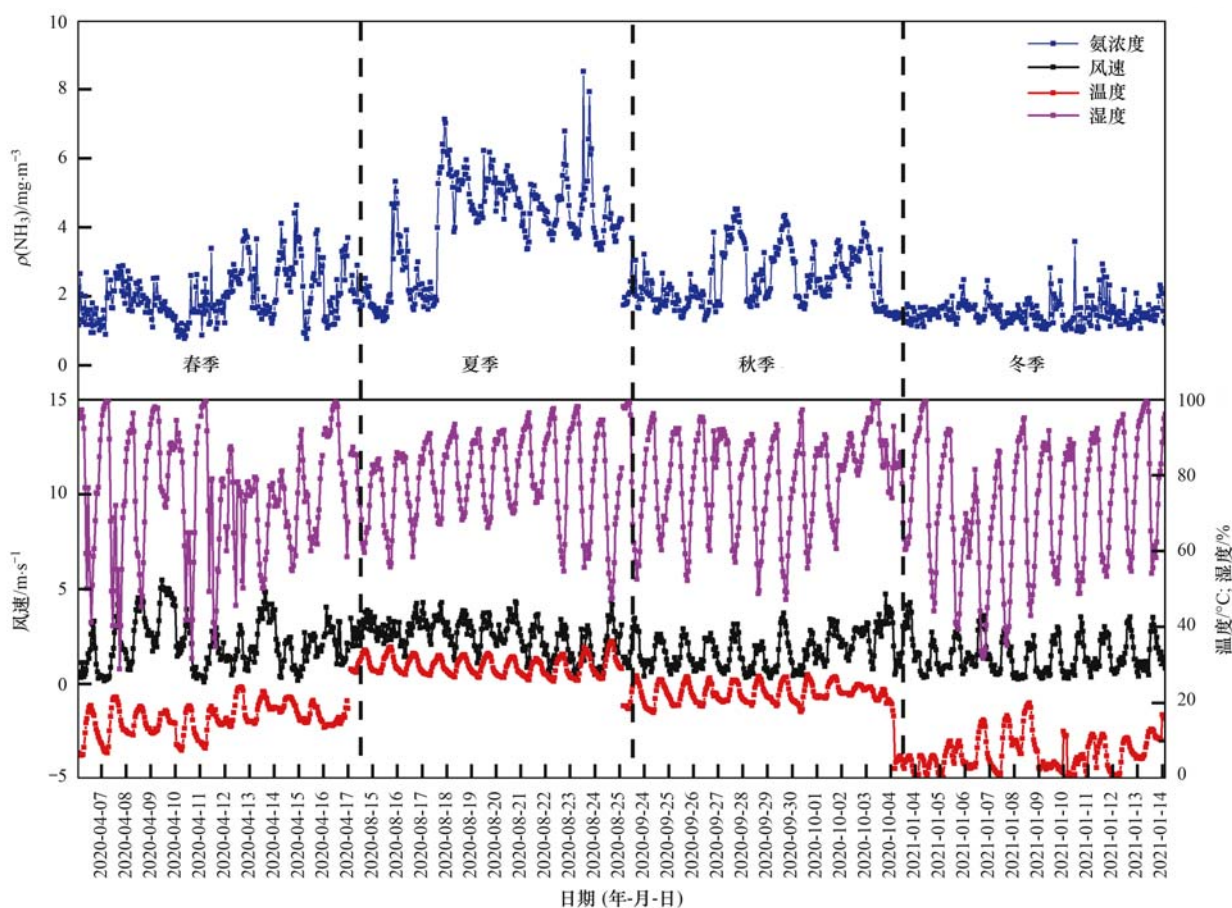


图 3 粪便堆肥棚春夏秋冬四季 NH_3 浓度变化

Fig. 3 Diurnal variation in ammonia concentration in the compost shed in spring, summer, autumn and winter

2.2 不同生长阶段 NH_3 浓度变化特征

图 4 给出了本研究期间蛋鸡不同生长阶段的 NH_3 浓度。为了避免气象条件差异对不同生长阶段 NH_3 排放水平分析过程产生的干扰, 本研究对不同鸡龄范围内的气象因子条件进行了筛选, 选取了温度、湿度、风速和气压相近且均为自然通风模式下的时段进行分析。结果表明, 本研究期间青年鸡、产蛋鸡和预淘汰鸡 $\rho(\text{NH}_3)$ 分别为 (1.85 ± 0.38) 、

(2.83 ± 0.47) 和 $(1.61 \pm 0.32) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, 产蛋鸡 NH_3 排放水平分别达到了青年鸡和预淘汰鸡的 1.53 倍和 1.65 倍。调研表明, 本研究所在鸡舍的饲料主要为玉米和高粱, 且各个生长阶段使用的饲料类型和成分均一致, 因此蛋鸡在不同生长阶段的代谢水平和饲料摄入量是造成 NH_3 排放水平差异的主要原因^[35]。杨志鹏等^[34]的研究通过粪便量和粪便含氮量对蛋鸡不同生长阶段的 NH_3 排放水平进

行估算,结果表明产蛋鸡笼养阶段 NH_3 排放量为 $0.192 \text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$,而蛋鸡雏鸡仅为 $0.012 \text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$,前者达到后者的近 20 倍. 本研究中鸡苗入栏鸡龄为 90 d,基本接近青年鸡阶段,其代谢活动水平显著高于蛋鸡雏鸡, NH_3 浓度约为产蛋鸡的 $2/3$. 从图 2 中可以发现,养殖棚舍春季的平均温度略高于冬季,而 NH_3 浓度平均水平则表现为春季低于冬季, NH_3 浓度与温度呈相反的变化趋势. 由上文分析可知,这可能是因为春季养殖棚舍中的蛋鸡正处于青年鸡阶段,其代谢水平和 NH_3 排放强度总体仍较低,导致春季 NH_3 排放水平低于冬季. 图 4 还给出了不同生长阶段粪便堆肥环节的 NH_3 浓度平均值,青年鸡、产蛋鸡和预淘汰鸡阶段的粪便堆肥棚内 $\rho(\text{NH}_3)$ 分别为 (2.04 ± 0.5) 、 (1.55 ± 0.16) 和 $(2.20 \pm 1.03) \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$,值得注意的是,在气象条件整体相近的条件下,青年鸡阶段粪便堆肥棚的 NH_3 浓度高于产蛋鸡阶段,与养殖棚舍呈现相反的趋势. 经调研发现,这主要是因为粪便堆肥棚中粪便收集来自蛋鸡场所有 18 栋鸡舍,不同的鸡舍由于鸡苗进栏节点差异覆盖了不同生长阶段的所有鸡龄,因此粪便堆肥棚中的粪便无法体现单个养殖栏舍不同生长阶段的 NH_3 排放差异,而取决于整个鸡场的鸡龄构成情况.

2.3 不同环节 NH_3 浓度日小时变化

图 5 给出了不同季节养殖棚舍 NH_3 排放日小时变化趋势. 春夏秋冬 4 个季节小时 $\rho(\text{NH}_3)$ 最大值出现在中午 13:00 ~ 14:00 左右,分别为 $(2.41 \pm$

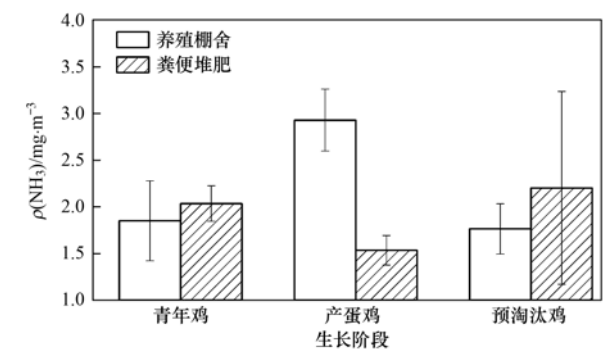


图 4 不同生长阶段 NH_3 浓度

Fig. 4 Ammonia concentration levels at different growth stages

$0.61)$ 、 (4.64 ± 0.65) 、 (4.31 ± 0.32) 和 $(3.83 \pm 0.47) \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$; 最小值则出现在凌晨 01:00 ~ 03:00 之间,分别为 (1.23 ± 0.79) 、 (3.98 ± 0.23) 、 (3.13 ± 0.23) 和 $(2.35 \pm 0.38) \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$. 和季节变化相似,温度是影响 NH_3 浓度日小时变化的主要因素^[27],养殖棚舍内温度日小时变化呈现出先上升后下降的趋势,凌晨温度最低,而后逐渐上升,在中午 13:00 ~ 14:00 达到 1 d 中的最大值,午后又逐渐下降,该结果和 NH_3 浓度呈现出相同的变化趋势. 此外,养殖棚舍内鸡群的活动情况也会对 NH_3 浓度产生较大影响. 凌晨和午夜鸡群活动量较少,新陈代谢较低,较低的温度也导致粪便排放速率低于粪便结块速率,从而影响了夜间 NH_3 的排放水平^[39]. 进一步地,清粪管理等活动对养殖棚舍内 NH_3 浓度日小时变化也有显著的影响. 如图 5 所示,不同季节 04:00

