

不同施肥方案对华南地区菜心种植氨挥发损失的影响

赵瑞, 冯雁辉, 马千里, 姚玲爱, 高加乾, 赵学敏

引用本文:

赵瑞, 冯雁辉, 马千里, 姚玲爱, 高加乾, 赵学敏. 不同施肥方案对华南地区菜心种植氨挥发损失的影响[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(3): 681–690.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0730>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

控释肥对东北春玉米产量和土壤氨挥发的影响

宋梓璇, 李虎, 李建政, 尹彩霞, 王迎春, 山楠, 王立刚

农业环境科学学报. 2018, 37(10): 2342–2349 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1762>

化肥有机肥配施对盐渍化土壤氨挥发及玉米产量的影响

周慧, 史海滨, 徐昭, 郭珈玮, 付小军, 李正中

农业环境科学学报. 2019, 38(7): 1649–1656 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1406>

洱海流域典型农区不同施肥处理下稻田氨挥发变化特征

吴凡, 张克强, 谢坤, 王凤, 王瑞琦, 尹高飞, 沈仕洲

农业环境科学学报. 2019, 38(8): 1735–1742 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1621>

不同深施肥方式对稻田氨挥发及水稻产量的影响

周平遥, 张震, 王华, 肖智华, 徐华勤, 汪久翔

农业环境科学学报. 2020, 39(11): 2683–2691 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0441>

田间老化生物质炭对潮土氨挥发的影响

廖霞, 刘德燕, 陈增明, 何铁虎, 牛玉慧, 丁维新

农业环境科学学报. 2021, 40(6): 1326–1336 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1414>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

赵瑞, 冯雁辉, 马千里, 等. 不同施肥方案对华南地区菜心种植氨挥发损失的影响[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(3): 681–690.
ZHAO R, FENG Y H, MA Q L, et al. Effects of different fertilization schemes on soil ammonia volatilization during flowering cabbage growth in south China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(3): 681–690.



开放科学 OSID

不同施肥方案对华南地区菜心种植氨挥发损失的影响

赵瑞¹, 冯雁辉¹, 马千里¹, 姚玲爱^{1*}, 高加乾², 赵学敏¹

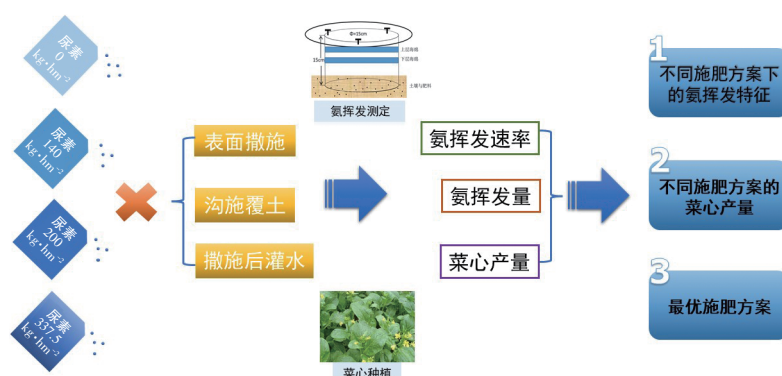
(1.生态环境部华南环境科学研究所, 广州 510655; 2.广东天禾农资股份有限公司, 广州 510080)

摘要:为探明华南地区菜心种植过程中土壤的氨挥发损失规律,提出兼顾减少氨挥发且保证菜心产量的施肥方案,以广州市黄埔区菜地为研究对象,以菜心为试验材料,设置氮肥施用量处理为A组,设定A0(不施氮肥)、A1(337.5 kg·hm⁻²)、A2(200 kg·hm⁻²)、A3(140 kg·hm⁻²)共计4种施氮水平;同时,设置施肥方式处理为B组,分别为沟施覆土(B1)、表面撒施(B2)和撒施后灌水(B3)共3组氮肥施用方式,开展正交试验。采用通气法对菜心菜地进行田间原位氨挥发测定,成熟期调查菜心产量。研究了不同施肥方案下土壤氨挥发

情况和不同施肥方案对菜心产量的影响。结果表明:菜心种植过程中的氨挥发主要来自追肥,菜心追肥期间氨挥发量占全生育期氨挥发总量的60%~81%。氨挥发量与施氮量呈正比;不同施氮量在施肥初期,氨挥发速率均较高;相同施氮水平下氨挥发累积量呈现出表面撒施>沟施覆土>撒施后灌水。各施氮处理下,菜心产量无显著差异。研究表明,采用沟施覆土的施肥方式同时减少30%的施氮量对华南地区菜心产量无显著影响,但较常规施氮处理组A2B1和A2B2分别可减少氨挥发损失5.9 kg·hm⁻²和29.3 kg·hm⁻²。

关键词:氮肥施用量;施肥方案;氨挥发;菜心;产量

中图分类号:S634.5 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2022)03-0681-10 doi:10.11654/jaes.2021-0730



Effects of different fertilization schemes on soil ammonia volatilization during flowering cabbage growth in south China

ZHAO Rui¹, FENG Yanhui¹, MA Qianli¹, YAO Lingai^{1*}, GAO Jiaqian², ZHAO Xuemin¹

(1.South China Institute of Environment Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Guangzhou 510655, China; 2.Guangdong Tianhe Agricultural Means of Production Co., Ltd., Guangzhou 510080, China)

Abstract: To evaluate soil ammonia volatilization and propose a fertilization scheme for reducing ammonia volatilization and ensuring flowering cabbage yield, an experiment was conducted in a typical vegetable field in Huangpu District of Guangzhou City. Using flowering cabbage as the test material, the nitrogen application rate was set as group A, and four nitrogen application levels were set, namely, A0(0), A1(337.5 kg·hm⁻²), A2(200 kg·hm⁻²), and A3(140 kg·hm⁻²). Concurrently, the fertilization method was set as group B, and the three nitrogen application types were set, namely furrow covering soil (B1), surface spraying (B2), and post spraying irrigation (B3). An

收稿日期:2021-06-25 录用日期:2021-10-12

作者简介:赵瑞(1985—),女,硕士,高级工程师,从事种植业氨排放监测与环境污染控制研究。E-mail:zhaorui@scies.org

*通信作者:姚玲爱 E-mail:yaolingai@scies.org

基金项目:中央级公益性科研院所基本科研业务专项(PM-zx703-202004-142)

Project supported: The Central Public-interest Scientific Institution Basal Research Fund, Ministry of Ecology and Environment (PM-zx703-202004-142)

aeration method was used to measure the ammonia volatilization, and the Chinese cabbage yield was investigated at maturity and after maturity. Results showed that the ammonia volatilization was mainly from topdressing, accounting for 60%~81% of total ammonia volatilization during the whole growth period. Ammonia volatilization was positively proportional to nitrogen application. The ammonia volatilization rate was higher at the initial fertilization stage with different nitrogen applications. Under the same nitrogen application level, the ammonia volatilization accumulation showed the following order: surface fertilizer application > furrow soil covering > irrigation after spraying. Under each nitrogen application treatment, the yield of flowering cabbage was similar, without significant difference. Our results indicate that furrow soil covering application plus 30% reduction in nitrogen application rate has no significant effect on the yield of flowering cabbage in south China; At the same time, compared with the normal-using nitrogen treatment A2B1 and A2B2, it can also reduce the ammonia volatilization loss by 5.9 kg·hm⁻² and 29.3 kg·hm⁻², respectively.

