



**基于本地化因子的上海市露天蔬菜地氨排放时空分布特征**

苗文亮, 徐昶, 沈根祥, 钱晓雍, 纪英杰, 倪远之, 付侃, 徐春花

引用本文:

苗文亮, 徐昶, 沈根祥, 钱晓雍, 纪英杰, 倪远之, 付侃, 徐春花. 基于本地化因子的上海市露天蔬菜地氨排放时空分布特征[J]. *农业资源与环境学报*, 2022, 39(3): 527–535.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.13254/j.jare.2021.0039>

**您可能感兴趣的其他文章**

Articles you may be interested in

**安徽省畜禽养殖粪尿及养分含量时空分布特征**

张靖雨, 汪邦稳, 袁先江, 龙昶宇

*农业资源与环境学报*. 2021, 38(2): 295–304 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0374>

**脲酶/硝化抑制剂减少农田土壤氮素损失的作用特征**

宋涛, 尹俊慧, 胡兆平, 王亮亮, 张强, 陈清, 曹文超

*农业资源与环境学报*. 2021, 38(4): 585–597 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0344>

**丹江口水库总氮、氨氮遥感反演及时空变化研究**

刘轩, 赵同谦, 蔡太义, 肖春艳, 陈晓舒, 张文静

*农业资源与环境学报*. 2021, 38(5): 829–838 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2021.0195>

**纳米氧化锌对两种蔬菜种子发芽及幼苗生长的影响**

林茂宏, 沈玫玫, 吴佳妮, 陈慧玲, 徐艺萌, 刘维涛

*农业资源与环境学报*. 2021, 38(1): 72–78 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0099>

**惠州市畜禽养殖污染耕地承载负荷估算及风险评价**

宋江燕, 吴根义, 苏文幸, 余磊, 马晓蕊, 柳王荣, 袁俊杰

*农业资源与环境学报*. 2021, 38(2): 191–197 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0312>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

苗文亮, 徐昶, 沈根祥, 等. 基于本地化因子的上海市露天蔬菜地氨排放时空分布特征[J]. 农业资源与环境学报, 2022, 39(3): 527-535.

MIAO W L, XU C, SHEN G X, et al. Local emission factors and spatio-temporal distribution of open-air vegetable production-related ammonia emissions in Shanghai[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2022, 39(3): 527-535.



开放科学 OSID

## 基于本地化因子的上海市露天蔬菜地氨排放时空分布特征

苗文亮<sup>1,2</sup>, 徐昶<sup>1\*</sup>, 沈根祥<sup>1,2</sup>, 钱晓雍<sup>1</sup>, 纪英杰<sup>1</sup>, 倪远之<sup>1</sup>, 付侃<sup>1</sup>, 徐春花<sup>3</sup>

(1. 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, 上海 200233; 2. 华东理工大学资源与环境工程学院, 上海 200233; 3. 上海市农业技术推广中心, 上海 200233)

**摘要:**为获取上海地区露天蔬菜种植的NH<sub>3</sub>排放规律及时空分布特征,通过通气-氨捕获法对露天蔬菜种植的NH<sub>3</sub>排放特征进行监测,并对主要气象参数进行同步观测。结果表明,4个季节5种典型露天蔬菜的NH<sub>3</sub>累积排放量范围为14.44~41.94 kg·hm<sup>-2</sup>, NH<sub>3</sub>排放通量最大值出现在施肥后2~5 d, NH<sub>3</sub>排放持续时间为15~18 d,追肥期的NH<sub>3</sub>排放通量显著高于基肥期。叶菜类、瓜类、茄果类、豆类和白菜类的NH<sub>3</sub>排放损失率分别达到了6.02%、18.30%、14.98%、14.57%和11.77%,表现为瓜类>茄果类>豆类>白菜类>叶菜类。相关性分析表明,温度和湿度是影响露天蔬菜种植NH<sub>3</sub>排放的主要因素,温度对NH<sub>3</sub>排放有显著的促进作用,湿度则与之呈较好的负相关关系。2017年上海市露天蔬菜种植NH<sub>3</sub>排放总量达到832 t,空间分布特征表明,上海市露天蔬菜NH<sub>3</sub>排放总量最高的3个区为崇明区、浦东新区和青浦区,合计占NH<sub>3</sub>排放总量的67%以上;NH<sub>3</sub>排放季节变化特征表现为夏季>秋季>春季>冬季,夏季的NH<sub>3</sub>排放总量达到冬季的3.6倍。研究表明,上海地区露天蔬菜种植的NH<sub>3</sub>排放变化特征显著,时空分布具有明显的规律性。

**关键词:** NH<sub>3</sub>排放; 排放通量; 排放系数; 露天蔬菜种植; 上海

中图分类号: S63

文献标志码: A

文章编号: 2095-6819(2022)03-0527-09

doi: 10.13254/j.jare.2021.0039

### Local emission factors and spatio-temporal distribution of open-air vegetable production-related ammonia emissions in Shanghai

MIAO Wenliang<sup>1,2</sup>, XU Chang<sup>1\*</sup>, SHEN Genxiang<sup>1,2</sup>, QIAN Xiaoyong<sup>1</sup>, JI Yingjie<sup>1</sup>, NI Yuanzhi<sup>1</sup>, FU Kan<sup>1</sup>, XU Chunhua<sup>3</sup>

(1. State Environmental Protection Key Laboratory of Environmental Health Impact Assessment of Emerging Contaminants, Shanghai Academy of Environmental Sciences, Shanghai 200233, China; 2. School of Resources and Environment Engineering, East China University of Science and Technology, Shanghai 200233, China; 3. Shanghai Agricultural Technology Extension Center, Shanghai 200233, China)

**Abstract:** In this study, we monitored the ammonia emission characteristics of open-air vegetable cultivation using the dynamic box-aeration method and simultaneously observed the main meteorological parameters in order to obtain the characteristics of ammonia emission from open-air vegetable cultivation and its spatio-temporal distribution in Shanghai. The results showed that the cumulative ammonia emission amount of 5 typical open-air vegetables in 4 seasons ranged 14.44~41.94 kg·hm<sup>-2</sup>, and the highest ammonia emission appeared between day 2 and day 5 post fertilization. Most of the emitted ammonia was released within 15~18 days. The ammonia emission during the topdressing stage was significantly higher than that of the base fertilization stage. The ammonia emission loss rates of leafy vegetables, melons, solanaceous fruits, beans, and cabbage reached 6.02%, 18.30%, 14.98%, 14.57%, and 11.77%, respectively, following

收稿日期: 2021-01-19 录用日期: 2021-05-19

作者简介: 苗文亮(1995—),男,河南商丘人,硕士研究生,研究方向为环境健康与农村生态。E-mail: mwl19950914@163.com

\*通信作者: 徐昶 E-mail: xuc@saes.sh.cn

基金项目: 上海市科技兴农项目(沪农科推字(2019)第2-1号); 国家重点研发计划项目(2018YFC0213303)

**Project supported:** Shanghai Agriculture Applied Technology Development Program, China (G20190201); The National Key Research and Development Program of China (2018YFC0213303)

the order of melon > eggplant > beans > cabbage > leafy vegetables. The correlation analysis showed that temperature and humidity were the two main ammonia emission-affecting factors in open-air vegetable cultivation lands. Furthermore, temperature and humidity exhibited a strong positive and a significantly negative correlation with the ammonia emission flux, respectively. In 2017, the total ammonia emissions from open-air vegetable cultivation in Shanghai reached 832 tons. Analyses of the spatio-temporal distribution characteristics of total ammonia emissions in Shanghai showed that the three districts with the highest ammonia emissions are Chongming, Pudong, and Qingpu, accounting for more than 67% of the total ammonia emissions. The seasonal distribution characteristics of the total ammonia emissions are summer > autumn > spring > winter across the whole city of Shanghai. The total ammonia emissions in summer are 3.6 times significantly higher than those in winter. In conclusion, the NH<sub>3</sub> emission of open-air vegetable cultivation in Shanghai exhibits significant changes and its spatio-temporal distribution shows obvious regularity.