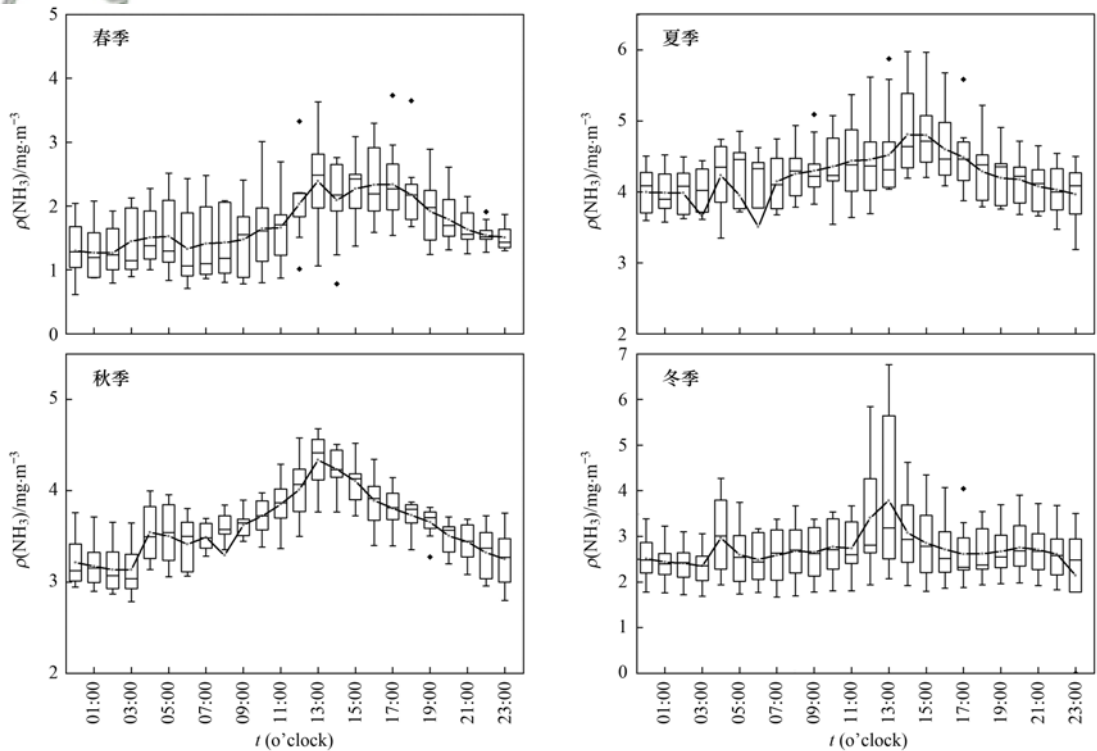


图 5 养殖棚舍春夏秋冬四季 NH_3 浓度小时变化

Fig. 5 Hourly variation in ammonia concentration in laying houses in spring, summer, autumn and winter

左右 NH_3 浓度均出现一个峰值,这主要和该时段内鸡舍中的清粪活动有关.在清粪过程中刮粪板对粪便的不断搅动作用,破坏粪便表皮使内部粪便暴露出来,处于自然发酵状态下的粪便中的 NH_3 逸散到空气中,导致粪便中的 NH_3 挥发速率加快,使得舍内 NH_3 浓度在较短时间内迅速积累而不断增大^[40].随着清粪活动结束,舍内粪便量减少, NH_3 挥发速率下降,使得舍内 NH_3 浓度又出现一个短暂的下降过程.之后随着鸡群不断活动新鲜粪便的持续加入,以及白天温度的持续上升,导致舍内 NH_3 浓度又重新上升^[41].

图 6 给出了不同季节粪便堆肥棚 NH_3 排放日小时变化趋势.粪便堆肥棚的 NH_3 排放日小时变化和养殖棚舍存在显著差异,夏秋季的 NH_3 排放呈现出显著的日小时变化趋势,春冬季的日变化过程则不明显.春夏秋冬 4 个季节 $\rho(\text{NH}_3)$ 最大值分别为 (2.41 ± 1.37) 、 (5.01 ± 1.42) 、 (2.93 ± 0.95) 和

$(2.02 \pm 0.66) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$,春夏秋 3 个季节 NH_3 浓度最大值出现在 16:00 ~ 19:00 左右,这可能是由于粪堆内部温度和外界温度存在滞后所致,下午 16:00 ~ 19:00 粪堆内部温度达到最大值时,微生物活性最高, NH_3 挥发速率达到一天中的最大值^[38];冬季整体变化较为平稳, NH_3 浓度分别在 07:00 和 17:00 出现两个峰值,第一个峰值可能是翻堆操作导致粪堆内部大量臭气逸出,第二个峰值出现的原因和其他季节类似,主要受外界温度变化和粪堆内部微生物活性影响.总体而言,温度是影响粪便堆肥棚小时 NH_3 浓度变化的重要因素,同时,翻堆操作等管理过程也会显著影响粪便堆肥棚内 NH_3 浓度^[42].夏秋季粪便堆肥棚内温度较高,翻堆操作频繁,导致粪堆内部和外界较充分接触,大量 NH_3 等气态污染物排放逸出;而春冬季温度低,相对而言翻堆操作较少,主要为粪堆表面和外界接触, NH_3 挥发速率较慢,总体 NH_3 排放水平较低.

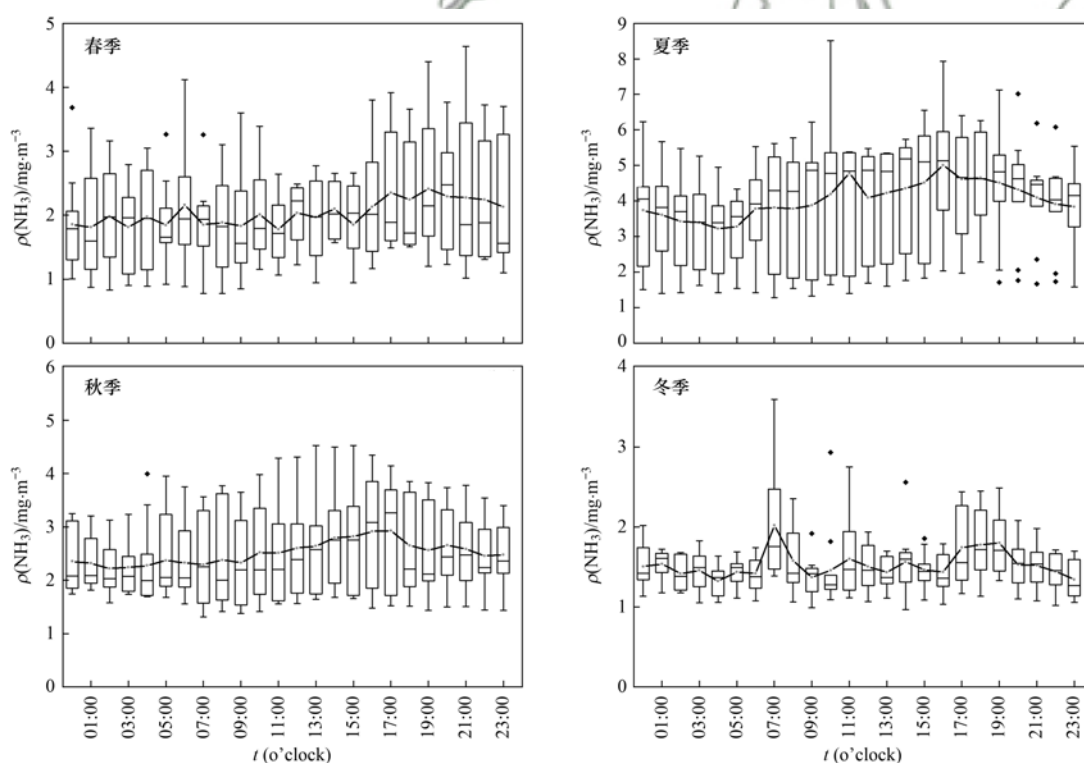


图 6 粪便堆肥棚春夏秋冬四季 NH_3 浓度小时变化

Fig. 6 Hourly variation in ammonia concentration in compost shed in spring, summer, autumn and winter

2.4 影响因素分析

有研究表明,畜禽养殖场内的 NH_3 排放水平受棚舍类型、地面垫料、清粪频率和气象因素等多种因素综合影响^[35].本研究重点探讨了温度和湿度对蛋鸡 NH_3 排放水平的影响.如表 4 所示,养殖棚舍内四季 NH_3 浓度和温度均呈极显著 ($P < 0.01$) 的正相关关系, R^2 分别为 0.627、0.795、0.755 和 0.457,表明温度是影响养殖棚舍内 NH_3 浓度的主

要因素.如上文分析,高温会促进粪便中的脲酶活性和加速尿酸的分解,从而影响 NH_3 排放强度^[43],但也发现,夏秋季 NH_3 浓度和温度的相关性显著好于春冬季.本研究表明,夏秋季温度变化幅度大,昼夜温差较大 ($\pm 10^\circ\text{C}$),因此,温度对 NH_3 浓度的影响更大;而春冬季温度总体较低,昼夜温差小 ($\pm 5^\circ\text{C}$),对 NH_3 排放的影响也更小.不同季节 NH_3 浓度和湿度均呈显著 ($P < 0.01$) 的负相关关系, R^2

分别为 0.655、0.742、0.741 和 0.416,有研究表明,NH₃ 极易溶于水,空气中较高的相对湿度和水气成分可能导致相当大部分 NH₃ 溶于水,以一水合氨的形态存在,从而降低了气相中 NH₃ 浓度,与相对湿度呈现出负相关^[44];夏秋季由于温度较高,养殖棚舍中通常采用水帘加湿和机械通风的方式对棚舍内部进行降温,该结果也导致棚舍内夏秋季的相对湿度水平 $[(85.81 \pm 10.35)\%]$ 显著高于春冬季节 $[(75.03 \pm 10.07)\%]$,从而 NH₃ 浓度和相对湿度的相关性也高于春冬两个季节。