Keywords: nitrogen fertilizer dosage; fertilization scheme; ammonia volatilization; flowering cabbage; yield

氨(NH₃)作为大气中唯一的碱性气体,是大气中二次气溶胶的重要前驱物,对大气细颗粒物PM_{2.5}的形成有显著贡献^[1-3]。氨排放对PM_{2.5}的贡献与我国PM_{2.5}污染时空分布特征高度一致,因此,氨排放成为引起我国重污染地区、重污染时段PM_{2.5}持续处于高位的关键因素之一^[4-5]。我国作为农业大国,氨排放量巨大,每年的氨排放量(约1 000万t·a⁻¹)比欧盟(370万t·a⁻¹)和美国(390万t·a⁻¹)年排放量的总和还多,其中农业活动如氮肥施用或者畜禽养殖产生的氨排放占到排放总量的80%,并且氮肥施用和畜禽养殖的氨排放率几乎是发达国家的两倍^[6-9]。近20年来,由于农业集约化生产和氮肥利用率低,我国氮肥施用造成的氨排放量呈逐年上升的趋势^[10]。FAO 2007年报告中提到:中国是世界上比较大的氮肥生产、消耗国,氮肥施用量占全世界的35%左右。近年来,我国蔬菜种植面积不断扩大,2013年蔬菜种植面积是1978年的6.25倍,占到我国农作物种植总面积的12.69%。农业生产的氮肥投入逐渐由粮食作物高施氮量转变为蔬菜种植高施氮量^[11-12]。与粮食作物相比,蔬菜生产需要大量的水肥投入尤其是氮肥投入,施肥是获得蔬菜高产的重要保障^[10]。相关研究表明,我国蔬菜地氮肥用量是大田作物的数倍甚至数十倍^[13-14]。因此,由蔬菜种植引起的氨挥发已经成为我国氨排放和农业面源污染的主要来源之一。然而,目前国内学者对蔬菜地氨挥发的研究多关注于氮肥施用量、施肥类型或施肥方式的影响,且研究区域集中在黄淮海地区^[15-16]、长江中下游地区^[17-19]和西南地

区^[20]等蔬菜种植主要区域,而针对两者协同作用对华南地区露地蔬菜种植氨挥发的影响报道较少。研究表明,广东省人为源氨排放约有27%来自于农田氮肥施用^[21]。作为国内重要的蔬菜生产基地,广东省蔬菜种植氮肥用量高于大田作物,盲目施肥现象严重,氮肥利用率低^[22]。因此,本研究以广州市黄埔区菜地为研究对象,探究不同施肥模式下土壤氨挥发情况和不同施肥模式对菜心产量的影响,以期筛选出环境友好型的施肥模式,为制定区域大气污染控制策略提供科技支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

试验地位于广州市黄埔区,地处北纬23°09′、东经113°30′,属于亚热带季风气候,具有夏长冬短、终年温暖、偶有奇寒、无霜期长、四季宜耕的特点。年降雨量2 247 mm,主要集中在4—9月,这6个月占全年降雨量的82%。年平均温度21℃,最冷月1月份平均气温为13.3℃,最热月7月份平均气温为28.4℃,气温年际变化较小。

1.2 试验材料

供试蔬菜为珠三角地区常见、成活率高、便于水肥管理的菜心。

供试土壤为赤红壤,其基本理化性质如表1所示。供试肥料:尿素(国产,含N量≥46.3%,粒度0.85~2.80 mm,执行GB 2440—2001标准);过磷酸钙(P₂O₅ 16%);氯化钾(含K₂O 60%)。

表1 试验地点耕层土壤理化性质
Table 1 Physiochemical properties of experimental soils

土壤样品 Soil sample	pH	总氮 Total nitrogen/ (g·kg ⁻¹)	有机质 Organic matter/ (g·kg ⁻¹)	氨氮 Ammonia nitrogen/ (mg·kg ⁻¹)	有效磷 Available phosphorus/ (mg·kg ⁻¹)	速效钾 Available potassium/ (mg·kg ⁻¹)
赤红壤 Lateritic red soil	6.08	0.90	16.91	10.18	4.41	87.99

1.3 试验设计

2020年9—12月选择广东省广州市黄埔区土地作为试验田,期间广州市平均气温大于20℃。设置氮肥施用量处理为A组,拟选择4种施氮量水平:不施氮肥(A0);高氮施肥,337.5 kg·hm⁻²(A1);常规施肥,200 kg·hm⁻²(A2);减氮施肥,在常规施肥的基础上氮肥施用量减少30%,为140 kg·hm⁻²(A3)。同时,设置施肥方式处理为B组,3种氮肥施用方式分别为沟施覆土(B1)、表面撒施(B2)和撒施后灌水(B3)。开展正交实验,共设置12个组合处理,每个处理重复3次,完全随机排列,小区面积为11.4 m²。试验中磷肥全部作基肥,30%的氮、钾肥用作基肥施入,70%用于蔬菜生长中后期作追肥施入,基肥与追肥施肥方式一致,具体施肥方式见表2。各小区的氮、钾肥根据试验设计的用量按一定的比例分3次施入,基肥和两次追肥分别占氮、钾肥总量的比例为30%、40%和30%。各处理氮肥用量见表3。

菜心采用育苗移栽的方式:2020年9月22日播种,10月13日整地施用基肥,10月17日移栽,种植规格为株行距12 cm×15 cm。10月28日施第1次追肥,11月16日施第2次追肥,12月5日收获,整个生育期50 d。统一灌溉、除草和喷洒农药防治病虫害等田间管理。

1.4 测定方法

本试验采用通气法监测氨挥发,该方法收集结构简单、操作简便,测定结果的准确度和精确度高,回收率可达99.5%^[23]。用PVC(聚乙烯硬质塑料管)制成内径15 cm、高15 cm的氨气捕获装置,将两块厚度为2 cm、直径为16 cm的海绵均匀浸以15 mL的磷酸甘油溶液(50 mL磷酸+40 mL丙三醇,定容至1 000 mL),置于硬质塑料管中,下层海绵置于管中部,用于吸收土壤中挥发出来的氨;上层海绵与管顶相平,用于防止外界气体污染。施肥后前6 d每日早上固定时间更换下层海绵,之后每3 d更换一次下层海绵,上层海绵每3 d更换一次,直到当日监测结果与A0相比无明显差别为止。整个监测过程氨挥发装置保持固定位置,每日仅更换海绵。下层海绵样品用密封袋封好带回

表3 试验区蔬菜作物施氮量(N,kg·hm⁻²)

Table 3 Fertilizer application rates of vegetable crops in the experimental site(N,kg·hm⁻²)