**Keywords:** NH<sub>3</sub> emission; emission flux; emission factors; open-air vegetable cultivation; Shanghai

氨(NH<sub>3</sub>)是大气中主要的碱性气体,在大气化学作用、运输和沉降等过程中扮演着重要角色<sup>[1]</sup>。挥发到大气中的NH<sub>3</sub>在大气运输和沉降过程中对环境形成氮负荷,过量的氮负荷会使环境富营养化,因此会对生态系统造成各种负面影响,如导致土壤、水体酸化和生物多样性的变化<sup>[2-3]</sup>。NH<sub>3</sub>排放还会在大气中快速沉积形成N<sub>2</sub>O,而N<sub>2</sub>O是重要的温室气体之一,因此NH<sub>3</sub>排放会增加与农业系统相关的全球变暖潜力<sup>[4]</sup>。在空气潮湿的情况下,NH<sub>3</sub>易与大气中硫酸和硝酸反应形成颗粒物,对PM<sub>2.5</sub>污染及灰霾天气的产生有重要影响<sup>[5-7]</sup>。研究表明,农业源NH<sub>3</sub>排放是大气中NH<sub>3</sub>的主要来源之一<sup>[8]</sup>,其中施用氮肥造成的NH<sub>3</sub>排放占总排放量的40%以上<sup>[9]</sup>。2006—2014年长江三角洲地区氮肥施用所释放的NH<sub>3</sub>排放量占总排放量的60%左右<sup>[10]</sup>。研究显示,蔬菜种植过程的氮肥施用是北方种植业NH<sub>3</sub>排放的最主要来源,贡献率达到了38.91%<sup>[11]</sup>,而在上海地区,随着工业化和城市化的持续发展,近年来耕地面积逐渐减少,蔬菜种植面积不断上升<sup>[12]</sup>,其NH<sub>3</sub>排放对大气环境的影响也日益凸显。

国外较早就已经开展NH<sub>3</sub>排放来源的研究,据FERM<sup>[13]</sup>的研究统计,欧洲NH<sub>3</sub>排放量从1950年前后开始急剧增加,其中畜禽养殖和氮肥施用排放的NH<sub>3</sub>占人为源NH<sub>3</sub>排放总量的90%以上,在大多数亚洲国家,氮肥施用造成的NH<sub>3</sub>排放约占总排放量的45%<sup>[14]</sup>。有研究表明,全球农田NH<sub>3</sub>排放量为(14.4±2.3) Tg<sup>[15]</sup>,中国、印度和美国贡献最大,占全球农田NH<sub>3</sub>排放量的60%以上<sup>[16]</sup>。国内当前对农田NH<sub>3</sub>挥发方面的研究主要集中在水稻、玉米、小麦等粮食作物。研究显示,我国太湖流域水稻种植期间NH<sub>3</sub>累积排放量占施氮量的21.3%<sup>[17]</sup>,东北地区春玉米种植NH<sub>3</sub>排放损失率为11.06%<sup>[18]</sup>;山楠等<sup>[19]</sup>研究发现京郊地区小

麦田NH<sub>3</sub>排放损失率为2.0%~6.7%。然而国内外针对蔬菜种植NH<sub>3</sub>排放损失的研究较少,丁武汉<sup>[20]</sup>研究得到设施黄瓜-番茄地中施用化肥氮处理的NH<sub>3</sub>挥发系数为0.43%~3.83%,罗付香等<sup>[21]</sup>发现白菜种植的NH<sub>3</sub>排放损失率在5.03%~7.20%之间,但这些研究大多针对某一种蔬菜或某一个季节开展,缺乏不同季节和不同蔬菜类型NH<sub>3</sub>排放特征的系统性研究。

鉴于此,本研究以上海地区典型蔬菜品种不同种植模式为研究对象,采用通气-氨捕获法对露天蔬菜种植的NH<sub>3</sub>排放进行监测,并对监测区域所在地的气象因子进行监测,通过第二次全国污染源普查及上海市农委相关统计,获取上海各区镇蔬菜种植面积,以及不同蔬菜典型季节种植面积等数据,探讨常规施肥条件下露天蔬菜地NH<sub>3</sub>排放特征及其关键影响因子,分析上海地区露天蔬菜地的NH<sub>3</sub>排放规律特征及其时空分布,为完善上海地区乃至太湖流域农业源NH<sub>3</sub>排放本地化系数和排放清单提供数据基础。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况与试验设计

本研究选取上海市青浦现代农业园区露天蔬菜田为试验研究区域。青浦农业园区位于上海市青浦区练塘镇泾花村(30.58°N,120.04°E),该地属于北亚热带季风气候,年均温度16℃,年均降雨量1181mm,其中60%的降雨集中在4—8月。试验区域土壤为青紫泥,0~20cm耕层土壤基础性质:有机碳10.3g·kg<sup>-1</sup>,全氮1.09g·kg<sup>-1</sup>,有效磷0.92g·kg<sup>-1</sup>,速效钾15.35g·kg<sup>-1</sup>,含水率17.27%,pH7.9,阳离子交换量(CEC)12.24cmol·kg<sup>-1</sup>。

试验时间为2017年3月—2018年3月,春季为3—6月,夏季为6—9月,秋季为9—11月,冬季为11月至次年3月。共设置三块小区,面积分别为60m×

30 m、40 m×30 m 和 30 m×30 m,分别种植叶菜类蔬菜、白菜类蔬菜、瓜类蔬菜、茄果类蔬菜和豆类蔬菜。每个小区设置3个平行、1个背景空白对照,小区之间设置0.5 m高的水泥田埂,防止土壤与水分交换。

根据上海市农委数据及露天常见蔬菜类型调研结果,试验地根据蔬菜种植的季节性规律分时段种植不同品种蔬菜。叶菜类蔬菜种植时间一般为春季与秋季,生长周期为1~2个月,种植期与生长期均在春秋季节;夏季温度高,适合喜热怕冷的茄果类和瓜类蔬菜生长,茄果类蔬菜生长周期为2~3个月,瓜类蔬菜生长周期为4~6个月,一般初夏种植,夏季生长成熟;豆类蔬菜生长周期为2~3个月,一般在夏季末进行种植,秋季生长成熟;冬季温度较低,一般种植白菜,生长周期为1~2个月。因此,本研究在春季种植叶菜类,代表性蔬菜为小青菜;夏季种植茄果类和瓜类,代表性蔬菜为茄子和南瓜;秋季种植豆类,代表性蔬菜为豇豆;冬季种植白菜类,代表性蔬菜为大白菜。各季节种植品种及周期如表1所示。