粪便堆肥环节四季 NH₃ 浓度和温湿度的相关性并不一致,夏秋两季 NH₃ 浓度和温度呈极显著(P

<0.01)的正相关, R^2 达到 0.494 和 0.442;和湿度呈极显著($P < 0.01$)的负相关, R^2 达到 0.338 和 0.335,该结果和棚舍养殖环节基本相似.但春冬季 NH₃ 浓度与温度和湿度无显著相关性.有研究发现,夏秋季环境温度高,利于粪便堆肥,会增加翻堆频率(1 周 2 次)使得粪堆内部能够不断和外界环境接触,而空气中的较高湿度会吸收空气中的 NH₃ 使其浓度降低;春冬两季温度较低,会对粪堆进行保温措施且较少进行翻堆操作(1 周 1 次),粪堆内部难以暴露出来而仅仅表面和外界环境接触^[38],这可能是春冬季节 NH₃ 浓度受环境影响较小的原因之一。

表 4 养殖棚舍和粪便堆肥棚 NH₃ 浓度与温度和湿度的相关关系¹⁾

Table 4 Correlation of ammonia concentration with temperature and relative humidity in the laying house and compost shed

监测点位	气象因素	春季	夏季	秋季	冬季
养殖棚舍	温度	0.627 **	0.795 **	0.755 **	0.457 **
	相对湿度	0.655 **	0.742 **	0.741 **	0.416 **
粪便堆肥	温度	0.007	0.494 **	0.442 **	0.007
	相对湿度	0.001	0.338 **	0.355 **	0.003

1) * 表示在 95% 置信区间显著相关, ** 表示在 99% 置信区间显著相关

2.5 规模化蛋鸡场 NH₃ 排放系数研究

2.5.1 不同环节、不同季节和不同生长阶段 NH₃ 排放系数

表 5 给出了本研究规模化蛋鸡场养殖棚舍和粪便堆肥 2 大环节不同季节和生长阶段的 NH₃ 排放系数.养殖棚舍春夏秋冬 4 个季节的 NH₃ 排放系数分别为 (0.13 ± 0.02) 、 (0.54 ± 0.01) 、 (0.39 ± 0.01) 和 (0.17 ± 0.01) $\text{g} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$,夏季 NH₃ 排放系数最大,达到了春季的近 4 倍.春夏秋冬 4 个季节粪便堆肥棚的 NH₃ 排放系数分别为 (0.07 ± 0.01) 、 (0.17 ± 0.02) 、 (0.07 ± 0.01) 和 (0.04 ± 0.01) $\text{g} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$,与棚舍养殖环节相似,夏季 NH₃ 排放系数最高,达到了冬季的 4 倍左右.总体而言,NH₃ 排放系数季节变化趋势和温度相似,表明温度是影响养殖棚舍与粪便堆肥棚内 NH₃ 浓度和 NH₃ 排放系数的主要影响因素;但同时也发现,棚舍养殖环节 NH₃ 排放系数最低值出现在春季,而粪便堆肥环节 NH₃ 排放系数最低值出现在冬季,由上文可知,这可能和春季棚舍养殖环节的蛋鸡正处于青年鸡阶段,NH₃ 排放强度相对较小有关.表 5 同时给出了相似气象条件下蛋鸡不同生长阶段 NH₃ 排放系数,青年鸡、产蛋鸡和预淘汰鸡 NH₃ 排放系数分别为 (0.13 ± 0.01) 、 (0.17 ± 0.01) 和 (0.12 ± 0.02) $\text{g} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$.产蛋鸡 NH₃ 排放系数最高,分别为青年鸡的 1.31 倍和预淘汰鸡的 1.49 倍.由上文分析可知,在气象条件相近的情况下,不同生长阶

段的代谢水平和饲料摄入水平差异是影响不同生长阶段 NH₃ 排放系数的主要原因。

从全年范围来看,棚舍养殖和粪便堆肥两大环节的 NH₃ 排放系数分别为 (0.11 ± 0.06) $\text{kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$ 和 (0.03 ± 0.02) $\text{kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$,合计排放系数达到了 (0.14 ± 0.08) $\text{kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$.此外,本研究实测获取了粪便含氮量水平,结合 RAINS 修正模型计算获取了棚舍养殖和粪便堆肥环节的氨排放系数,分别为 (0.10 ± 0.02) $\text{kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$ 和 (0.02 ± 0.01) $\text{kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$,合计达到 (0.12 ± 0.02) $\text{kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$.该结果也与在线监测计算得到的氨排放系数非常接近,表明本研究所获得的规模化蛋鸡养殖不同环节氨排放系数总体较为可靠。

2.5.2 NH₃ 排放系数比较

表 6 列出了已有研究中不同国家或地区 NH₃ 排放系数的结果.养殖模式是影响 NH₃ 排放系数的重要原因,养殖棚舍采用 HR(high-rise)粪便管理模式的 NH₃ 排放系数在 $0.62 \sim 0.90$ $\text{g} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$ 之间,平均排放系数为 (0.80 ± 0.13) $\text{g} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$,远大于采用 MB(manure-belt)模式的 (0.17 ± 0.11) $\text{g} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$.这主要与 HR 和 MB 两种养殖模式的粪便处理方式的差异有关,MB 模式下,清粪频率一般为 1 天 1 次或 1 周 2 次,而在 HR 模式下,鸡粪在养殖棚舍内存储时间长达半年到 1 年,导致 NH₃ 浓度显著高于 MB 养殖模式^[25];而同种模式下,不同

清粪频率对 NH_3 排放系数也有重要影响, Liang 等^[45]的研究发现,同样是在 MB 模式下,清粪频率为 1 周 2 次时,其 NH_3 排放量达到在 1 天 1 次的 2 倍左右.

表 5 不同环节和不同生长阶段 NH_3 排放系数

Table 5 Ammonia emission coefficient of different links and different growth stage			
季节/生长阶段	棚舍养殖/ $\text{g}\cdot(\text{bird}\cdot\text{d})^{-1}$	粪便堆肥棚/ $\text{g}\cdot(\text{bird}\cdot\text{d})^{-1}$	合计/ $\text{g}\cdot(\text{bird}\cdot\text{d})^{-1}$
春季(青年鸡)	0.13 ± 0.01	0.07 ± 0.01	0.20 ± 0.03
夏季(产蛋鸡)	0.54 ± 0.01	0.17 ± 0.02	0.71 ± 0.19
秋季(产蛋鸡)	0.39 ± 0.01	0.07 ± 0.01	0.46 ± 0.16
冬季(产蛋鸡)	0.17 ± 0.01	0.04 ± 0.01	0.21 ± 0.07
春季(预淘汰鸡)	0.12 ± 0.02	0.08 ± 0.02	0.20 ± 0.04
年合计/ $\text{kg}\cdot(\text{bird}\cdot\text{a})^{-1}$	0.11 ± 0.06	0.03 ± 0.02	0.14 ± 0.08
RAINS 修正模型/ $\text{kg}\cdot(\text{bird}\cdot\text{a})^{-1}$	0.10 ± 0.02	0.02 ± 0.01	0.12 ± 0.02

表 6 不同研究报道的 NH_3 排放系数比较

Table 6 Comparison of ammonia emission factors from different studies									
地区	种类	年份	通风方式	粪便管理模式 ¹⁾	监测周期	监测方式	NH ₃ 排放系数 /g·(bird·d) ⁻¹	文献	
国外	美国	蛋鸡	2005	机械通风	HR	1 a	电化学传感器	0.900 ± 0.027	[45]
	美国	蛋鸡	2005	机械通风	HR	1 a	电化学传感器	0.810 ± 0.120	[45]
	美国	蛋鸡	2013	机械通风	HR	2 a	红外光声谱气体监测仪	0.599 ± 0.200	[46]
	美国	蛋鸡	2013	机械通风	HR	2 a	红外光声谱气体监测仪	0.620 ± 0.277	[46]
	美国	蛋鸡	2005	自然通风	MB(1 周 2 次)	1 a	电化学传感器	0.094 ± 0.006	[45]
	美国	蛋鸡	2005	自然通风	MB(1 天 2 次)	1 a	电化学传感器	0.054 ± 0.0035	[45]
	美国	蛋鸡	2017	机械通风	MB(1 周 3 次)	1 a	红外光声谱气体监测仪	0.290	[47]
	美国	蛋鸡	2002	机械通风	MB	夏季	电化学传感器	0.052 ~ 1.85	[48]
	土耳其	蛋鸡	2012	机械通风	MB	夏季	电化学传感器	0.260	[49]
	西班牙	蛋鸡	2016	机械通风	MB	75 周	红外光声谱气体监测仪	0.115 ± 0.085	[50]
	加拿大	蛋鸡	2014	机械通风	MB(1 周 2 次)	1 a	化学发光分析仪	0.06 ± 0.05	[51]
	土耳其	蛋鸡	2014	自然通风	MB(1 天 1 次)	夏季	电化学传感器	0.250 ± 0.23	[52]
国内其他地区	江西	蛋鸡	2020	机械/自然通风	MB(3 天 1 次)	1 a	便携式氨监测仪	0.372	[26]
	北京	蛋鸡	2013	机械通风	MB(2 天 1 次)	冬季 8 d	GMS100	0.032 ± 0.012	[25]
	辽宁黑山	蛋鸡	2011	自然通风	MB	1 a	红外光声谱气体监测仪	0.129 ± 0.043	[53]
长三角地区	长三角	家禽	2004	/	/	/	文献分析	0.630	[11]
	长三角	家禽	2007	/	/	/	文献分析	1.123	[29]
	长三角	蛋禽	2015	/	/	/	文献分析	0.465	[10]
	长三角	肉禽	2015	/	/	/	文献分析	0.465	[10]
	长三角	蛋鸡	/	/	/	/	文献分析	0.524	[28]
	长三角	蛋鸭	/	/	/	/	文献分析	0.383	[28]
	长三角	蛋鹅	/	/	/	/	文献分析	0.191	[28]
	长三角	肉鸡	/	/	/	/	文献分析	0.385	[28]
	长三角	肉鸭	/	/	/	/	文献分析	0.313	[28]
	长三角	肉鹅	/	/	/	/	文献分析	0.156	[28]
	江苏省	蛋鸡	/	/	/	/	文献分析	0.524	[7]
	浙江	蛋鸡	/	/	/	/	文献分析	0.524	[9]
	上海	蛋鸡	2020	机械/自然通风	MB(1 天 2 次)	1 a	电化学传感器	0.384 ± 0.160	本研究
	上海	蛋鸡	2020	机械/自然通风	MB(1 天 2 次)	1 a	Rains 修正模型	0.328 ± 0.067	本研究