处理 Treatment	基肥氮 Base fertilizer nitrogen	追肥1氮 First topdressing nitrogen	追肥2氮 Second topdressing nitrogen	总氮 Total nitrogen
A0B1	0	0	0	0
A0B2	0	0	0	0
A0B3	0	0	0	0
A1B1	101.25	135	101.25	337.5
A1B2	101.25	135	101.25	337.5
A1B3	101.25	135	101.25	337.5
A2B1	60	80	60	200
A2B2	60	80	60	200
A2B3	60	80	60	200
A3B1	42	56	42	140
A3B2	42	56	42	140
A3B3	42	56	42	140

实验室,然后浸泡在300 mL 1 mol·L⁻¹的氯化钾溶液中浸提,浸提液中的铵态氮用靛酚蓝比色法测定。

1.5 数据分析与处理

每日氨(NH₃-N)挥发速率(kg·hm⁻²·d⁻¹)=通气法单个装置平均每日测得的氨量(mg)/[获装置的横截面积(m²)×每次连续收集时间(d)]×10⁻²

氨挥发累积量=测定时期内每日氨挥发量之和(kg·hm⁻²)

单位产量氨挥发量(g·kg⁻¹)=氨挥发总量(g·hm⁻²)/单位面积产量(kg·hm⁻²)

采用Excel 2010和SPSS 16.0软件进行数据处理与统计分析,采用OringePro 9.1绘图。

2 结果与分析

2.1 不同施氮阶段的氨排放特征分析

2.1.1 基肥施用后土壤氨挥发速率变化

菜心施基肥后1~16 d土壤氨挥发情况如图1所示。施肥后,各施肥处理的土壤氨挥发速率均呈现出先上升至最大值,然后下降的趋势,且氨挥发速率随

表2 施肥量与施肥方式正交试验

Table 2 Orthogonal test of fertilizer rates and fertilization methods

施氮方式分组 Grouping of fertilization methods(B)	施氮量分组 Grouping of nitrogen application rate(A)			
	对照 Control(A0)	高氮 High nitrogen(A1)	常规 Normal-using nitrogen(A2)	减氮 Nitrogen reduction(A3)
沟施覆土 Furrow soil covering(B1)	A0B1	A1B1	A2B1	A3B1
表面撒施 Surface fertilizer application(B2)	A0B2	A1B2	A2B2	A3B2
撒施后灌水 Irrigation after spraying(B3)	A0B3	A1B3	A2B3	A3B3

施氮量的增加而增加。沟施覆土施肥处理组(B1)在第3 d达到氨挥发峰值,A1B1、A2B1和A3B1的氨挥发速率峰值分别为1.84、1.51 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 和0.86 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$,分别占16 d氨挥发量的38%、41%和39%。A1B1、A2B1和A3B1氨挥发速率16 d的平均值分别为0.30、0.23 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 和0.14 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (图1a);表面撒施处理组(B2)同样也在施肥后第3 d达到氨挥发峰值,A1B2、A2B2和A3B2的氨挥发速率峰值分别为6.14、3.18 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 和1.93 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$,分别占16 d氨挥发量的28%、22%和36%。A1B2、A2B2和A3B2氨挥发速率16 d的平均值分别为1.35、0.91 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 和0.33 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (图1b);撒施后灌水处理组(B3)则是在施肥后第2 d达到氨挥发峰值,A1B3、A2B3和A3B3的氨挥发速率峰值分别为0.28、0.17 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 和0.10 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$,分别占16 d氨挥发量的52%、37%和28%,A1B3、A2B3和A3B3氨挥发速率16 d的平均值分别为0.03、0.03 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 和0.02 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (图1c)。

对比不同施肥方式下基肥的氨挥发速率,表面撒施处理组(B2)施肥的氨挥发速率高于沟施覆土处理组(B1)和撒施后灌水处理组(B3)。

2.1.2 追肥施用后土壤氨挥发速率变化

追肥后各施肥处理氨挥发速率变化趋势基本相同,氨挥发速率峰值基本出现在第2~3 d,之后总体呈下降趋势,且氨挥发速率随施氮量的增加而增加。各施肥处理中,两次追肥后氨挥发速率峰值最高的处理为A1B2,挥发速率分别为10.79 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 和6.50 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$;其次为A2B2,两次峰值分别为6.24 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 和4.10 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$;最低的处理为A3B3,两次峰值分别为0.12 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 和0.19 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 。与A1B2施肥处理相比,其他各处理两次追肥后氨挥发速率峰值分别降低47%、70%(A1B1),70%、88%(A2B1),90%、89%(A3B1),42%、37%(A2B2),83%、83%(A3B2),97%、97%(A1B3),97%、98%(A2B3),98%、97%(A3B3)。

追肥期间平均氨挥发速率也以A1B2最高,为1.18 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$,A1B1、A2B1、A3B1、A2B2、A3B2、A1B3、A2B3和A3B3的平均氨挥发速率分别为0.64、0.31、0.16、0.71、0.33、0.03、0.03 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 和0.02 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$,分别较A1B2降低46%、74%、86%、40%、72%、97%、97%和98%(图2)。

2.2 不同施肥方案下土壤氨挥发累积量

对比不同施肥阶段的氨挥发累积量,各施肥处理

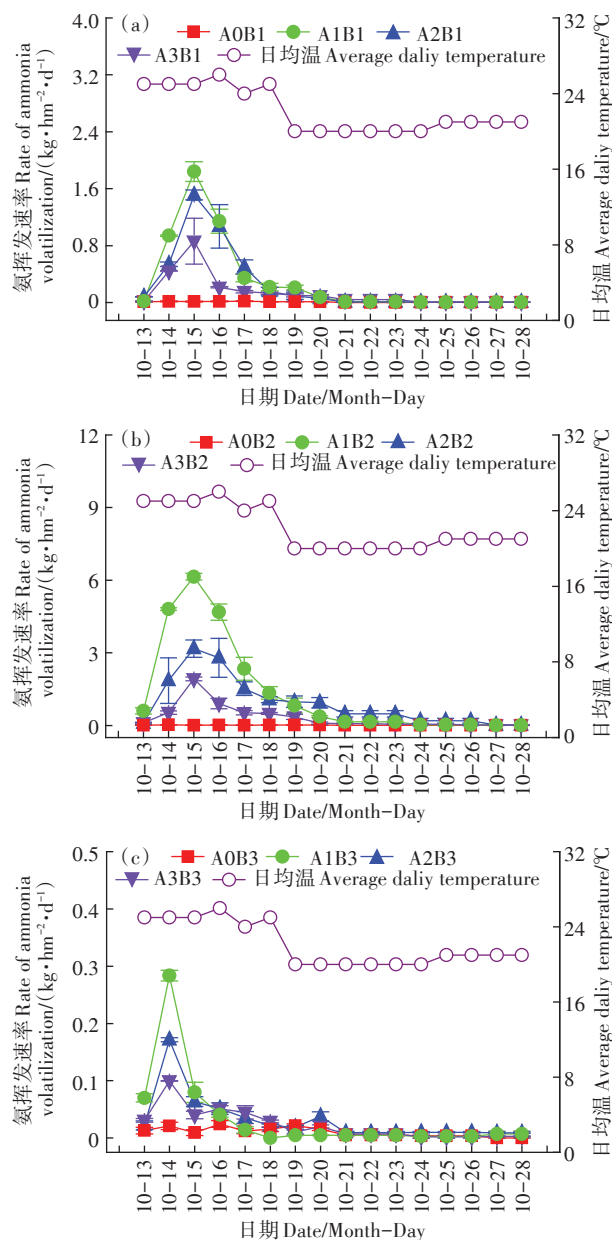


图1 基肥期不同施氮方案氨挥发速率动态变化
Figure 1 Rate of ammonia volatilization under different fertilization schemes at basal fertilizer stage