### 1.2 施肥管理

研究期间施肥管理及灌溉方式如表1所示。叶菜类、瓜类与茄果类蔬菜在基肥撒施后进行定植或播种,之后进行追肥。豆类与白菜类蔬菜施用基肥后定植,不再进行追肥。施肥量均参照当地常规施肥方式与用量,以反映上海市露天蔬菜实际种植状况下的NH<sub>3</sub>排放特征。其中所用有机肥主要成分为有机质,尿素主要成分为碳酰胺,复合肥为硫酸钾型复合肥,主要成分为硫酸一铵、硫酸二铵、硫酸铵、硫酸钾。灌溉方式为漫灌,即直接利用胶皮水管从灌溉渠道引水进行大水浇灌。

### 1.3 试验材料与方法

基于露天蔬菜田的实际特点,采用通气法监测获取NH<sub>3</sub>排放通量。通气法装置由内径15 cm、高14 cm

的圆柱形聚氯乙烯管制成。在管内距地面5 cm和9 cm处分别放置两块厚度2 cm、直径15 cm的海绵。海绵放置之前浸以15 mL的磷酸甘油溶液,下层的海绵用于吸收土壤排放的NH<sub>3</sub>,上层海绵用于隔绝外界空气中的NH<sub>3</sub>。土壤挥发NH<sub>3</sub>的捕获于施肥当天开始,在各小区的不同位置分别放置3个捕获装置,次日早晨8:00取样。取样时,将通气装置下层的海绵取出,迅速装入盛有300 mL KCl浸提液的塑料瓶中,密封后带回实验室分析;同时将另一块准备好的浸过磷酸甘油的海绵换上;上层海绵则根据实际情况3~7 d更换1次。采集的海绵样品装入盛有300 mL 1.0 mol·L<sup>-1</sup> KCl浸提液的塑料瓶中,使海绵完全浸于其中,振荡1 h后,浸取液用流动注射-水杨酸分光光度法(HJ 666—2013)测定铵态氮的浓度。采样周期为每次施肥后的1~10 d,此后根据NH<sub>3</sub>浓度水平每隔3 d或7 d监测一次,直到浓度变化趋向平稳。NH<sub>3</sub>排放通量具体试验方法参考文献[22]及第二次全国污染源普查种植业氨气排放量普查核算的NH<sub>3</sub>排放通量推荐测试方法。为了保证试验数据可靠性,本研究在实验室内进行回收率试验,结果表明该方法回收率达到99.51%,变异系数仅为0.77%,证明通气法捕获装置内的NH<sub>3</sub>挥发过程更接近于自然情况,测定结果的准确度和精确度也较高。

通过拓普瑞超声波气象五参数仪在线获取试验期间的温度、相对湿度、气压、风速等主要气象数据,并通过全球天气精确预报网(www.wunderground.com)获得区域环境气象数据作为比对,确保数据准确可靠。

此外,根据第二次全国污染源普查及上海市农委相关数据,获取了上海各区镇蔬菜种植面积以及不同蔬菜各季节种植面积(春季10 548 hm<sup>2</sup>、夏季8 754 hm<sup>2</sup>、秋季15 513 hm<sup>2</sup>、冬季3 729 hm<sup>2</sup>)等数据,结合实

表1 露天蔬菜种植周期、施肥管理及灌溉方式

Table 1 Planting cycle, fertilization management and irrigation mode of open field vegetables

蔬菜类型 Vegetable type	种植面积 Area/hm <sup>2</sup>	代表品种 Variety	种植时间 Planting time	施肥时间 Fertilization time	施肥类型 Fertilization type	施氮量 Nitrogen application rate/(kg·hm <sup>-2</sup> )	施肥深度 Fertilization depth	灌溉方式 Irrigation mode
叶菜类	10 548	小青菜	4—6月	4月23日	基肥(有机肥)	55	翻耕10 cm	施肥后漫灌
				4月30日	追肥(尿素)	185	撒施	
茄果类	2 265	茄子	5—7月	4月23日	基肥(有机肥)	55	翻耕10 cm	施肥后漫灌
				5月15日	追肥(尿素)	185	撒施	
瓜类	6 489	南瓜	5—8月	4月23日	基肥(有机肥)	55	翻耕10 cm	施肥后漫灌
				5月15日	追肥(尿素)	185	撒施	
豆类	4 965	豇豆	8—10月	8月15日	基肥(复合肥)	164	翻耕10 cm	施肥后漫灌
白菜类	3 729	大白菜	11月至次年1月	11月10日	基肥(复合肥)	210	翻耕10 cm	施肥后漫灌

测获得的本地化排放因子,得到全市各区镇NH<sub>3</sub>排放时空分布清单。

### 1.4 数据处理

NH<sub>3</sub>排放通量及损失率等参数计算参照文献[22]和第二次全国污染源普查种植业氨气排放量普查核算的推荐方法,具体如下:

#### (1)NH<sub>3</sub>排放通量

$$F = \frac{C \times V}{\pi \times r^2 \times T} \quad (1)$$

式中: $F$ 为NH<sub>3</sub>排放通量,mg·m<sup>-2</sup>·d<sup>-1</sup>;  $C$ 为所测得NH<sub>3</sub>浓度,mg·L<sup>-1</sup>;  $V$ 为提取液体积,L;  $r$ 为气体收集装置的半径,m;  $T$ 为收集时间,d。

#### (2)NH<sub>3</sub>累积排放量

$$L = \sum_j (F_j - F_{ck,j}) \quad (2)$$

式中: $L$ 为NH<sub>3</sub>累积排放量,kg·hm<sup>-2</sup>;  $j$ 为时间,d;  $F_j$ 为第 $j$ 天的NH<sub>3</sub>排放通量,kg·hm<sup>-2</sup>·d<sup>-1</sup>;  $F_{ck,j}$ 为第 $j$ 天空白对照处理的NH<sub>3</sub>排放通量,kg·hm<sup>-2</sup>·d<sup>-1</sup>;

#### (3)NH<sub>3</sub>排放损失率

$$U = \frac{L}{Q} \quad (3)$$

式中: $U$ 为NH<sub>3</sub>排放损失率,%;  $Q$ 为施氮量,kg·hm<sup>-2</sup>。

#### (4)区域蔬菜种植NH<sub>3</sub>排放量

$$G = U_i \times S_i \times P_i \quad (4)$$

式中: $G$ 为区域NH<sub>3</sub>排放量,kg;  $U_i$ 为第 $i$ 种蔬菜的NH<sub>3</sub>排放氮损失率,%;  $S_i$ 为第 $i$ 种蔬菜的种植面积,hm<sup>2</sup>;  $P_i$ 为第 $i$ 种蔬菜单位面积施氮量,kg·hm<sup>-2</sup>。