1) HR(高床)和 MB(清粪带)分别表示两种典型的蛋鸡规模化养殖栏舍粪便管理类型

环境温度是影响 NH_3 排放系数的另一大重要原因, Liang 等^[45]和 Kilic 等^[52]的研究在自然通风模式下分别对美国 and 土耳其两处蛋鸡养殖棚舍内 NH_3 排放系数进行研究, 发现 NH_3 排放因子分别为 $(0.054\pm0.004)\text{g}\cdot(\text{bird}\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $(0.250\pm0.230)\text{g}\cdot(\text{bird}\cdot\text{d})^{-1}$, 后者是前者的近 5 倍, 两者温度相差 10°C 可能是导致 NH_3 排放因子差别较大的重要因素. 同时也发现夏季的 NH_3 排放系数远大于冬季,

分别为 $(0.225\pm0.005)\text{g}\cdot(\text{bird}\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $(0.032\pm0.012)\text{g}\cdot(\text{bird}\cdot\text{d})^{-1}$, 前者是后者的 7 倍左右, 同样受夏冬两季较大的温度差异影响. 如上文分析, 温度是影响舍内 NH_3 排放最主要的气象因子, 而不同地区不同季节较大的温湿度的差异是导致地区之间 NH_3 浓度差异的主要因素, 这也表明研究适用于本地化的 NH_3 排放因子对于建立精确的 NH_3 排放清单极其重要.

通风方式同样对 NH_3 排放系数有着重要的影响,一方面不同的通风方式决定了养殖棚舍内的通风量和气体扩散水平,另一方面则通过影响棚舍内的温度和湿度等气象条件间接影响 NH_3 排放水平. 由表 6 可知,采用机械通风的 NH_3 排放系数为 $(0.374 \pm 0.312) \text{ g} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$,远大于采用自然通风的 $(0.131 \pm 0.073) \text{ g} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$,这主要是因为机械通风的通风量远大于自然通风,前者一般达到后者的 3~4 倍,较大的通风量将更多 NH_3 带到环境中去,对 NH_3 排放通量有着极其显著的影响.

除此之外,不同的监测手段和方法对 NH_3 浓度及排放系数的获取也有着一定的影响,但国内总体而言针对规模化鸡场 NH_3 排放系数的实测研究总体仍较少. 王悦等^[25]、Zhu 等^[53] 和王佳艺等^[26] 的研究分别对北京、辽宁和江西的规模化蛋鸡场养殖棚舍 NH_3 排放系数进行研究,发现 NH_3 排放系数分别为 (0.032 ± 0.012) 、 (0.129 ± 0.043) 和 $0.372 \text{ g} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$,差异非常显著,这主要是因为三者之间较大的气象条件和清粪频率差异所导致;王佳艺等^[26] 的研究中棚舍清粪频率最低,氨排放浓度最高,而王悦等^[25] 的研究地点位于冬季的北京,温度相对较低,且清粪频率也相对较高,导致氨排放系数较低. 在长三角地区,现有研究中大多引用文献提供的经验系数^[7,9,10,11],针对规模化蛋鸡氨排放实测的研究较少. 由表 6 可知,由文献分析报道的家禽氨排放经验系数范围在 $0.465 \sim 1.123 \text{ g} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$;而由文献^[28] 推荐的计算获得的家禽氨排放系数范围在 $0.156 \sim 0.524 \text{ g} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$ 之间. 本研究通过在线传感器实测计算和 RAINS 修正模型得到的排放系数分别 $(0.310 \pm 0.160) \text{ g} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $0.328 \pm 0.067 \text{ g} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$,相比其他研究中报道的系数结果略小,但与文献^[28] 推荐的系数结果总体较为符合. 这也表明,采用不同排放系数获取的 NH_3 排放清单结果存在显著差异,不确定性范围也较大,开展本地化 NH_3 排放系数实测研究工作具有重要的意义.

2.6 长三角家禽养殖 NH_3 排放时空分布特征

2.6.1 时空分布

基于本研究在线监测和 RAINS 模型计算结果获得的蛋鸡养殖 NH_3 排放实测系数,同时综合考虑表 6 中长三角地区文献分析推荐的 NH_3 排放系数结果,最终得到长三角地区家禽养殖氨排放系数水平为 $(0.16 \pm 0.08) \text{ kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$. 根据长三角(安徽省、浙江省、江苏省和上海市)各省市 2019 年统计年鉴中家禽的存栏量活动水平数据,建立了长三角地区家禽养殖 NH_3 排放清单. 结果表明,

2019 年长三角地区家禽养殖 NH_3 排放总量为 $(108.81 \pm 54.41) \text{ kt}$. 从空间分布来看,各省市 NH_3 排放量 $(\text{kt} \cdot \text{a}^{-1})$ 依次为:江苏省 (49.81 ± 24.91) 、安徽省 (44.91 ± 22.45) 、浙江省 (12.74 ± 6.37) 和上海市 (1.35 ± 0.67) . 由图 7 可知,长三角北部地区 NH_3 排放量显著高于南部地区,主要集中在安徽西部和江苏北部. 江苏省是长三角地区 NH_3 排放量最大的省份,盐城市、徐州市和南通市是 NH_3 排放量最大的 3 个地级市,分别达到了 (14.87 ± 7.43) 、 (10.01 ± 5.00) 和 $(6.91 \pm 3.45) \text{ kt} \cdot \text{a}^{-1}$. 从时间分布上来看,春夏秋冬四季蛋鸡养殖 NH_3 年均排放量分别为 13.62、48.53、31.44 和 14.35 kt,夏季 NH_3 排放量达到了春季的 3.56 倍,这主要受夏季温度较高的影响. 值得注意的是,本研究清单春季的结果采用的排放系数来自于青年鸡监测数据,这可能导致春季整体的 NH_3 排放量存在一定低估.

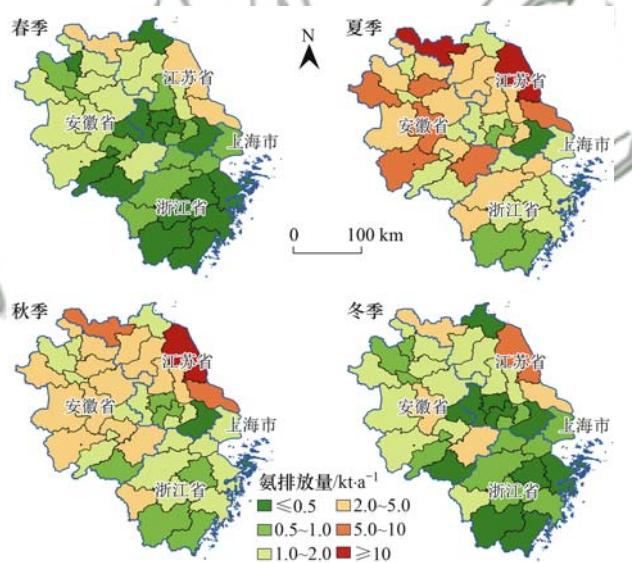


图 7 长三角地区家禽养殖 NH_3 排放量时空分布特征

Fig. 7 Temporal-spatial distribution of ammonia emission from poultry farming in the Yangtze River Delta

基于上述研究获得的 NH_3 排放量,结合长三角(安徽省、浙江省、江苏省和上海市)各省市面积数据,计算得到长三角地区家禽养殖 NH_3 排放强度时空分布特征,如图 8 所示. 2019 年长三角地区家禽养殖 NH_3 排放强度为 $(0.33 \pm 0.09) \text{ t} \cdot (\text{km}^2 \cdot \text{a})^{-1}$,从空间分布来看,东北部区域的 NH_3 排放强度显著高于其他地区,各省市 NH_3 排放强度依次为:江苏省 $[(0.45 \pm 0.11) \text{ t} \cdot (\text{km}^2 \cdot \text{a})^{-1}] >$ 安徽省 $[(0.37 \pm 0.09) \text{ t} \cdot (\text{km}^2 \cdot \text{a})^{-1}] >$ 上海市 $[(0.23 \pm 0.05) \text{ t} \cdot (\text{km}^2 \cdot \text{a})^{-1}] >$ 浙江省 $[(0.15 \pm 0.04) \text{ t} \cdot (\text{km}^2 \cdot \text{a})^{-1}]$. 盐城市 $[(0.97 \pm 0.23) \text{ t} \cdot (\text{km}^2 \cdot \text{a})^{-1}]$ 、徐州市 $[(0.99 \pm 0.12) \text{ t} \cdot (\text{km}^2 \cdot \text{a})^{-1}]$ 、南通市 $[(0.69 \pm 0.34) \text{ t} \cdot (\text{km}^2 \cdot \text{a})^{-1}]$ 和扬州市 $[(0.50 \pm 0.25) \text{ t} \cdot (\text{km}^2 \cdot \text{a})^{-1}]$ 的排放强度均高于其他地级市.