组均呈现出第一次追肥的氨挥发累积量最高,占到全生育期氨挥发累积量的40%~60%,其中A1B1、A2B1、A3B1、A1B2、A2B2、A3B2、A1B3、A2B3和A3B3分别占当次氮肥施用量的11.9%、8.9%、7.6%、21.5%、23.3%、16.6%、0.8%、0.5%和1.0%;基肥和第二次追肥的氨挥发累积量次之,分别占全生育期的17%~40%和8%~30%,其中各施肥处理A1B1、A2B1、A3B1、A1B2、A2B2、A3B2、A1B3、A2B3和A3B3占基肥时期氮肥施用量的0.5%~15.5%,占第二次追肥时期氮肥施用量的0.8%~18.8%。

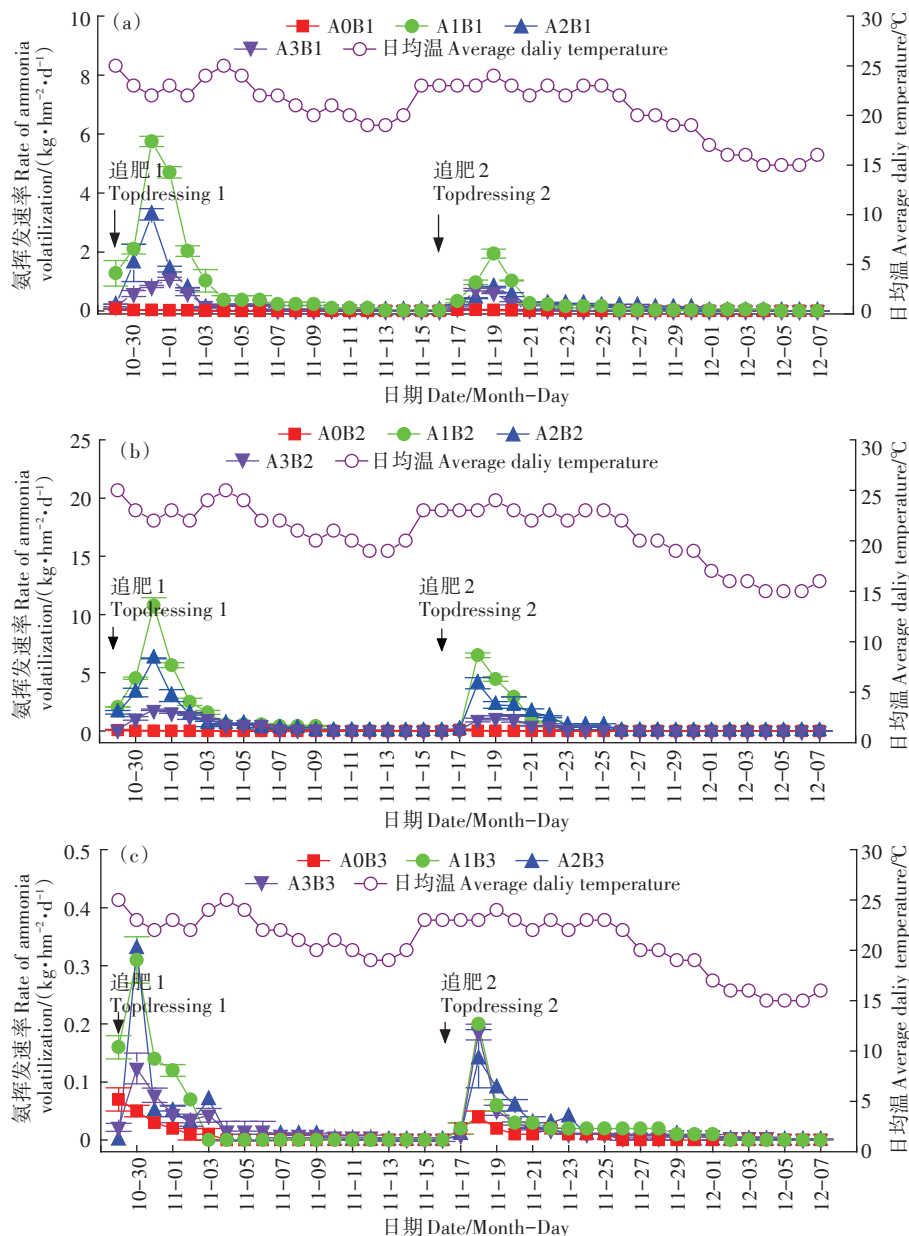


图2 追肥期不同施肥方案氨挥发速率动态变化

Figure 2 Rate of ammonia volatilization under different fertilization schemes at topdressing fertilizer stage

对于沟施覆土处理组(B1),基肥和第一次追肥的不同施氮处理间氨挥发累积量存在显著差异,即 $A1B1>A2B1>A3B1>A0B1$,但第二次追肥 $A2B1$ 与 $A1B1$ 和 $A3B1$ 处理间差异不显著(图3a)。对于表面撒施处理组(B2),3次施肥不同施氮处理间氨挥发累积量间均存在显著差异,均呈现 $A1B2>A2B2>A3B2>A0B2$ 的趋势(图3b)。对于撒施后灌水(B3)处理组,基肥及第二次追肥的氨挥发累积量呈现 $A1B3>A2B3>A3B3>A0B3$ 的趋势,基肥的 $A1B3$ 处理与 $A3B3$ 和 $A0B3$ 处理间差异显著,第一次追肥的 $A1B3$ 处理与 $A2B3$ 和 $A0B3$ 处理间差异显著,第二次追肥 $A1B3$ 处理