运用 Excel 2016 软件进行 Pearson 相关性分析,通过 Origin 软件进行制图。

## 2 结果与讨论

### 2.1 NH<sub>3</sub>排放季节变化特征

图1为春夏秋冬4个季节5种典型蔬菜品种露天种植期间NH<sub>3</sub>排放通量变化趋势。总体来看,叶菜类、瓜类、茄果类、豆类和白菜类种植期间的NH<sub>3</sub>排放通量变化范围分别为0.23~389.71、13.09~1 636.93、11.33~1 619.15、22.91~345.57 mg·m<sup>-2</sup>·d<sup>-1</sup>和2.82~1 189.11 mg·m<sup>-2</sup>·d<sup>-1</sup>,NH<sub>3</sub>排放最大值大多出现在施肥后的2~5 d之间,分别达到本底值的322、1 349、1 335、156倍和423倍,表明种植过程的氮肥施用对大气NH<sub>3</sub>排放具有显著影响。

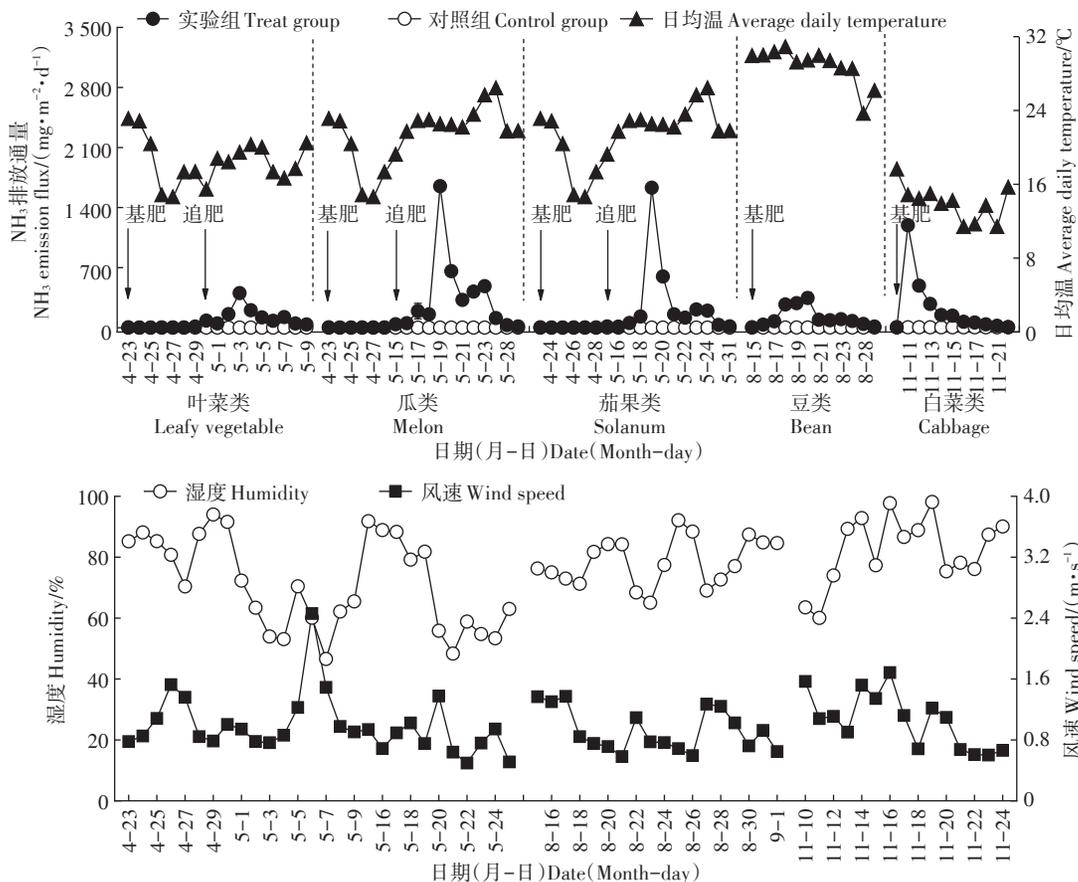


图1 5种典型蔬菜种植期间NH<sub>3</sub>排放通量和气象因子变化

Figure 1 Changes in NH<sub>3</sub> emission flux during planting of five typical vegetables

具体来看,春夏季叶菜类、瓜类、茄果类蔬菜种植均存在基肥和追肥两个阶段。基肥期间 $\text{NH}_3$ 排放通量变化趋势整体较为平稳,表明该期间 $\text{NH}_3$ 排放量总体较小;追肥期间 $\text{NH}_3$ 排放通量的变化趋势与基肥施用密切相关,追肥后 $\text{NH}_3$ 排放通量显著上升,最高达到施肥前的近1 000倍,显著高于基肥期 $\text{NH}_3$ 排放水平,表明追肥施用过程对 $\text{NH}_3$ 排放具有显著影响。基肥和追肥过程 $\text{NH}_3$ 排放通量的巨大差异可能有两方面原因。一方面,基肥和追肥时期施用的肥料类型不同。基肥施用的肥料为有机肥,其含有的有机氮会先被微生物转化为尿素氮,进而水解成 $\text{NH}_4^+$ 形式,这种延迟作用在一定程度上降低了 $\text{NH}_3$ 的挥发<sup>[23]</sup>;相比而言,追肥施用的肥料为尿素,其主要成分为碳酰胺,施入土壤后会快速水解反应生成 $\text{OH}^-$ ,从而提升土壤中的pH,加快 $\text{NH}_3$ 的生成,促进 $\text{NH}_3$ 的挥发<sup>[24]</sup>,因此其损失率显著大于有机肥。另一方面,春夏季频繁的降水也是影响 $\text{NH}_3$ 挥发的重要因素。基肥期间降水频繁,导致有机肥料被雨水带入土壤深层,增加了 $\text{NH}_4^+$ 被土壤胶体吸附或作物吸收的机会<sup>[25-26]</sup>,导致 $\text{NH}_3$ 挥发量一直处于较低水平;而追肥期间施用的是尿素,频繁的降水也导致土壤含水量升高,促进了尿素的水解,使得 $\text{NH}_4^+$ 浓度升高,加速了 $\text{NH}_4^+$ 向 $\text{NH}_3$ 的转化,进而促进了 $\text{NH}_3$ 的挥发<sup>[24]</sup>。

与春夏季不同的是,秋冬季蔬菜种植期间仅施肥一次,两者的 $\text{NH}_3$ 排放通量变化趋势均呈现施肥后显著上升、到达顶峰后缓慢下降的变化趋势。具体来看,秋季豆类和冬季白菜类蔬菜的 $\text{NH}_3$ 排放通量峰值时间存在显著差异,分别出现在施肥后的第6天和第2天,这可能与肥料施用后的溶解效率和土壤对 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 的固持能力有关。碳铵的溶解和尿素的水解都会影响农田 $\text{NH}_3$ 的挥发<sup>[24]</sup>,8月15日基肥施用后进行了浇灌,由于温度较高,田间水分蒸发较快,氮肥较难得到充分溶解,再加上种植豆类蔬菜的土壤对 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 的固持能力较强,导致初期 $\text{NH}_3$ 挥发速度缓慢;3日后又