$\text{t} \cdot (\text{km}^2 \cdot \text{a})^{-1}$] 和 南 通 市 [$(0.94 \pm 0.22) \text{t} \cdot (\text{km}^2 \cdot \text{a})^{-1}$] 是 NH_3 排放强度最高的 3 个地级市, 这也是江苏省排放强度总体较高的重要原因. 从季节分布看, 春夏秋冬 4 个季节的家禽 NH_3 排放强度分别为 0.03、0.14、0.06 和 $0.04 \text{t} \cdot \text{km}^{-2}$, 由上文分析可知这主要受 NH_3 排放系数的季节性差异影响较大.

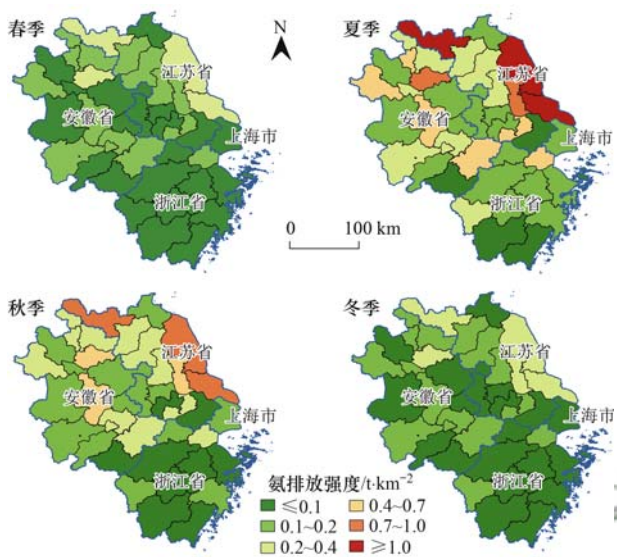


图 8 长三角地区家禽养殖 NH_3 排放强度时空分布特征

Fig. 8 Temporal-spatial distribution of ammonia emission intensity from poultry farming in the Yangtze River Delta

2.6.2 氨排放清单比较

表 7 给出了近年来文献中报道的长三角地区家禽养殖氨排放清单结果. 董艳强等^[11] 和刘波等^[10] 的研究分别在 2004 年和 2015 年对长三角地区家禽养殖氨排放量进行估算, 发现氨排放总量分别为 74.81 kt 和 32.18 kt, 与两者相比, 本研究结果总体偏大, 分别高出 34 kt 和 76.63 kt. 董艳强等^[11] 和刘波等^[10] 的研究中在计算长三角氨排放量时均未包括安徽省, 是导致排放量总体较小的主要原因. 分省市来看, 本研究的结果总体小于其他研究的结果. 房效凤等^[55] 的研究估算了 2011 年上海市家禽氨排放量, 为 11.4 kt, 远大于本研究中上海市氨排放量的结果, 一方面, 房效凤等^[55] 的研究选取的经验排放因子为 $0.493 \text{g} \cdot (\text{bird} \cdot \text{d})^{-1}$, 是本研究的 3 倍多; 另一方面, 从 2011~2019 年统计年鉴的数据来看, 2011 年上海市的家禽养殖量也远高于 2019 年, 达到了后者的 5 倍左右. 侯新红等^[7] 的研究估算了 2017 年江苏省的人为源氨排放总量, 发现家禽氨排放量为 104.93 kt, 占江苏省当年畜禽源氨排放量的 49.3%, 与本研究中江苏省氨排放量的结果相比总体偏大, 一方面其清单选取的排放因子为 $0.18 \text{kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$, 略大于本研究, 另一方面其研究的结果也包含了非规模化养殖及粪肥还田施用阶段的氨排放量. 余飞翔等^[54] 的研究采用文献^[28] 推荐的系数估算得到 2013 年浙江

表 7 长三角地区家禽养殖氨排放清单对比

Table 7 Comparison of ammonia emission inventory in the Yangtze River Delta

地区	种类	年份	NH_3 排放量 $/\text{kt} \cdot \text{a}^{-1}$	系数来源	排放因子 $/\text{kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$	文献
长三角	家禽(蛋禽)	2015	32.18	文献分析	0.18	[10]
长三角	家禽	2004	74.81	文献分析	0.23	[11]
长三角	家禽	2019	108.81 ± 54.41	实测系数	0.14 ± 0.08	本研究
上海	家禽	2011	11.4	文献分析	0.493	[55]
上海	家禽	2019	1.35 ± 0.67	实测系数	0.14 ± 0.08	本研究
江苏	家禽(蛋鸡)	2017	104.93	文献分析	0.18	[7]
江苏	家禽	2019	49.81 ± 24.91	实测系数	0.14 ± 0.08	本研究
浙江	家禽(蛋鸡)	2013	12.3	文献分析	0.18	[54]
浙江	家禽	2019	12.74 ± 6.37	实测系数	0.14 ± 0.08	本研究
安徽	家禽	2019	44.91 ± 22.45	实测系数	0.14 ± 0.08	本研究

省家禽氨排放量为 12.3 kt, 与本研究中浙江省的氨排放量结果总体较为接近.

2.6.3 不确定性分析

NH_3 排放清单估算具有一定的不确定性, 主要原因有两方面: 一是活动水平数据获取的差异性; 二是排放因子具有不确定性. 本研究活动水平数据均来自长三角地区各省市统计年鉴, 具有较好的代表性, 但一部分数据难以从年鉴中直接获取, 对清单的结果存在一定影响. 与此同时, 影响 NH_3 排放系数的因素众多, 包括环境温度、通风模式、鸡舍类

型和清粪频率等, 也是造成 NH_3 排放清单不确定性的重要因素. 由表 6 可知, 不同研究中报道的排放系数存在巨大差异, 如采取单一或某一研究提供的排放系数来建立排放清单, 则由环境温度、通风模式、鸡舍类型和清粪频率等因素导致的 NH_3 排放系数差异范围分别可达到 $\pm 122\%$ 、 $\pm 79\%$ 、 $\pm 74\%$ 和 $\pm 56\%$; 而在长三角地区, 采用不同研究中报道的 NH_3 排放系数造成的排放清单不确定性范围也可达到 $\pm 50\%$ 左右. 本研究通过周年期的在线监测获取蛋禽养殖不同环节、不同季节和不同生长阶段的

NH_3 排放系数水平, 结合 RAINS 模型计算结果和已有报道的结果, 充分考虑不同研究方法和来源的差异性, 建立的 NH_3 排放清单不确定性相对较小, 可为了解和掌握长三角地区家禽养殖氨排放特征提供参考和依据。

3 结论

(1) 本研究通过在线高分辨率电化学传感器监测系统对长三角典型蛋鸡场棚舍养殖和粪便堆肥 2 大环节 NH_3 排放开展周年期的连续观测研究。结果表明, 棚舍养殖和粪便堆肥环节春夏秋冬 4 个季节 $\rho(\text{NH}_3)$ 日均值分别为: (1.85 ± 0.38) 、 (4.58 ± 0.33) 、 (3.87 ± 0.12) 、 $(2.83 \pm 0.47) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 (2.04 ± 0.50) 、 (4.04 ± 1.04) 、 (2.51 ± 0.67) 、 $(1.55 \pm 0.16) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ 。夏秋季的 NH_3 排放水平显著高于春冬季, 和温度呈一致的季节变化趋势。

(2) 蛋鸡养殖各环节 NH_3 排放呈显著的日小时变化趋势, 棚舍养殖环节春夏秋冬 4 个季节小时 $\rho(\text{NH}_3)$ 最大值出现在中午 13:00 ~ 14:00 左右, 分别为 (2.41 ± 0.61) 、 (4.64 ± 0.65) 、 (4.31 ± 0.32) 和 $(3.83 \pm 0.47) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, 最小值则出现在凌晨 01:00 ~ 03:00 之间; 粪便堆肥环节夏秋季节的 NH_3 小时浓度最大值出现在 16:00 ~ 19:00, 春冬季的日变化过程则不明显。日小时变化主要受日温度变化、畜禽活动和清粪管理等因素影响。

(3) 蛋鸡不同生长阶段的 NH_3 浓度呈显著的差异, 青年鸡、产蛋鸡和预淘汰鸡 $\rho(\text{NH}_3)$ 分别为 (1.85 ± 0.38) 、 (2.83 ± 0.47) 和 $(1.61 \pm 0.32) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, 产蛋鸡 NH_3 排放水平分别达到了青年鸡和预淘汰鸡的 1.53 倍和 1.65 倍。不同生长阶段代谢水平和饲料摄入量是造成 NH_3 排放水平差异的主要原因。

(4) 通过在线监测获取了长三角典型规模化蛋鸡场 NH_3 排放本地化系数, 棚舍养殖和粪便堆肥环节的 NH_3 排放系数分别为 $(0.11 \pm 0.06) \text{ kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$ 和 $(0.03 \pm 0.02) \text{ kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$, 合计排放系数达到了 $(0.14 \pm 0.08) \text{ kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$ 。根据粪便含氮量实测结合 RAINS 修正模型计算表明, 棚舍养殖和粪便堆肥环节的氨排放系数分别为 $(0.10 \pm 0.02) \text{ kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$ 和 $(0.02 \pm 0.01) \text{ kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$, 合计达到 $(0.12 \pm 0.02) \text{ kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$, 与在线监测获得的氨排放系数总体较为接近。