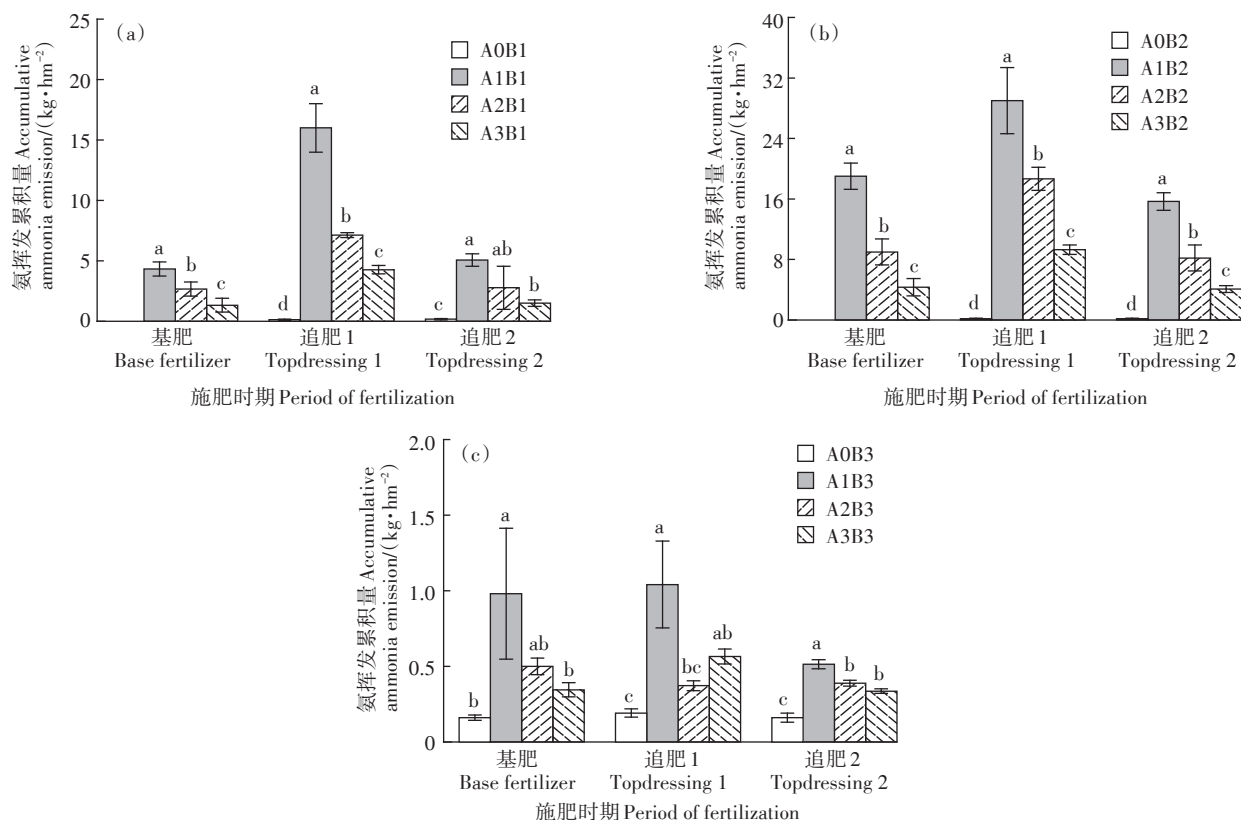
与其他三类处理均呈显著差异(图3c)。

对比不同施肥方式下的氨挥发累积量,表面撒施处理组(B2)单次施肥的氨挥发累积量高于沟施覆土处理组(B1)和撒施后灌水处理组(B3)(图4)。

对比不同施肥处理的氨挥发累积量, $A1B2$ 处理氨挥发累积量最大,达到 $64.52 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,显著高于其他施肥处理组, $A1B1$ 、 $A2B1$ 、 $A3B1$ 、 $A2B2$ 、 $A3B2$ 、 $A1B3$ 、 $A2B3$ 和 $A3B3$ 处理的氨挥发累积量分别比 $A1B2$ 减少了59%、80%、88%、43%、71%、96%、98%和98%(图4)。

2.3 菜心产量与施肥方案及氨挥发量的相关性分析

不施氮处理组的菜心产量最低,因土地相对贫



同一施肥时期内的不同小写字母表示处理间差异显著 ($P < 0.05$)

Different lowercase letters in the same fertilization period indicate significant differences among treatments ($P < 0.05$)

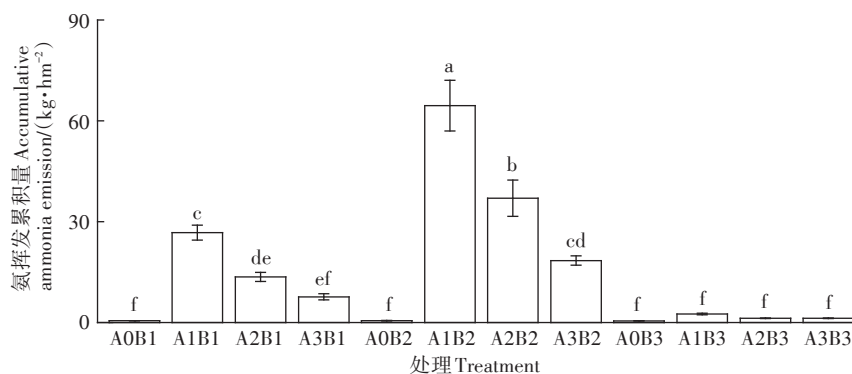
图3 不同施肥时期的氨挥发累积量

Figure 3 Accumulative ammonia emission relative to different fertilization periods

瘠, A0B1、A0B2和A0B3的产量为12 839~13 054 kg·hm⁻², 平均产量为12 917 kg·hm⁻²。沟施覆土不同氮肥处理组A1B1、A2B1和A3B1的菜心产量分别比A0B1增加31%、28%和20%; 表面撒施不同氮肥处理组A1B2、A2B2和A3B2的菜心产量分别比A0B2增加35%、30%和22%; 撒施后灌水不同氮肥处理组A1B3、A2B3和A3B3的菜心产量分别比A0B3增加

9%、8%和7%(图5)。

各处理组菜心产量与施氮量和氨挥发累积量均呈极显著正相关, 氨挥发累积量与施氮量呈显著正相关(表4)。不同施氮量处理组中, 高氮处理组(A1)菜心产量显著高于减氮30%处理组(A3), 但常规施氮组(A2)与减氮30%处理组和高氮处理组之间菜心产量差异不显著, 不施氮肥处理组(A0)菜心产量与撒



不同小写字母表示处理间差异显著 ($P < 0.05$)。下同

Different lowercase letters indicate significant differences among treatments ($P < 0.05$). The same below

图4 不同施肥方案的氨挥发累积量

Figure 4 Accumulative ammonia emission relative to different fertilization schemes

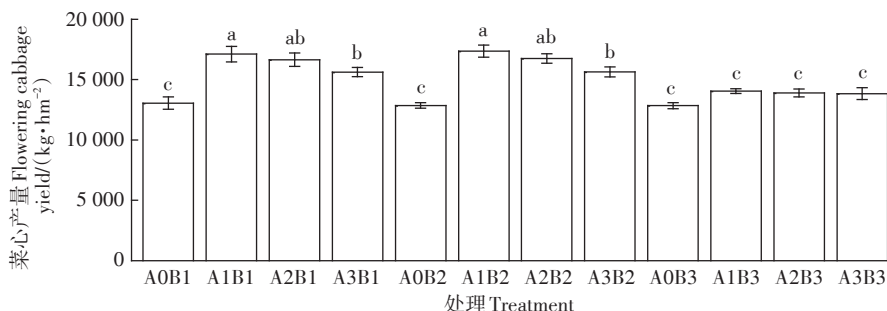


图5 不同施肥方案的菜心产量

Figure 5 Yield of flowering Chinese cabbage relative to different fertilization schemes

表4 菜心产量与施氮量和氨挥发累积量的 Pearson 相关性分析

Table 4 Pearson correlation analysis among flowering cabbage yield with nitrogen application rate and accumulative ammonia emission

	菜心产量 Flowering cabbage yield	施氮量 Nitrogen application rate	氨挥发累积量 Accumulative ammonia emission
菜心产量 Flowering cabbage yield	1		
施氮量 Nitrogen application rate	0.711**	1	
氨挥发累积量 Accumulative ammonia emission	0.817**	0.591*	1

注: “**”表示在0.01水平(双侧)上显著相关, “*”表示在0.05水平(双侧)上显著相关。

Note: “**” indicates a significant correlation at 0.01 level(bilateral) and “*” indicates a significant correlation at 0.05 level(bilateral).