对豆田进行浇灌,促进了未溶解的氮肥进一步溶解,在高温环境下, $\text{NH}_3$ 挥发量迅速上升并达到了最大值。相比而言,冬季白菜类种植期间温度相对较低,田间水的存留时间较长,导致氮肥被充分溶解挥发,排放通量最大值也出现得较早。

## 2.2 $\text{NH}_3$ 排放通量及损失率

表2为不同季节不同类型露天蔬菜 $\text{NH}_3$ 排放通量及损失率,可见种植期间各类别蔬菜的 $\text{NH}_3$ 排放持续时间为15~18 d。贺发云等<sup>[27]</sup>对南京地区小青菜种植期间 $\text{NH}_3$ 排放的研究表明其 $\text{NH}_3$ 排放持续时间为17~19 d,与本研究结果相似,说明露天蔬菜的 $\text{NH}_3$ 挥发是一个相对缓慢的过程。相比而言,陈园等<sup>[28]</sup>和房效凤<sup>[29]</sup>对水稻种植期间 $\text{NH}_3$ 排放进行研究,发现其排放过程持续时间为7~11 d,低于本研究旱地露天蔬菜的排放周期。研究发现,水田作物种植过程施肥后的 $\text{NH}_3$ 排放最大值通常出现在施肥后1~3 d<sup>[30]</sup>,这主要是由于水田中土壤含水量高且存在田间水,能够有效促进氮肥水解,因此 $\text{NH}_3$ 排放最大值出现较早;有研究表明,稻田 $\text{NH}_3$ 挥发通量与田间水 $\text{NH}_4^+$ 浓度并非完全的线性同步关系,一方面,随着稻田尿素的逐渐水解, $\text{NH}_4^+$ 更多地吸附分配到土壤胶体上,导致田面水 $\text{NH}_4^+$ 浓度锐减,另一方面,田面水中游离态 $\text{NH}_3$ 浓度较高,而 $\text{NH}_3$ 有2个孤立电子,游离 $\text{NH}_3$ 通过极性共价键影响其活度,其活性随游离 $\text{NH}_3$ 浓度增加而降低,从而影响 $\text{NH}_3$ 的排放过程<sup>[31]</sup>。这也表明了旱地与水田作物种植的 $\text{NH}_3$ 排放过程具有显著差异,其机制较为复杂,受多种因素影响。

相比而言,瓜类和茄果类的 $\text{NH}_3$ 排放通量最大,分别达到了 $1\ 636.93\ \text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 和 $1\ 619.15\ \text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 。一方面,夏季蔬菜种植期间的施肥量达到了 $240\ \text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ,总体高于秋冬季;另一方面,夏季较高的温度和频繁降雨所导致的较高土壤含水量,促进了肥料的溶解,增加了 $\text{NH}_4^+$ 浓度,从而促进了 $\text{NH}_3$ 挥发,进而提升了 $\text{NH}_3$ 排放通量。

表2 露天典型蔬菜种植 $\text{NH}_3$ 排放特征

Table 2  $\text{NH}_3$  emission characteristics of typical open-air vegetable cultivation

类别 Category	品种 Variety	持续时间 Duration/d	峰值时间 Peak time/d	最大排放通量 Maximum emission flux/ $(\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1})$	累积排放量 Cumulative emission amount/ $(\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2})$	$\text{NH}_3$ 排放损失率 $\text{NH}_3$ emission loss rate/%
叶菜类	小青菜	15~17	4~5	389.71	14.44	6.02
瓜类	南瓜	15~17	3~4	1 636.93	41.94	18.30
茄果类	茄子	15~17	3~4	1 619.15	34.02	14.98
豆类	豇豆	17~18	4~5	345.57	16.41	14.57
白菜类	大白菜	17~18	2~3	1 189.11	24.72	11.77

整体来看,叶菜类、瓜类、茄果类、豆类和白菜类的 NH<sub>3</sub> 排放损失率分别达到了 6.02%、18.30%、14.98%、14.57% 和 11.77%,表现为瓜类>茄果类>豆类>白菜类>叶菜类,季节上表现为夏季>秋季>春季>冬季。不同类型蔬菜 NH<sub>3</sub> 排放呈现显著的季节变化特征,并主要受以下几个因素影响。首先,露天蔬菜的种植具有显著的季节性特征,如上海地区春季一般种植叶菜类蔬菜,夏季多种植茄果类和瓜类蔬菜,秋季种植豆类蔬菜,冬季种植白菜类蔬菜。而不同季节温度、湿度、降水、风速等主要气象因子也具有明显差异,因而对 NH<sub>3</sub> 排放水平具有重要影响。其次,不同蔬菜类型的施肥水平和管理也存在较大差异,如叶菜类、茄果类和瓜类蔬菜分别施用基肥和追肥,豆类和白菜类蔬菜则只施用基肥。肥料成分也存在明显不同,前者主要为有机肥+尿素,后者则为复合肥,这也是影响 NH<sub>3</sub> 排放的另一个重要原因。第三,蔬菜的生长周期、生长环境、植株大小等也对 NH<sub>3</sub> 排放有重要影响。研究表明,植株较大的作物可以形成一个覆盖

层,将地表基本覆盖,在一定程度上阻挡了 NH<sub>3</sub> 的挥发,同时也增加了作物对挥发的 NH<sub>3</sub> 重新吸收利用的机会(植物叶片在一定条件下可以吸收空气中的 NH<sub>3</sub>)<sup>[24]</sup>。不同蔬菜植株的大小会造成地面涡流的差异,也会影响 NH<sub>3</sub> 的挥发。

### 2.3 NH<sub>3</sub> 排放通量影响因素

对研究期间主要气象因子进行分析,探讨不同季节蔬菜种植期间 NH<sub>3</sub> 排放通量的主要影响因素。如表 3 所示,温度和湿度是影响露天蔬菜种植 NH<sub>3</sub> 排放的最主要因素。温度与各类型蔬菜 NH<sub>3</sub> 排放通量呈现较好的正相关关系,相关系数分别达到了 0.58、0.85、0.51、0.45 和 0.59,表明温度是影响 NH<sub>3</sub> 排放的最主要的因素,该结果与 XU 等<sup>[32]</sup>和付莉等<sup>[33]</sup>的研究结论相似;相反地,湿度与各类型蔬菜 NH<sub>3</sub> 排放通量呈现较好的负相关关系,相关系数分别达到了 -0.57、-0.88、-0.52、-0.84 和 -0.86,表明湿度是影响 NH<sub>3</sub> 排放的另一大重要因素。有研究认为,较高的湿度降低了上升气流的湍流扩散作用,能将挥发的 NH<sub>3</sub> 溶于空气,再返还到土壤中,进而减少氮损失<sup>[23]</sup>。相比温度和湿度,风速与各类型蔬菜 NH<sub>3</sub> 排放通量的相关性未表现出一致性,相关系数分别为 0.33、-0.22、-0.65、0.55 和 0.38。卢丽丽等<sup>[24]</sup>研究发现,田间的 NH<sub>3</sub> 挥发与风速的关系不一定是线性关系。水体的稳定状态、作物的生长期、植株的大小、地面的粗糙度等多种因素对 NH<sub>3</sub> 排放具有不同影响。本研究观测的蔬菜类型涉及 5 个品种,观测周期跨越 4 个季节,可能是各类型蔬菜 NH<sub>3</sub> 挥发与风速相关性差异较大的主要原因。