(5) 通过梳理已有研究中规模化蛋鸡场 NH_3 排放系数发现, 环境温度、通风模式、鸡舍类型和清粪频率是影响家禽养殖 NH_3 排放的主要影响因素,

其导致 NH_3 排放系数的差异范围分别达到了 $\pm 122\%$ 、 $\pm 79\%$ 、 $\pm 74\%$ 和 $\pm 56\%$; 而在长三角地区, 综合在线监测、模型模拟和对已有研究的分析结果表明, 家禽养殖的氨排放系数为 $(0.16 \pm 0.08) \text{ kg} \cdot (\text{bird} \cdot \text{a})^{-1}$, 采用不同排放系数造成清单不确定性范围也可达到 $\pm 50\%$ 左右。

(6) 综合在线实测、模型模拟和文献分析获取的 NH_3 排放系数, 建立了长三角地区家禽 NH_3 排放清单。2019 年长三角地区家禽养殖 NH_3 排放总量为 $(108.81 \pm 54.41) \text{ kt}$ 。北部地区 NH_3 排放量和 NH_3 排放强度显著高于南部地区, 盐城、徐州和南通市 NH_3 排放量最大的 3 个地级市, NH_3 排放量分别为 (14.87 ± 7.43) 、 (10.01 ± 5.00) 和 $(6.91 \pm 3.45) \text{ kt} \cdot \text{a}^{-1}$ 。从时间分布看, 夏季 NH_3 排放量显著高于春冬季, 达到了后者的 3.38 ~ 3.56 倍。

参考文献:

- [1] Behera S N, Sharma M. Transformation of atmospheric ammonia and acid gases into components of $\text{PM}_{2.5}$: an environmental chamber study [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2012, **19**(4): 1187-1197.
- [2] Sharma M, Kishore S, Tripathi S N, et al. Role of atmospheric ammonia in the formation of inorganic secondary particulate matter: a study at Kanpur, India [J]. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 2007, **58**(1): 1-17.
- [3] Steinfeld J I. Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change [J]. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 1998, **40**(7): 26.
- [4] Xu R T, Pan S F, Chen J, et al. Half-Century ammonia emissions from agricultural systems in southern Asia: magnitude, spatiotemporal patterns, and implications for human health [J]. *GeoHealth*, 2018, **2**(1): 40-53.
- [5] 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.
- [6] 吴琼, 赵学涛. 畜禽养殖氨排放核算方法和模型比较 [J]. *生态与农村环境学报*, 2018, **34**(4): 300-307.
Wu Q, Zhao X T. Study on accounting method and model of ammonia emissions from livestock and poultry breeding [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2018, **34**(4): 300-307.
- [7] 侯新红, 于兴娜, 沈丽, 等. 2013 ~ 2017 年江苏省人为源氨排放清单的建立及特征 [J]. *环境科学*, 2019, **40**(11): 4862-4869.
Hou X H, Yu X N, Shen L, et al. Establishment and characteristics of an artificial ammonia emissions inventory in Jiangsu province from 2013 to 2017 [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(11): 4862-4869.
- [8] 沈丽. 长江三角洲地区大气氨排放清单的建立及特征分析 [D]. 南京: 南京信息工程大学, 2019.
- [9] 赵睿东, 于兴娜, 侯新红, 等. 浙江省人为源氨排放清单建立及分布特征 [J]. *环境科学*, 2020, **41**(9): 3976-3984.
Zhao R D, Yu X N, Hou X H, et al. Establishment and spatial distribution of anthropogenic ammonia emission inventory in Zhejiang province [J]. *Environmental Science*, 2020, **41**(9): 3976-3984.
- [10] 刘波, 童仪, 李安, 等. 长江三角洲地区畜禽养殖业氨排放