施后灌水各施氮处理组之间菜心产量差异不显著。高氮处理组的氨挥发累积量显著高于常规施氮组和减氮30%处理组,撒施后灌水各施氮处理组之间氨挥发累积量差异不显著。

与A0相比,撒施灌水处理组(B3)菜心产量没有显著增加,表面撒施处理组(B2)与沟施覆土处理组(B1)菜心产量较A0增加幅度相近(20%~35%),但表面撒施处理组的单位产量氨挥发量显著高于沟施覆土处理组,因此沟施覆土为推荐的最佳施肥方式(图5和图6)。从沟施覆土各施氮处理组看,单位产量氨挥发量最低的为A3B1,因此推荐A3B1为保证较低氨挥发量和较高产量的最佳施肥方案,其分别比A2B1和A2B2减少氨挥发损失 $5.9 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $29.3 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

3 讨论

很多研究发现适当减少氮肥用量并不会减少作物产量^[14-15],而是会减少氨挥发量^[10,16-17]。吴腾超等^[14]报道,在滇池柴河流域蔬菜地减少20%施氮量对该地区蔬菜产量无显著影响,并可减少氨挥发损失 $44.87 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。贾明飞等^[16]的研究发现,在日光温室番茄生产过程中,增施有机肥、减少氮肥用量的施肥方案可有效降低氨挥发并保证番茄产量。闵炬等^[17]报道太湖地区黄瓜和番茄种植过程施氮量较传统施氮量减少20%~40%时,依旧能够保证较高的产量和品质。罗付香等^[24]发现当施氮量从 $187.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 增加至 $300 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时,大白菜产量增加不显著,但氨挥

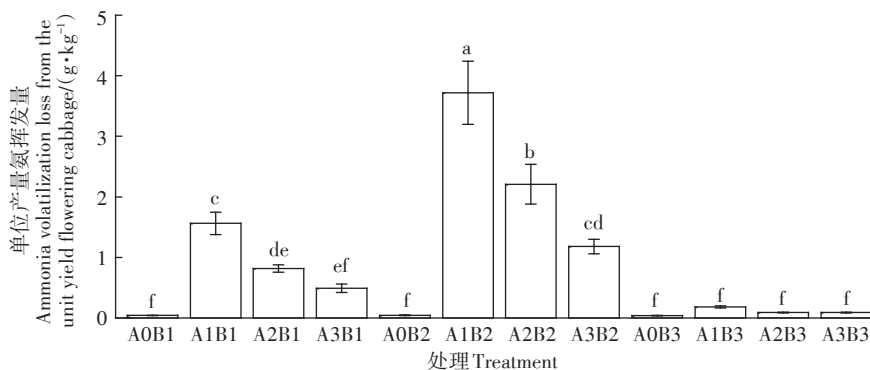


图6 不同施肥方案单位产量的氨挥发量

Figure 6 Ammonia volatilization per unit yield relative to different fertilization schemes

发量则显著增加。本研究发现随着施氮量的增加,菜心的产量也增加,各处理组的菜心产量与施氮量呈显著正相关。然而,高氮处理组的菜心产量相对于常规施氮处理组增加趋势不显著,常规施氮处理组的菜心产量相对于减氮处理组增加趋势不显著(图5和图7)。氨挥发量随着施氮量增加而增加,高氮处理组的氨挥发量显著高于其他两个处理组。当施氮量从 $140 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 增加到 $337.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时,菜心平均产量仅增长了7.5%,而平均氨挥发量则增长了3倍多(图7),说明过量施用氮肥并不能有效增产反而会加重氨挥发,从而加重环境污染。本研究减氮30%处理组的菜心平均产量与常规施氮处理的平均产量相比无显著差异,但平均氨挥发量减少了47%,因此推荐减氮30%处理作为最佳氮肥施用量。李永胜等^[25]的研究结果表明华南地区菜心种植过程减量施肥(氮肥用量为 $142.8 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)和优化施肥(氮肥用量为 $135 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)可获得与常规施肥相当的产量,显著增加了施肥效益,与本研究的结果相一致。

另外,氮肥在土壤中的位置对氨挥发损失的影响非常显著^[26],氨挥发量随着施肥深度的增加而降低^[27-28]。深施、穴施及表施结合灌溉可以显著降低氨挥发量^[10, 27]。曹兵等^[29]的研究结果表明,尿素表施方式下的氨挥发损失率最高达46.08%,而深施和表施结合灌溉处理方式下的氨挥发损失率则分别为6.24%和3.75%;本研究也发现尿素表面撒施氨挥发损失率最高(13%~19%),高于沟施覆土(5%~8%)和撒施后灌水处理组(0.06%~0.08%)。这是由于尿素撒施到土壤后,会迅速水解成铵态氮,表层土壤铵态氮迅速增加,为氨挥发过程提供充足的底物,促使氨挥发迅速达到峰值^[30]。而尿素深施后既增加了土壤

颗粒对氨态氮的吸附,又可阻碍液态氨和气态氨向上扩散,从而减少了氨挥发损失^[31]。ROCHETTE等^[32]和张翀等^[31]的研究均发现尿素深施比表面撒施可减少90%左右的氨挥发,具有很好的减排效果。本研究的沟施覆土与减氮30%处理组合比表面撒施与常规氮处理组合减少了88%的氨挥发量,同样具有很好的减排效果。另外,研究表明,当土壤较为干燥时,少量降雨或灌溉会加速尿素的水解,促进氨挥发,增加氨挥发损失量。而当降雨量或者灌溉水量较大时,尿素在水解前会随水下渗到下层土壤中,增加了土壤颗粒对铵态氮的吸附概率,从而抑制了氨的挥发^[18-19, 33-34]。本试验中,撒施后灌溉处理组的氨挥发损失率最低(0.06%~0.08%),可能与灌溉水量大,有利于尿素随水下渗到深层土壤有关。但该组处理的菜心产量较低,可能由于菜心属于浅根系植物,消耗土壤水分主要来自土壤上层,而下渗到更深土层的水分和尿素则未能被充分利用^[35]。后续研究还需探索灌溉量对氨挥发和产量影响的相关机理,以便确定最佳灌溉量阈值。