### 2.4 排放系数比较

表 4 为近年来文献中报道的蔬菜 NH<sub>3</sub> 排放损失

表 3 露天蔬菜种植的 NH<sub>3</sub> 排放通量与气象因子的相关关系

Table 3 Correlation between NH<sub>3</sub> emission flux and meteorological factors of open-air vegetable cultivation

气象因子 Meteorological factor	叶菜类 Leafy vegetable	茄果类 Solanum	瓜类 Melon	豆类 Bean	白菜类 Cabbage
温度	0.58*	0.85**	0.51*	0.45*	0.59*
湿度	-0.57*	-0.88**	-0.52*	-0.84**	-0.86**
风速	0.33	-0.22	-0.65*	0.55*	0.38*
大气压	0.73**	0.11	0.06	-0.19	-0.33

注:\*表示在 95% 置信区间显著相关;\*\*表示在 99% 置信区间显著相关。

Note:\* means significant correlation in the 95% confidence interval;  
\*\* means significant correlation in the 99% confidence interval.

表 4 露天蔬菜种植 NH<sub>3</sub> 排放损失率对比

Table 4 Comparison of NH<sub>3</sub> emission loss rate in open-air vegetable cultivation

蔬菜品种 Vegetable variety	蔬菜类型 Vegetable type	种植模式 Planting mode	省份 Province	施肥类型 Type of fertilization	施氮量 Nitrogen application rate/(kg·hm <sup>-2</sup> )	NH <sub>3</sub> 排放损失率 NH <sub>3</sub> emission loss rate/%	参考文献 Reference
大白菜	白菜类	露天	江苏	有机肥+化肥	480	16.9	姜振萃等 <sup>[34]</sup>
花椰菜	花菜类	露天	宁夏	有机肥+化肥	414	4.83	罗健航等 <sup>[35]</sup>
菠菜	叶菜类	露天	湖南	有机肥	273	10.7	山楠等 <sup>[36]</sup>
甘蓝	白菜类	露天	北京	尿素	225	5.81	马晓燕等 <sup>[37]</sup>
小青菜	叶菜类	露天	上海	有机肥+尿素	240	6.02	本研究
茄子	茄果类	露天	上海	有机肥+尿素	240	14.98	本研究
南瓜	瓜类	露天	上海	有机肥+尿素	240	18.30	本研究
豇豆	豆类	露天	上海	复合肥	164	14.57	本研究
大白菜	白菜类	露天	上海	复合肥	210	11.77	本研究

率。本研究白菜类蔬菜种植期间  $\text{NH}_3$  排放损失率为 11.77%, 高于叶菜类的 6.02%~10.7%, 花菜类的 4.83%, 低于瓜果类的 14.98%~18.30%, 该结果与姜振萃等<sup>[34]</sup>对秋季大白菜的研究结果相近。原因可能有以下两点:首先,白菜类蔬菜对氮肥的需求相比于叶菜类和花菜类蔬菜较低,这是造成损失率高于叶菜类和花菜类的重要原因;其次,白菜类蔬菜一般在秋冬温度较低时种植,而瓜类蔬菜大多种植在夏秋温度较高时期,因此,温度的较大差异也可能是导致其损失率低于瓜类蔬菜的重要因素。罗健航等<sup>[35]</sup>、山楠等<sup>[36]</sup>和马晓燕等<sup>[37]</sup>发现蔬菜种植  $\text{NH}_3$  排放损失率在 4.83%~16.9% 之间,而本研究露天蔬菜种植的  $\text{NH}_3$  排

放损失率略高,在 6.02%~18.30% 之间,这主要由试验环境条件差异所致。本研究的地点是在太湖流域,而罗健航等和马晓燕等的研究均在北方,山楠等的研究在南方中部,各研究区域土壤类型、气象因子不同可能是造成排放损失率差异的重要原因。另外,本研究采用的监测方法是通气- $\text{NH}_3$  捕获法,而罗健航等、山楠等和马晓燕等分别采用密闭室间歇通气法和密闭室静态箱法,不同的监测方法也对排放损失率有一定影响。