- 清单研究[J]. 生态与农村环境学报, 2018, **34**(11): 1042-1049.
- Liu B, Tong Y, Li A, *et al.* Study on ammonia emission inventory of livestock over Yangtze River Delta[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2018, **34**(11): 1042-1049.
- [11] 董艳强, 陈长虹, 黄成, 等. 长江三角洲地区人为源氨排放清单及分布特征[J]. 环境科学学报, 2009, **29**(8): 1611-1617.
- Dong Y Q, Chen C H, Huang C, *et al.* Anthropogenic emissions and distribution of ammonia over the Yangtze River Delta[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2009, **29**(8): 1611-1617.
- [12] 张琪, 黄凌, 殷司佳, 等. 参数选取对畜禽养殖业大气氨排放的影响: 以长三角地区为例[J]. 环境科学, 2020, **41**(3): 1158-1166.
- Zhang Q, Huang L, Yin S J, *et al.* Impact of parameterization on the estimation of ammonia emissions: a case study over the Yangtze River Delta[J]. Environmental Science, 2020, **41**(3): 1158-1166.
- [13] Michiels A, Piepers S, Ulens T, *et al.* Impact of particulate matter and ammonia on average daily weight gain, mortality and lung lesions in pigs[J]. Preventive Veterinary Medicine, 2015, **121**(1-2): 99-107.
- [14] Miles D M, Miller W W, Branton S L, *et al.* Ocular responses to ammonia in broiler chickens[J]. Avian Diseases, 2006, **50**(1): 45-49.
- [15] Tao Z Y, Xu W J, Zhu C H, *et al.* Effects of ammonia on intestinal microflora and productive performance of laying ducks[J]. Poultry Science, 2019, **98**(5): 1947-1959.
- [16] Naseem S, King A J. Ammonia production in poultry houses can affect health of humans, birds, and the environment-techniques for its reduction during poultry production[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2018, **25**(16): 15269-15293.
- [17] 张海峰, 温春燕, 李慧琪. 2020 年世界生猪产业发展情况及 2021 年趋势[J]. 猪业科学, 2021, **38**(2): 34-38.
- Zhang H F, Wen C Y, Li H Q. Development of world pig industry in 2020 and its market trends in 2021[J]. Swine Industry Science, 2021, **38**(2): 34-38.
- [18] 袁正东. 我国家禽养殖业现状与发展趋势[J]. 中国家禽, 2011, **33**(3): 1-3.
- Yuan Z D. The status and development trends of china poultry industry[J]. China Poultry, 2011, **33**(3): 1-3.
- [19] 杨宁, 秦富, 徐桂云, 等. 我国蛋鸡养殖规模化发展现状调研分析报告[J]. 中国家禽, 2014, **36**(7): 2-9.
- [20] Koerkamp P W G 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**(2): 73-87.
- [21] Koerkamp P W G G, Metz J H M, Uenk G H, *et al.* Concentrations and emissions of ammonia in livestock buildings in northern Europe[J]. Journal of Agricultural Engineering Research, 1998, **70**(1): 79-95.
- [22] Ni J Q, Diehl C A, Chai L L, *et al.* Factors and characteristics of ammonia, hydrogen sulfide, carbon dioxide, and particulate matter emissions from two manure-belt layer hen houses[J]. Atmospheric Environment, 2017, **156**: 113-124.
- [23] 陈园. 上海市典型规模化猪场氨排放特征研究[D]. 上海: 华东理工大学, 2017.
- [24] 周忠强. 上海市典型规模化奶牛场氨排放特征研究[D]. 上海: 华东理工大学, 2019.
- [25] 王悦, 杨金凤, 薛文涛, 等. 规模化笼养蛋鸡舍冬季氨气和颗粒物排放特征研究[J]. 农业工程学报, 2018, **34**(23): 170-178.
- Wang Y, Yang J F, Xue W T, *et al.* Study of ammonia and particulate matter emission characteristics from large-scale cage layer house in winter[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2018, **34**(23): 170-178.
- [26] 王佳艺, 曹昀, 陈丹, 等. 规模化蛋鸡养殖场栏舍氨排放规律研究[J]. 环境污染与防治, 2020, **42**(5): 586-589.
- Wang J Y, Cao J, Chen D, *et al.* Study on the law of ammonia emission in large-scale layer house[J]. Environmental Pollution and Control, 2020, **42**(5): 586-589.
- [27] 陈峰, 何玉书. 笼养蛋鸡舍颗粒物和氨气浓度变化及其影响因素分析[J]. 中国家禽, 2015, **37**(12): 26-30.
- Chen F, He Y S. Influence factors analysis on particulate matter and ammonia concentrations in cage-rearing layer house[J]. China Poultry, 2015, **37**(12): 26-30.
- [28] 中华人民共和国生态环境部. 大气氨源排放清单编制技术指南[EB/OL]. http://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bgg/201408/t20140828_288364.htm, 2014-08-19.
- [29] 黄成, 陈长虹, 李莉, 等. 长江三角洲地区人为源大气污染物排放特征研究[J]. 环境科学学报, 2011, **31**(9): 1858-1871.
- Huang C, Chen C H, Li L, *et al.* Anthropogenic air pollutant emission characteristics in the Yangtze River Delta region, China[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2011, **31**(9): 1858-1871.
- [30] NY/T 2664-2014, 标准化养殖场 蛋鸡[S].
- [31] Huang D D, Guo H Q. Diurnal and seasonal variations of greenhouse gas emissions from a commercial broiler barn and cage-layer barn in the Canadian Prairies[J]. Environmental Pollution, 2019, **248**: 726-735.
- [32] Kavolelis B, Bleizgys R, Cesna J. Natural ventilation of animal sheds due to thermal buoyancy and wind[J]. Journal of Environmental Engineering and Landscape Management, 2008, **16**(4): 188-194.
- [33] 纪英杰, 沈根祥, 徐昶, 等. 典型季节规模化猪场氨排放特征研究[J]. 农业环境科学学报, 2019, **38**(11): 2573-2582.
- Ji Y J, Shen G X, Xu C, *et al.* Seasonal ammonia emission from intensive pig farm by high resolution online monitor[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2019, **38**(11): 2573-2582.
- [34] 杨志鹏, 栾胜基, 陈辽辽, 等. 养殖业氨排放清单模型进展及鸡的排放因子本地化[J]. 安徽农业科学, 2008, **36**(15): 6490-6493, 6502.
- Yang Z P, Luan S J, Chen L L, *et al.* Recent development of ammonia emission inventory model from livestock and the localization of emission factors of laying hen and broiler in China[J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2008, **36**(15): 6490-6493, 6502.
- [35] 王文林, 刘波, 韩睿明, 等. 农业源氨排放影响因素研究进展[J]. 生态与农村环境学报, 2016, **32**(6): 870-878.
- Wang W L, Liu B, Han R M, *et al.* Review of researches on factors affecting emission of ammonia from agriculture[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2016, **32**(6): 870-878.
- [36] 沈丰菊, 刘雪兰, 张克强. 密闭蛋鸡舍内 NH₃ 浓度变化规律及其影响因子分析[J]. 农业资源与环境学报, 2019, **36**(2): 221-226.
- Shen F J, Liu X L, Zhang K Q. Variation of ammonia concentration and influence factors analysis in layer house[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2019, **36**(2): 221-226.
- [37] 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.
- [38] 李玥函. 畜禽粪便堆肥过程的影响因素[J]. 中国畜牧兽医文摘, 2014, **30**(3): 47.
- [39] Li H, Xin H W, Burns R T, *et al.* Reducing ammonia emissions from laying-hen houses through dietary manipulation[J]. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 2012, **62**(2): 160-169.
- [40] 王强, 邵丹, 童海兵, 等. 不同清粪模式对鸡舍环境质量及鸡粪成分的影响[J]. 贵州农业科学, 2017, **45**(1): 87-90.
Wang Q, Shao D, Tong H B, *et al.* Effects of different dung cleaning mode on environment quality of chicken house and components of chicken dung[J]. *Guizhou Agricultural Sciences*, 2017, **45**(1): 87-90.
- [41] Shepherd T A, Xin H W, Stinn J P, *et al.* Ammonia and carbon dioxide emissions of three laying-hen housing systems as affected by manure accumulation time[J]. *Transactions of the ASABE*, 2017, **60**(1): 229-236.
- [42] 赵晨阳, 李洪枚, 魏源送, 等. 翻堆频率对猪粪条垛堆肥过程温室气体和氨气排放的影响[J]. 环境科学, 2014, **35**(2): 533-540.
Zhao C Y, Li H M, Wei Y S, *et al.* Effects of turning frequency on emission of greenhouse gas and ammonia during swine manure windrow composting[J]. *Environmental Science*, 2014, **35**(2): 533-540.
- [43] Sommer S G, Zhang G Q, Bannink A, *et al.* Algorithms determining ammonia emission from buildings housing cattle and pigs and from manure stores[J]. *Advances in Agronomy*, 2006, **89**: 261-335.
- [44] Janczak D, Malińska K, Czekala W, *et al.* Biochar to reduce ammonia emissions in gaseous and liquid phase during composting of poultry manure with wheat straw[J]. *Waste Management*, 2017, **66**: 36-45.
- [45] Liang Y, Xin H, Wheeler E F, *et al.* Ammonia emissions from U. S. laying hen houses in Iowa and Pennsylvania [J]. *Transactions of the ASAE*, 2005, **48**(5): 1927-1941.
- [46] Li L W, Li Q F, Chai L L, *et al.* The national air emissions monitoring study's southeast layer site: Part III. Ammonia concentrations and emissions[J]. *Transactions of the ASABE*, 2013, **56**(3): 1185-1197.
- [47] Lin X J, Zhang R H, Jiang S M, *et al.* Emissions of ammonia, carbon dioxide and particulate matter from cage-free layer houses in California[J]. *Atmospheric Environment*, 2017, **152**: 246-255.
- [48] Redwine J S, Lacey R E, Mukhtar S, *et al.* Concentration and emissions of ammonia and particulate matter in tunnel-ventilated broiler houses under summer conditions in Texas [J]. *Transactions of the ASAE*, 2002, **45**(4): 1101-1109.
- [49] Simsek E, Kilic I, Yaslioglu E, *et al.* The effects of environmental conditions on concentration and emission of ammonia in chicken farms during summer season[J]. *CLEAN-Soil Air Water*, 2013, **41**(10): 955-962.
- [50] Alberdi O, Arriaga H, Calvet S, *et al.* Ammonia and greenhouse gas emissions from an enriched cage laying hen facility [J]. *Biosystems Engineering*, 2016, **144**: 1-12.
- [51] Morgan R J, Wood D J, Van Heyst B J. The development of seasonal emission factors from a Canadian commercial laying hen facility[J]. *Atmospheric Environment*, 2014, **86**: 1-8.
- [52] Kilic I. Ammonia and carbon dioxide emissions from a laying hen house under summer conditions in Bursa region of Turkey [J]. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 2017, **21**(6): 2067-2073.
- [53] Zhu Z, Dong H, Zhou Z, *et al.* Ammonia and greenhouse gases concentrations and emissions of a naturally ventilated laying hen house in northeast China[J]. *Transactions of the ASABE*, 2011, **54**(3): 1085-1091.
- [54] 余飞翔, 晁娜, 吴建, 等. 浙江省2013年农业源氨排放清单研究[J]. 环境污染与防治, 2016, **38**(10): 41-46.
Yu F X, Chao N, Wu J, *et al.* Research on agricultural ammonia emission inventory of Zhejiang Province in 2013 [J]. *Environmental Pollution and Control*, 2016, **38**(10): 41-46.
- [55] 房效凤, 沈根祥, 徐昶, 等. 上海市农业源氨排放清单及分布特征[J]. 浙江农业学报, 2015, **27**(12): 2177-2185.
Fang X F, Shen G X, Xu C, *et al.* Agricultural ammonia emission inventory and its distribution characteristics in Shanghai [J]. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 2015, **27**(12): 2177-2185.