土壤氨挥发除了受施氮量和施肥方式的影响外,还受环境条件等诸多因素的影响。前人研究发现温度升高可以增强土壤中脲酶的活性,促进尿素快速分解为铵态氮,进而促进氨挥发;另外,气温升高促进水分蒸发,氨气会随之逸散^[36-37]。本研究施用基肥期间平均气温为 22.12°C ,第1次追肥期间平均气温为 22.05°C ,第2次追肥期间平均气温为 20.00°C 。因基肥时期施氮量与第2次追肥期完全相同,但气温略高于第2次追肥,两次施肥氨挥发高峰时段都集中在施肥前后5 d,对比这两个高峰时段氨挥发速率平均值,发现处于气温较高(25°C)的基肥时期氨挥发速率与气温较低(23°C)的追肥时期氨挥发速率接近(表5)。这与WHITEHEAD等^[38]的研究结果符合,即温度高于 20°C 后氨挥发损失量基本不再随气温升高而增加。虽然高峰期基肥和第2次追肥氨挥发速率没有显著差异,但第2次追肥氨挥发持续时间为21 d,而基肥氨挥发时间仅持续16 d,这可能与施基肥10 d后平均温度为 21°C ,而第2次施追肥10 d后平均温度较低(17°C)有关(表5)。由于蔬菜种类繁多,加之菜地氨挥发影响因素复杂,所以现有研究结果之间差异较大,因此,探明菜地氨挥发机制还需开展大量研究。

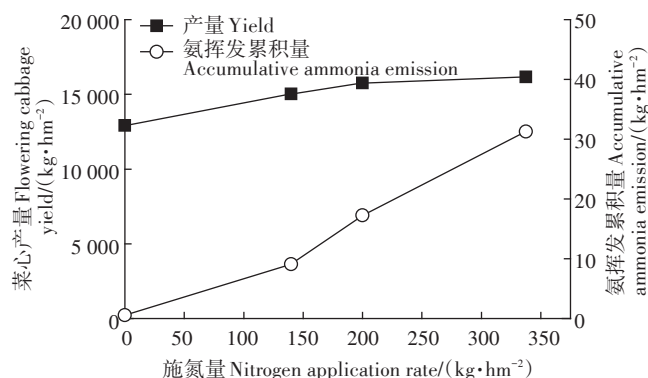


图7 不同施氮量下菜心产量和氨挥发量

Figure 7 Flowering cabbage yield and accumulative ammonia emission varied with nitrogen application rate

4 结论

(1) 本研究观测菜心在不同施氮方案下不同施肥

表5 高峰期平均氨挥发速率($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)
Table 5 Average ammonia volatilization rate in peak period
($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)

处理组 Treatment	施肥阶段 Period of fertilization	
	基肥 Base fertilizer	追肥 2 Topdressings2
A1B1	0.99	1.07
A2B1	0.70	0.36
A3B1	0.39	0.42
A1B2	4.06	3.49
A2B2	1.98	1.92
A3B2	0.61	0.68
A1B3	0.11	0.08
A2B3	0.08	0.07
A3B3	0.06	0.09

阶段的氨挥发特征,基肥和追肥阶段氨排放峰值均出现在施肥后前3 d。菜心种植过程中的氨挥发主要来自追肥,菜心追肥期间氨挥发量占全生育期氨挥发总量的60%~81%。

(2)不同施氮方案下,氨挥发量与施氮量成正比;不同施氮量在施肥初期,氨挥发速率均较高;相同施氮水平下氨挥发累积量呈现表面撒施>沟施覆土>撒施后灌水。

(3)不同施氮方案下,菜心产量相近,无显著差异,因此沟施覆土加上减少30%的施氮量对华南地区菜心种植无显著影响,并且其较常规施氮量下的沟施覆土和表面撒施处理分别减少氨挥发损失 $5.9\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $29.3\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。

参考文献:

- [1] KANG Y N, LIU M X, SONG Y, et al. High-resolution ammonia emissions inventories in China from 1980 to 2012[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2016, 16:2043–2058.
- [2] HO K F, HO S S H, HUANG R J, et al. Chemical composition and bio-reactivity of $\text{PM}_{2.5}$ during 2013 haze events in China[J]. *Atmospheric Environment*, 2016, 126:162–170.
- [3] LIU M X, HUANG X, SONG Y, et al. Ammonia emission control in China would mitigate haze pollution and nitrogen deposition, but worsen acid rain[J]. *PNAS*, 2019, 116(16):7760–7765.
- [4] 薛文博, 许艳玲, 唐晓龙, 等. 中国氨排放对 $\text{PM}_{2.5}$ 污染的影响[J]. 中国环境科学, 2016, 36(12):3531–3539. XUE W B, XU Y L, TANG X L, et al. Impacts of ammonia emission on $\text{PM}_{2.5}$ pollution in China[J]. *China Environmental Science*, 2016, 36(12):3531–3539.
- [5] WU Y, GU B, ERISMAN J W, et al. $\text{PM}_{2.5}$ pollution is substantially affected by ammonia emissions in China[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 218:86–94.
- [6] VET R, ARTZ R S, CAROU S, et al. A global assessment of precipitation chemistry and deposition of sulfur, nitrogen, sea salt, base cations, organic acids, acidity and pH, and phosphorus[J]. *Atmospheric Environment*, 2014, 93:101–116.
- [7] ZHANG L, CHEN Y F, ZHAO Y H, et al. Agricultural ammonia emissions in China: Reconciling bottomup and top-down estimates[J]. *Atmospheric Chemistry Physics*, 2018, 18:339–355.
- [8] HUANG X, SONG Y, LI M M, et al. A high-resolution ammonia emission inventory in China[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2012, 26(1):1–14.
- [9] PAULOT F, JACOB D J, PINDER R W, et al. Ammonia emissions in the United States, European Union, and China derived by high-resolution inversion of ammonium wet deposition data: Interpretation with a new agricultural emissions inventory (MASAGE- NH_3) [J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2015, 119(7):4343–4364.
- [10] 龚巍巍, 张宜升, 何凌燕, 等. 菜地氨挥发损失及影响因素原位研究[J]. 环境科学, 2011, 32(2):345–350. GONG W W, ZHANG Y S, HE L Y, et al. *In-situ* measurement on volatilization loss of ammonia in the vegetable field and its influencing factors[J]. *Environmental Science*, 2011, 32(2):345–350.
- [11] 中华人民共和国国家统计局. 2014中国统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2014. National Bureau of Statistics of the People's Republic of China. China statistical yearbook 2014[M]. Beijing: China Statistics Press, 2014.
- [12] 张福锁, 巨晓棠. 对我国持续农业发展中氮肥管理与环境问题的几点认识[J]. 土壤学报, 2002, 39(增刊):41–55. ZHANG F S, JU X T. Discussion on nitrogen management and environment in agro-ecosystems of sustained development of agriculture[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2002, 39(Suppl):41–55.
- [13] 张维理, 武淑霞, 冀宏杰, 等. 中国农业面源污染形势估计及控制对策 I. 21世纪初期中国农业面源污染的形势估计[J]. 中国农业科学, 2004, 37(7):1008–1017. ZHANG W L, WU S X, JI H J, et al. Estimation of agricultural non-point source pollution in China and the alleviating strategies[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2004, 37(7):1008–1017.
- [14] 吴腾超, 蓝增全, 胡正义, 等. 不同氮肥用量对滇池柴河流域蔬菜地土壤氨挥发及作物产量的影响[J]. 现代农业科技, 2015(3):205–208. WU T C, LAN Z Q, HU Z Y, et al. Effect of different nitrogen fertilizer amount on soil ammonia volatilization and crop yield at vegetables field in Chaihe basin of Dianchi Lake[J]. *Modern Agricultural Sciences and Technology*, 2015(3):205–208.
- [15] 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 outdoor cabbage soil in Beijing area based on different nitrogen application rate[J]. *Northern Horticulture*, 2017(13):140–147.
- [16] 贾明飞, 卮兰春, 崔强, 等. 不同施肥方案对日光温室土壤氨挥发及番茄产量和品质的影响[J]. 北方园艺, 2020(20):44–53. JIA M F, NIE L C, CUI Q, et al. Effects of different fertilization schemes on soil ammonia volatilization, yield and quality of tomato in solar greenhouse[J]. *Northern Horticulture*, 2020(20):44–53.
- [17] 闵炬, 施卫明. 不同施氮量对太湖地区大棚蔬菜产量、氮肥利用率及品质的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2009, 15(1):151–157. MIN J, SHI W M. Effects of different N rates on the yield, N use efficiency and fruit quality of vegetables cultivated in plastic greenhouse