## 2.5 $\text{NH}_3$ 排放量时空分布特征

上海地区露天蔬菜种植  $\text{NH}_3$  排放时空分布情况如图 2 所示。2017 年上海市露天蔬菜种植  $\text{NH}_3$  排放

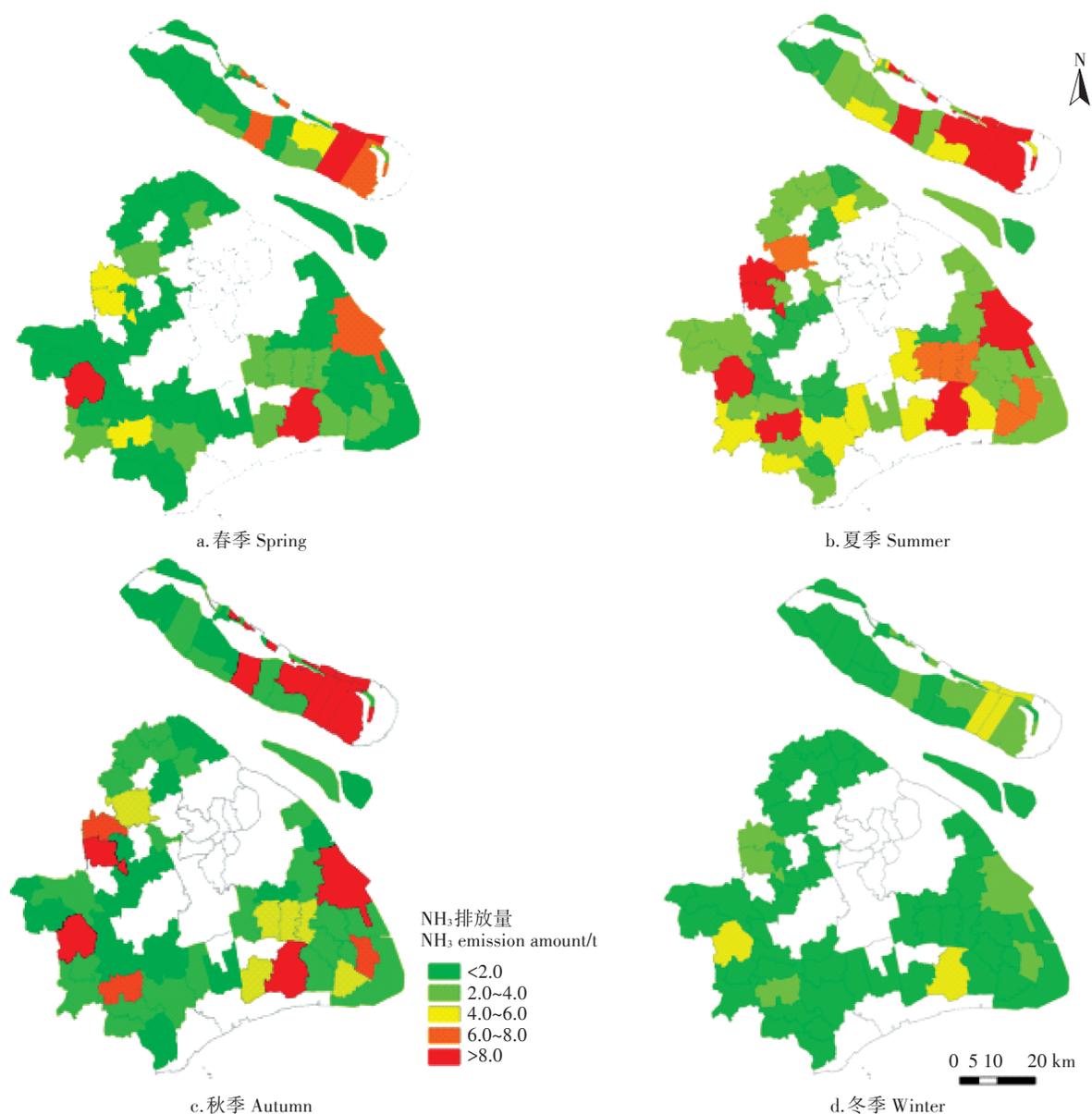


图 2 2017 年上海地区不同类型露天蔬菜种植  $\text{NH}_3$  排放空间分布

Figure 2 Distribution of  $\text{NH}_3$  emissions from different open-air vegetable cultivation in Shanghai in 2017

总量达到832 t。从空间分布来看, NH<sub>3</sub>排放量最高的区为崇明区, 达到了254.11 t, 占全市蔬菜种植NH<sub>3</sub>排放总量的30.56%。其次为浦东新区与青浦区, NH<sub>3</sub>排放量分别为187.03 t和120.85 t, 占全市蔬菜种植NH<sub>3</sub>排放总量的22.49%、14.53%。闵行、松江和宝山区是NH<sub>3</sub>排放量较低的区, 其总和不足崇明区的1/4。崇明区播种面积为27 057 hm<sup>2</sup>, 是上海播种面积最大的区, 因此NH<sub>3</sub>排放量在各区中最高。宝山区是上海传统重工业和能耗大区, 种植业发展相对较少, 蔬菜种植面积为1 600 hm<sup>2</sup>, 仅为崇明区的6%, 是上海蔬菜种植NH<sub>3</sub>排放量最低的区。

从时间分布来看, 上海地区露天蔬菜种植NH<sub>3</sub>排放水平特征表现为夏季>秋季>春季>冬季。不同季节NH<sub>3</sub>排放量变化范围分别为0.10~9.10、0.02~19.86、0.02~15.21 t和0.01~5.51 t, 夏季的NH<sub>3</sub>排放总量达到冬季的3.6倍。一方面, 这与不同季节蔬菜种植面积有关, 上海市春夏秋冬4个季节露天蔬菜种植面积分别为10 548、8 754、15 513 hm<sup>2</sup>和3 729 hm<sup>2</sup>, 春夏秋季显著大于冬季, 较大的种植面积也导致NH<sub>3</sub>排放量总体较高; 另一方面, 夏秋季的温度较高, 总体上利于施肥后NH<sub>3</sub>的挥发, 从而影响NH<sub>3</sub>排放总量。

### 3 结论

(1) 上海地区各季节不同蔬菜地NH<sub>3</sub>累积排放量范围为14.44~41.94 kg·hm<sup>-2</sup>, NH<sub>3</sub>排放通量最大值出现在施肥后2~5 d, 持续时间为15~18 d, 追肥期间NH<sub>3</sub>挥发量占比最大。

(2) 上海地区典型蔬菜NH<sub>3</sub>排放贡献表现为瓜类>茄果类>豆类>白菜类>叶菜类; 从季节来看, 夏季和秋季的NH<sub>3</sub>排放量显著高于春季和冬季。这主要受季节气象条件和施肥类型等因素的影响。

(3) 温度和湿度是影响露天蔬菜种植NH<sub>3</sub>排放的最主要因素。温度与各类型蔬菜NH<sub>3</sub>排放通量均呈较好的正相关关系; 湿度与各类型蔬菜NH<sub>3</sub>排放通量呈较好的负相关关系。

(4) 2017年上海市露天蔬菜种植NH<sub>3</sub>排放总量达到832 t, 蔬菜种植NH<sub>3</sub>排放主要集中在郊区和农业大区。NH<sub>3</sub>排放总量季节分布特征表现为夏季>秋季>春季>冬季, 夏季的NH<sub>3</sub>排放总量达到冬季的3.6倍。

#### 参考文献:

[1] WANG Y, GUO H, WANG S, et al. Sulfuric acid modified expanded vermiculite cover for reducing ammonia emissions from animal slurry

storage[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 403:123954.

[2] ZHAN X, BO Y, ZHOU F, et al. Evidence for the importance of atmospheric nitrogen deposition to eutrophic Lake Dianchi, China[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(12):6699-6708.

[3] PACIFICO F, DELON C, JAMBERT C, et al. Measurements of nitric oxide and ammonia soil fluxes from a wet savanna ecosystem site in west Africa during the DACCWA field campaign[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2019, 19(4):2299-2325.

[4] MONTOYA M, GUARDIA G, HUETOS J R, et al. Zinc-nitrogen co-fertilization influences N<sub>2</sub>O emissions and microbial communities in an irrigated maize field[J]. *Geoderma*, 2021, 383:114735.

[5] DAMME M, CLARISSE L, WHITBURN S, et al. Industrial and agricultural ammonia point sources exposed[J]. *Nature*, 2018, 564:99-103.

[6] LIU Y Y, GAO F Y, YI H H, et al. Recent advances in selective catalytic oxidation of nitric oxide (NO-SCO) in emissions with excess oxygen: A review on catalysts and mechanisms[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2020, 28(3):2549-2571.

[7] RICCIARDELLI I, BACCO D, RINALDI M, et al. A three-year investigation of daily PM<sub>2.5</sub> main chemical components in four sites: The routine measurement program of the Supersito Project (Po Valley, Italy) [J]. *Atmospheric Environment*, 2017, 152:418-430.

[8] ALMARAZ M, BAI E, WANG C, et al. Agriculture is a major source of NO<sub>x</sub> pollution in California[J]. *Science Advances*, 2018, 4(1):3477.

[9] 邹娟, 胡学玉, 张阳阳, 等. 不同地表条件下生物炭对土壤氮挥发的影响[J]. *环境科学*, 2018, 39(1):348-354. ZOU J, HU X Y, ZHANG Y Y, et al. Effect of biochar on ammonia volatilization from soils of different surface conditions[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(1):348-354.

[10] 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, 2019:6-7. SHEN L. Establishment and characteristic analysis of atmospheric ammonia emission inventory in the Yangtze River Delta[D]. Nanjing: Nanjing University of Information Science & Technology, 2019:6-7.

[11] 孙猛, 徐媛, 刘茂辉, 等. 天津市农田氮肥施用氨排放量估算及分布特征分析[J]. *中国生态农业学报*, 2016, 24(10):1364-1370. SUN M, XU Y, LIU M H, et al. Emission and distribution characteristics of ammonia from nitrogen application in farmland of Tianjin[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2016, 24(10):1364-1370.