CONTENTS

Analysis on Spatial-temporal Characteristics and Driving Factors of PM _{2.5} in Henan Province from 2015 to 2019	GE Qi-xu, LIU Yan, YANG Hong, <i>et al.</i>	(1697)
Pollution Characterization, Source Identification, and Health Risks of Atmospheric Particle-Bound Heavy Metals in PM _{2.5} in Zhengzhou City: Based on High-resolution Data	QU Guang-hui, SUN Jun-ping, WANG Shen-bo, <i>et al.</i>	(1706)
Source Analysis and Composition Characteristics of Water-soluble Ions During Spring Festival in Ningbo	YANG Meng-rong, PAN Yong, HUANG Zhong-wen, <i>et al.</i>	(1716)
Characteristics of Nitroaromatic Compounds in PM _{2.5} in Urban Area of Shanghai	ZHUANG Min, MA Ying-ge, CHENG Yu-huang, <i>et al.</i>	(1725)
Characteristics and Sources of Nitrated Phenols in Atmospheric Fine Particles of Northern Suburban Nanjing	CHEN Mei-juan, QIAN Zi-he, GU Chen-juan, <i>et al.</i>	(1738)
Variety of the Composition and Sources of VOCs During the Spring Festival and Epidemic Prevention in the Pearl River Delta	JIANG Ming, YUAN Luan, WEN Li-rong, <i>et al.</i>	(1747)
Speciated Emission Inventory of VOCs from Industrial Sources and Their Ozone Formation Potential in Chongqing	LI Ling, LI Zhen-liang, FANG Wei-kai, <i>et al.</i>	(1756)
Volatile Organic Compound Emission Characteristics and Influences Assessment of a Petrochemical Industrial Park in the Pearl River Delta Region	ZHANG Xue-chi, SHA Qing-e, LU Meng-hua, <i>et al.</i>	(1766)
Characteristics and Source Apportionment of Vehicular VOCs Emissions in a Tunnel Study	LIU Xin-hui, ZHU Ren-cheng, JIN Bo-qiang, <i>et al.</i>	(1777)
Accurate Identification of Pollution Sources in a Chemical Enterprise Based on a Distributed Multi-channel VOCs Online Monitoring Mass Spectrometry System	WEI Xiao, ZHANG Yong-jie, WANG Pei-tao, <i>et al.</i>	(1788)
Coordinated Control of PM _{2.5} and O ₃ in Hangzhou Based on SOA and O ₃ Formation Potential	LIN Xu, YAN Ren-chang, JIN Jia-jia, <i>et al.</i>	(1799)
Effect of WESP on Emission Characteristics of Condensable Particulate Matter from Ultra-low Emission Coal-fired Power Plants	WANG Peng-cheng, YUAN Chang, LIANG Sheng-wen, <i>et al.</i>	(1808)
Measurement Analysis and Superposed Effect of Residential Indoor Air Pollutants in Xi'an	WANG Xiu-ru, FAN Hao, FAN Jie, <i>et al.</i>	(1814)
Occurrence of Atmospheric (Micro)plastics and the Characteristics of the Plastic Associated Biofilms in the Coastal Zone of Dalian in Summer and Autumn	TU Chen, TIAN Yuan, LIU Ying, <i>et al.</i>	(1821)
Spatiotemporal Distribution of Ammonia Emissions from Poultry Farming in the Yangtze River Delta Based on Online Monitoring Derived Local Emission Factors	GAO Zong-yuan, XU Chang, NI Yuan-zhi, <i>et al.</i>	(1829)
Agricultural Ammonia Emission Inventory and Its Distribution in Xining City	YANG Yi, JI Ya-qin, GAO Yu-zong, <i>et al.</i>	(1844)
Analysis of the Urban Water Eco-environment Protection Strategy in the Beijing-Tianjin-Hebei Region from "Three Waters" Overall Planning	LIAO Ya, HOU Xiao-shu, REN Xiao-hong	(1853)
Non-carcinogenic Risk Assessment of Cadmium Exposure Through Drinking Water in Chinese Residents Based on Age-stratification Weight	QIN Ning, Ayibota Tuexunbieke, LIU Yun-wei, <i>et al.</i>	(1863)
Hydrochemical Characteristics and Transformation Relationship of Surface Water and Groundwater in the Plain Area of Bortala River Basin, Xinjiang	LEI Mi, ZHOU Jin-long, ZHANG Jie, <i>et al.</i>	(1873)
Hydrochemical Composition Characteristics and Control Factors of Xiaohuangni River Basin in the Upper Pearl River	TU Chun-lin, YIN Lin-hu, HE Cheng-zhong, <i>et al.</i>	(1885)
Temporal and Spatial Variation Characteristics and Driving Factors of Nitrogen of Shallow Groundwater in Hetao Irrigation District	YUAN Hong-ying, YANG Shu-qing, ZHANG Wan-feng, <i>et al.</i>	(1898)
Provenance of Groundwater Solute and Its Controlling Factors in Yancheng Area	WANG Jian, ZHANG Hua-bing, XU Jun-li, <i>et al.</i>	(1908)
Hydrogen and Oxygen Isotopic Characteristics of Different Water and Indicative Significance in Baiyangdian Lake	WANG Yu-shan, YIN De-chao, QI Xiao-fan, <i>et al.</i>	(1920)
Optical Composition and Potential Driving Factors of Chromophoric Dissolved Organic Matter in Large Lakes and Reservoirs in the Eastern Region of China	CHEN Li-li, XIAO Qi-tao, YU Xiao-qin, <i>et al.</i>	(1930)
Fluorescence Spectral Characteristics of Dissolved Organic Matter in Songhua Lake Sediment	CHENG Yun-xuan, ZHAO Ke, ZHANG Yue, <i>et al.</i>	(1941)
Abundance and Fluorescent Components of Dissolved Organic Matter Affected by Land Use in a Drinking Water Source	GAO Jing, PU Xiao, ZHANG Yu-hu, <i>et al.</i>	(1950)
Emission of Methane from a Key Lake in the Eastern Route of the South-to-North Water Transfer Project and the Corresponding Driving Factors	ZHU Jun-yu, PENG Kai, LI Yu-yang, <i>et al.</i>	(1958)
Distribution Characteristics and Ecological and Health Risk Assessment of Phthalic Acid Esters in Surface Water of Qiandao Lake, China	MI Qi-xin, GUO Xiao-chun, LU Shao-yong, <i>et al.</i>	(1966)
Phosphorus Adsorption Characteristics and Loss Risk in Sediments of Lake Bay During the Overwinter Period of Cyanobacteria	JIN Zheng-hai, TU Cheng-qi, WANG Shu-hang, <i>et al.</i>	(1976)
Ecological Quality Assessment of the Wetlands in Beijing: Based on Plant Diversity	LI Guo, SUN Guang, ZHAO Zi-yi, <i>et al.</i>	(1988)
Effects of Pollution Control of Xiaqing River on Environment Factors and Phytoplankton Community in the Laizhou Bay	ZHANG Jing-jing, WANG Yu-jue, LI Fan, <i>et al.</i>	(1997)
Effects of Different Aeration Treatments on Bacterial Diversity, Metabolic Activity, and Function in Constructed Wetlands	WANG Fei-peng, HUANG Ya-ling, ZHANG Rui-rui, <i>et al.</i>	(2007)
Analysis on the Source Tracing and Pollution Characteristics of Rainfall Runoff in the Old Urban Area of Nanning City	YUE Zhen-wu, LI Yi-ping, ZHOU Yu-xuan, <i>et al.</i>	(2018)
Effects of Aging on the Cd Adsorption by Microplastics and the Relevant Mechanisms	WANG Jun-jie, CHEN Xiao-chen, LI Qian-da, <i>et al.</i>	(2030)
Carbonized Foam Supported Co ₃ O ₄ Activated Peroxymonosulfate Towards Rhodamine B Degradation	WANG Yuan-yuan, YAN Xin, AI Tao, <i>et al.</i>	(2039)
Promoting Nitrogen Removal in ANAMMOX Biofilm Reactor by Fe ²⁺ Under Low Nitrogen Concentration	ZHENG Xu-wen, QIN Jia-fu, WANG Xiao-jun, <i>et al.</i>	(2047)
Investigation on Oxygen Gas-liquid Mass Transfer in Sewage Pipelines Under Enhanced Ventilation	YANG Zhou, ZHANG Zhi-qiang, YANG Jing, <i>et al.</i>	(2055)
Characteristics and Assessment of Heavy Metal Contamination in Soils of Industrial Regions in the Yangtze River Economic Belt	ZHANG Yi, ZHOU Xin-quan, ZENG Xian-min, <i>et al.</i>	(2062)
Distribution and Environmental Significance of Rare Earth Elements in Typical Protected Vegetable Soil, Northern China	WANG Zu-wei, LIU Ya-ming, WANG Zi-lu, <i>et al.</i>	(2071)
Sources Identification, Ecological Risk Assessment, and Controlling Factors of Potentially Toxic Elements in Typical Lead-Zinc Mine Area, Guizhou Province, Southwest China	ZHANG Fu-gui, PENG Min, HE Ling, <i>et al.</i>	(2081)
Distribution Characteristics of Heavy Metals in Soils Affected by Different Land Use Types in a Superimposed Pollution Area with High Geological Background	WANG Xue-wen, LIU Hong-yan, GU Xiao-feng, <i>et al.</i>	(2094)
Distribution Characteristics of Heavy Metals in Farmland Soils Around Mining Areas and Pollution Assessment	WANG Hai-yang, HAN Ling, XIE Dan-ni, <i>et al.</i>	(2104)
Concentration Characteristics of Heavy Metals in Farmland-Sphagnum System and Ecological Risk Assessment	ZHU Di, ZHANG Zhao-hui, WANG Zhi-hui	(2115)
Spatial Variation and Influencing Factors of Soil pH in Anshun City	CHEN Qing-xia, LU Xiao-hui, TU Cheng-long	(2124)
Synergistic Repair Effect of Calcite-Based Passivator and Low-Accumulation Maize	REN Chao, REN Yu-zhong, LI Jing-tian, <i>et al.</i>	(2133)
Effects of <i>Burkholderia</i> sp. Y4 on Cadmium Damage and Uptake in Rice Seedlings	ZHANG Ya-hui, LIU Yue-min, WANG Chang-rong, <i>et al.</i>	(2142)
Changing Characteristics of Carbon-Based Greenhouse Gas Fluxes in Paddy Field in the Middle-Lower Yangtze Plain in China	LIU Shuo, ZHEN Xiao-jie, LIU Gang, <i>et al.</i>	(2151)
Effects of Plastic Film Mulching and Biochar Application on N ₂ O Emission from a Vegetable Field	HU Jian, JIANG Chang-sheng, CHEN Xin-tong, <i>et al.</i>	(2163)
Effects of Nitrogen Fertilizer Management on CH ₄ and N ₂ O Emissions in Paddy Field	ZHENG Mei-qun, LIU Juan, JIANG Pei-kun, <i>et al.</i>	(2171)
Structure and Functional Diversity of Bacterial Community in Rhizosphere Soil of Typical Vegetation in the Riparian Zone Along the Downstream of Songhua River	WANG Lu-ying, SUN Hui-zhen, YANG Xue	(2182)
Effects of Cotton Stalk Returning on Soil Enzyme Activity and Bacterial Community Structure Diversity in Cotton Field with Long-term Saline Water Irrigation	ZHOU Yong-xue, CHEN Jing, LI Yuan, <i>et al.</i>	(2192)
Effect of pH on the Abundance and Community Structure of Comammox <i>Nitrospira</i> in Paddy Soils	MA Rui, ZHAO Yong-peng, WANG Zhi-hui, <i>et al.</i>	(2204)
Effects of Biochar on Soil Organic Carbon of Eroded Cultivated Layer of Slope Farmland in Purple Hilly Area	ZHANG Jian-le, ZENG Xiao-ying, SHI Dong-mei, <i>et al.</i>	(2209)
Effects of Organic Fertilizer Replacing Chemical Fertilizer on Organic Carbon Mineralization and Active Organic Carbon in Dryland Yellow Soil	LIN Shi-fang, WANG Xiao-li, DUAN Jian-jun, <i>et al.</i>	(2219)
Soil Organic Carbon Storage, Active Component Contents, and Stability Along a Flooding Gradient in the Tidal Wetland of the Jiulong River Estuary	HUANG Xiao-qing, TONG Chuan, LUO Min, <i>et al.</i>	(2226)
System Construction and the Function Improvement of Ecological Carbon Sink in Coal Mining Areas Under the Carbon Neutral Strategy	LIU Xiang-hong, YAN Yong-jun, LIU Wei, <i>et al.</i>	(2237)