- in Taihu Lake region[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2009, 15(1):151-157.
- [18] 贺发云, 尹斌, 金雪霞, 等. 南京两种菜地土壤氨挥发的研究[J]. 土壤学报, 2005, 42(2):253-259. HE F Y, YIN B, JIN X X, et al. Ammonia volatilization from urea applied to two vegetable fields in Nanjing suburbs[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2005, 42(2):253-259.
- [19] 王远, 许纪元, 潘云枫, 等. 长江下游地区水肥一体化对设施番茄氮肥利用率及氨挥发的影响[J]. 土壤学报: 1-9[2021-05-15]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/32.1119.P.20201105.1519.002.html>. WANG Y, XU J Y, PAN Y F, et al. Effects of fertigation on nitrogen use efficiency and ammonia volatilization in greenhouse tomato cultivation in lower reaches of the Yangtze River[J]. *Acta Pedologica Sinica*: 1-9[2021-05-15]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/32.1119.P.20201105.1519.002.html>.
- [20] 沈仕洲, 杨艳, 王瑞琦, 等. 施肥对云南洱海流域蒜田土壤氨挥发和大蒜产量的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2021, 27(3):470-479. SHEN S Z, YANG Y, WANG R Q, et al. Effects of fertilization on ammonia volatilization and garlic yield in Erhai Lake basin of Yunnan Province[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2021, 27(3):470-479.
- [21] 杨柳林, 曾武涛, 张永波, 等. 珠江三角洲大气排放源清单与时空分配模型建立[J]. 中国环境科学, 2015, 35(12):3521-3534. YANG L L, ZENG W T, ZHANG Y B, et al. Establishment of emission inventory and spatial-temporal allocation model for air pollutant sources in the Pearl River Delta region[J]. *China Environmental Science*, 2015, 35(12):3521-3534.
- [22] 王荣萍, 余炜敏, 李淑仪, 等. 华南地区主要蔬菜氮肥肥料利用率研究[J]. 中国农学通报, 2016, 32(25):34-39. WANG R P, YU W M, LI S Y, et al. Nitrogen use efficiencies of main vegetables in south China[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2016, 32(25):34-39.
- [23] 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, 8(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, 8(2):205-209.
- [24] 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.
- [25] 李永胜, 杜建军, 张稳成, 等. 菜心减量优化施肥效应研究[J]. 北方园艺, 2014(14):18-21. LI Y S, DU J J, ZHANG W C, et al. Effect of reduced fertilization and optimized fertilization Chinese flowering cabbage[J]. *Northern Horticulture*, 2014(14):18-21.
- [26] 李鑫, 巨晓棠, 张丽娟, 等. 不同施肥方式对土壤氨挥发和氧化亚氮排放的影响[J]. 应用生态学报, 2008, 19(1):99-104. LI X, JU X T, ZHANG L J, et al. Effects of different fertilization modes on soil ammonia volatilization and nitrous oxide emission[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19(1):99-104.
- [27] 徐万里, 刘骅, 张云舒, 等. 施肥深度、灌水条件和氨挥发监测方法对氮肥氨挥发特征的影响[J]. 新疆农业科学, 2011, 48(1):86-93. XU W L, LIU H, ZHANG Y S, et al. Influence of the fertilization depth, irrigation and the ammonia volatilization monitoring method on ammonia volatilization characters of nitrogen fertilizer[J]. *Xinjiang Agricultural Sciences*, 2011, 48(1):86-93.
- [28] 周伟, 田玉华, 尹斌. 太湖地区水稻追肥的氨挥发损失和氮素平衡[J]. 中国生态农业学报, 2011, 19(1):32-36. ZHOU W, TIAN Y H, YIN B. Ammonia volatilization and nitrogen balance after topdressing fertilization in paddy fields of Taihu Lake region[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2011, 19(1):32-36.
- [29] 曹兵, 李新慧, 张琳, 等. 冬小麦不同基肥施用方式对土壤氨挥发的影响[J]. 华北农学报, 2001, 16(2):83-86. CAO B, LI X H, ZHANG L, et al. Effect of different basal-dressing application methods on soil ammonia volatilization from winter wheat field[J]. *Acta Agriculturae Boreali-Sinica*, 2001, 16(2):83-86.
- [30] 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.
- [31] 张翀, 李雪倩, 苏芳, 等. 施氮方式及测定方法对紫色土夏玉米氨挥发的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(6):1194-1201. ZHANG C, LI X Q, SU F, et al. Effects of different fertilization and measurement methods on ammonia volatilization of summer maize in purple soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(6):1194-1201.
- [32] ROCHETTE P, ANGERS D A, CHANTIGNY M H, et al. Ammonia volatilization and nitrogen retention: How deep to incorporate urea? [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2013, 42(6):1635-1642.
- [33] 王峰, 陈玉真, 吴志丹, 等. 酸性茶园土壤氨挥发及其影响因素研究[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(4):808-816. WANG F, CHEN Y Z, WU Z D, et al. Ammonia volatilization and its influencing factors in tea garden soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(4):808-816.
- [34] 郝小雨, 高伟, 王玉军, 等. 有机无机肥料配合施用对日光温室土壤氨挥发的影响[J]. 中国农业科学, 2012, 45(21):4403-4414. HAO X Y, GAO W, WANG Y J, et al. Effects of combined application of organic manure and chemical fertilizers on ammonia volatilization from greenhouse vegetable soil[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2012, 45(21):4403-4414.
- [35] 樊军, 王全九, 汪羽宁. 质地和根系深度对水分探头埋设的仿真模拟[J]. 排灌机械工程学报, 2013, 31(1):70-74. FAN J, WANG Q J, WANG Y N. Simulated effects of texture and rooting depth on soil moisture sensor placement[J]. *Journal of Drainage and Irrigation Machinery Engineering*, 2013, 31(1):70-74.
- [36] 朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素[M]. 南京: 江苏科学技术出版社, 1992:171-196. ZHU Z L, WEN Q X. Nitrogen in China[M]. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press, 1992:171-196.
- [37] 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 China Agricultural University*, 2019, 24(1):149-162.
- [38] WHITEHEAD D C, RAISTRICK N. Effects of some environmental factors on ammonia volatilization from simulated livestock urine applied to soil[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1991, 11:279-284.