[12] 徐群. 上海城市化进程对农业发展的影响研究(1949年至今)[D]. 南京: 南京农业大学, 2013:13-14. XU Q. A study on the influence of Shanghai's urbanization process upon its agricultural development (from 1949 to present) [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2013:13-14.

[13] FERM M. Atmospheric ammonia and ammonium transport in Europe and critical loads: A review[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, 51(1):5-17.

[14] ZHANG A, GAO J, LIU R, et al. Using side-dressing technique to reduce nitrogen leaching and improve nitrogen recovery efficiency under an irrigated rice system in the upper reaches of Yellow River basin, northwest China[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2016, 15(1):220-231.

[15] ZHAN X, ADALIBIEKE W, CUI X, et al. Improved estimates of ammonia emissions from global croplands[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(2):1329-1338.

- [16] MA R, ZOU J, HAN Z, et al. Global soil-derived ammonia emissions from agricultural nitrogen fertilizer application: A refinement based on regional and crop-specific emission factors[J]. *Global Change Biology*, 2021, 27(4): 855-867.
- [17] YANG W, QUE H, WANG S, et al. High temporal resolution measurements of ammonia emissions following different nitrogen application rates from a rice field in the Taihu Lake region of China[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 257: 113489.
- [18] 宋梓璇, 李虎, 李建政, 等. 控释肥对东北春玉米产量和土壤氨挥发的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(10): 2342-2349. SONG Z X, LI H, LI J Z, et al. Effect of controlled-release fertilizer on the yield and soil ammonia volatilization of spring maize in north-east China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(10): 2342-2349.
- [19] 山楠, 赵同科, 毕晓庆, 等. 不同施氮水平下小麦田氨挥发规律研究[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(9): 1858-1865. SHAN N, ZHAO T K, BI X Q, et al. Ammonia volatilization from wheat soil under different nitrogen rates[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(9): 1858-1865.
- [20] 丁武汉. 不同灌溉条件下设施菜地气态氮排放特征及其相互关系[D]. 北京: 中国农业科学院, 2020: 7-8. DING W H. Study on the characteristics and relationship of gaseous nitrogen loss from plastic greenhouse vegetable field under different irrigation conditions[D]. Beijing: Chinese Academy of Agriculture Sciences, 2020: 7-8.
- [21] 罗付香, 林超文, 刘海涛, 等. 不同施氮量对紫色土大白菜季产量和氨挥发的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2018, 24(3): 685-692. LUO F X, LIN C W, LIU H T, et al. Effect of nitrogen rates on cabbage yield and ammonia volatilization in purple soil[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2018, 24(3): 685-692.
- [22] 王朝辉, 刘学军, 巨晓棠, 等. 田间土壤氨挥发的原位测定——通气法[J]. 植物营养与肥料学报, 2002(2): 205-209. WANG Z H, LIU X J, JU X T, et al. Field *in situ* determination of ammonia volatilization from soil: Venting method[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2002(2): 205-209.
- [23] 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 & Plant Analysis*, 2011, 42(10): 1111-1122.
- [24] 卢丽丽, 吴根义. 农田氨排放影响因素研究进展[J]. 中国农业大学学报, 2019, 24(1): 149-162. LU L L, WU G Y. Advances in affecting factors of ammonia emission in farmland[J]. *Journal of Agricultural University*, 2019, 24(1): 149-162.
- [25] 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. YANG S, WU S J, WANG Y, et al. Research progress of ammonia volatilization and its mitigation measures in farmland of Three Gorges reservoir[J]. *Soils*, 2014, 46(5): 773-779.
- [26] 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.
- [27] 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. HE F Y, YIN B, JIN X X, et al. Study on the volatilization of ammonia from two vegetable fields in Nanjing[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2005, 42(2): 253-259.
- [28] 陈园, 房效凤, 沈根祥, 等. 太湖流域典型稻田大气氨排放特征及其影响因子[J]. 浙江农业学报, 2017, 29(1): 119-128. CHEN Y, FANG X F, SHEN G X, et al. Research on ammonia emission characteristics and its influencing factors from paddy fields in Taihu Lake region[J]. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 2017, 29(1): 119-128.
- [29] 房效凤. 太湖流域稻麦轮作氨排放特征研究[D]. 上海: 华东理工大学, 2015: 6-7. FANG X F. Emission characteristics of ammonia in rice-wheat rotation in Taihu Lake basin[D]. Shanghai: East China University of Science and Technology, 2015: 6-7.
- [30] 吴凡, 张克强, 谢坤, 等. 洱海流域典型农区不同施肥处理下稻田氨挥发变化特征[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(8): 1735-1742. WU F, ZHANG K Q, XIE K, et al. Characteristics of ammonia volatilization from rice paddy fields under different fertilization treatments in typical agricultural areas of Erhai basin[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(8): 1735-1742.
- [31] ZHOU F. Improved Jayaweera-Mikkelsen model to quantify ammonia volatilization from rice paddy fields in China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 26: 8136-8147.
- [32] XU R T, TIAN H, PAN S F, et al. Global ammonia emissions from synthetic nitrogen fertilizer applications in agricultural systems: Empirical and process-based estimates and uncertainty[J]. *Global Change Biology*, 2019, 25(1): 314-326.
- [33] 付莉, 王贵云, 杜会英, 等. 养殖肥水施用对土壤氨挥发的影响及响应因素[J]. 农业资源与环境学报, 2020, 37(6): 931-938. FU L, WANG G Y, DU H Y, et al. Effect of slurry application on soil ammonia volatilization and response factors[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2020, 37(6): 931-938.
- [34] 姜振萃, 闵炬, 陆志新, 等. 机械起垄侧条施肥对大白菜产量和氨挥发的影响[J]. 土壤, 2020, 52(1): 10-15. JIANG Z C, MIN J, LU Z X, et al. Effects of mechanical ridging and lateral and band fertilization on yield and ammonia volatilization in Chinese cabbage production[J]. *Soils*, 2020, 52(1): 10-15.
- [35] 罗健航, 赵营, 任发春, 等. 有机无机肥配施对宁夏引黄灌区露地菜田土壤氨挥发的影响[J]. 干旱地区农业研究, 2015, 33(4): 75-81. LUO J H, ZHAO Y, REN F C, et al. Effects of different combined applications of organic-inorganic fertilizers on soil ammonia volatilization in open vegetable field of the Yellow River irrigation region in Ningxia[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2015, 33(4): 75-81.
- [36] 山楠, 韩圣慧, 刘继培, 等. 不同肥料施用对设施菠菜地NH<sub>3</sub>挥发和N<sub>2</sub>O排放的影响[J]. 环境科学, 2018, 39(10): 4705-4716. SHAN N, HAN S H, LIU J P, et al. Emission of NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O from spinach field treated with different fertilizers[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(10): 4705-4716.
- [37] 马晓燕, 王军玲, 郭秀锐, 等. 不同施氮情景下北京地区露地甘蓝土壤氨的排放[J]. 北方园艺, 2017(13): 140-147. MA X Y, WANG J L, GUO X R, et al. Ammonia emission from soil of open field cabbage in Beijing area under different nitrogen application scenarios[J]. *Northern Horticulture*, 2017(13): 140-147.