

## 不同氮钾水平及氮形态差异对土壤氨挥发和氧化亚氮排放的影响

夏淑洁, 刘闯, 袁晓良, 李俊雅, 李林洋, 张润琴, 李志国

### 引用本文:

夏淑洁, 刘闯, 袁晓良, 等. 不同氮钾水平及氮形态差异对土壤氨挥发和氧化亚氮排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(5): 1122-1129.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-1220>

## 您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

### 黄腐酸钾对植烟土壤氮素转化及 $N_2O$ 排放的影响

李青山, 王德权, 高政绪, 杜传印, 管恩森, 程谊, 王慎强

农业环境科学学报. 2020, 39(5): 1130-1139 <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-1188>

### 中国茶园 $N_2O$ 排放及其影响因素

姚志生, 王燕, 王睿, 刘春岩, 郑循华

农业环境科学学报. 2020, 39(4): 715-725 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0137>

### 农田氧化亚氮减排的关键是合理施氮

李玥, 巨晓棠

农业环境科学学报. 2020, 39(4): 842-851 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0245>

### 生物滴滤塔/景观滤床工艺高效处理农村污水

刘梦雪, 曾非凡, 文红平, 林学明, 杨小明, 任宗玲, 李永涛, 张振

农业环境科学学报. 2020, 39(5): 1094-1102 <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-1311>

### 放牧草地氧化亚氮排放:研究进展与展望

黄俊翔, 刘春岩, 姚志生, 郑循华, 倪长健

农业环境科学学报. 2020, 39(4): 700-706 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0093>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

夏淑洁, 刘 闯, 袁晓良, 等. 不同氮钾水平及氮形态差异对土壤氨挥发和氧化亚氮排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(5): 1122–1129.

XIA Shu-jie, LIU Chuang, YUAN Xiao-liang, et al. Effects of different nitrogen and potassium levels and nitrogen forms on soil ammonia volatilization and nitrous oxide emissions[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(5): 1122–1129.



开放科学 OSID

# 不同氮钾水平及氮形态差异对土壤氨挥发和氧化亚氮排放的影响

夏淑洁<sup>1,3</sup>, 刘 闯<sup>3</sup>, 袁晓良<sup>3</sup>, 李俊雅<sup>3</sup>, 李林洋<sup>3</sup>, 张润琴<sup>2</sup>, 李志国<sup>2\*</sup>

(1. 西藏大学理学院, 拉萨 850000; 2. 中国科学院武汉植物园水生植物与流域生态重点实验室, 武汉 430074; 3. 中国科学院大学, 北京 100049)

**摘 要:** 研究不同氮钾用量下土壤氨(NH<sub>3</sub>)挥发和氧化亚氮(N<sub>2</sub>O)排放, 为确定氮钾肥合理施用和大气环境保护提供理论依据。盆栽实验共9个处理: N<sub>0</sub>K<sub>0</sub>、(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)<sub>50</sub>K<sub>35</sub>、(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)<sub>50</sub>K<sub>80</sub>、(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)<sub>100</sub>K<sub>35</sub>、(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)<sub>100</sub>K<sub>80</sub>、(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)<sub>50</sub>K<sub>35</sub>、(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)<sub>50</sub>K<sub>80</sub>、(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)<sub>100</sub>K<sub>35</sub>、(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)<sub>100</sub>K<sub>80</sub>。分别采用静态箱法和通气法采集N<sub>2</sub>O和NH<sub>3</sub>。氮肥显著增大了N<sub>2</sub>O的排放通量和累积排放量以及NH<sub>3</sub>的挥发速率和累积排放量。N<sub>2</sub>O的平均排放通量和累积排放量从不施肥处理的15.8 μg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>和0.17 mg·kg<sup>-1</sup>增加到氮肥用量100 mg·kg<sup>-1</sup>时的45.6 μg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>和0.57 mg·kg<sup>-1</sup>。NH<sub>3</sub>挥发速率和累积排放量在氮肥用量为100 mg·kg<sup>-1</sup>时达到最大, 分别为1.5 kg·hm<sup>-2</sup>·d<sup>-1</sup>和4.18 mg·kg<sup>-1</sup>。铵态氮为氮源的各处理N<sub>2</sub>O排放通量和累积排放量以及NH<sub>3</sub>挥发速率和累积排放量均高于以硝态氮为氮源的各处理。钾肥显著增大了NH<sub>3</sub>挥发速率和累积排放量, 但在低氮水平下, 钾肥显著降低N<sub>2</sub>O排放通量和累积排放量。化学氮肥施用量的增加是NH<sub>3</sub>挥发和N<sub>2</sub>O排放增加的主要因素, 与硝态氮肥相比, 铵态氮肥更易于NH<sub>3</sub>和N<sub>2</sub>O的排放。增施钾肥显著增大土壤NH<sub>3</sub>挥发速率和排放量, 但降低了土壤N<sub>2</sub>O的排放通量, 显著减少了整个生长季节N<sub>2</sub>O的累积排放量。

**关键词:** 氨挥发; 氧化亚氮排放; 钾素; 氮肥利用效率

中图分类号: S153 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2020)05-1122-08 doi:10.11654/jaes.2019-1220

## Effects of different nitrogen and potassium levels and nitrogen forms on soil ammonia volatilization and nitrous oxide emissions

XIA Shu-jie<sup>1,3</sup>, LIU Chuang<sup>3</sup>, YUAN Xiao-liang<sup>3</sup>, LI Jun-ya<sup>3</sup>, LI Lin-yang<sup>3</sup>, ZHANG Run-qin<sup>2</sup>, LI Zhi-guo<sup>2\*</sup>

(1. College of Science, Tibet University, Lhasa 850000, China; 2. Key Laboratory of Aquatic Botany and Watershed Ecology, Wuhan Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430074, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract:** Ammonia (NH<sub>3</sub>) volatilization and nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions in soils under different nitrogen (N) and potassium (K) levels were investigated, in order to provide data and a theoretical basis for the rational application of N and K fertilizers, and for atmospheric environmental protection. A pot experiment was carried out, which included 9 treatments: N<sub>0</sub>K<sub>0</sub>, (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)<sub>50</sub>K<sub>35</sub>, (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)<sub>50</sub>K<sub>80</sub>, (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)<sub>100</sub>K<sub>35</sub>, (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)<sub>100</sub>K<sub>80</sub>, (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)<sub>50</sub>K<sub>35</sub>, (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)<sub>50</sub>K<sub>80</sub>, (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)<sub>100</sub>K<sub>35</sub>, and (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)<sub>100</sub>K<sub>80</sub>. N<sub>2</sub>O and NH<sub>3</sub> were collected by the static chamber method and aeration method, respectively. N fertilizer significantly increased the N<sub>2</sub>O flux and cumulative emissions, as well as the NH<sub>3</sub> volatilization rate and cumulative emissions. The average N<sub>2</sub>O flux and cumulative emissions increased from 15.8 μg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup> and 0.17 mg·kg<sup>-1</sup> without fertilization to 45.6 μg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup> and 0.57 mg·kg<sup>-1</sup> with N fertilizer rates of 100 mg·kg<sup>-1</sup>. The volatilization rate and cumulative emis-

收稿日期: 2019-11-05 录用日期: 2020-02-08

作者简介: 夏淑洁(1993—), 女, 山东济宁人, 硕士研究生, 从事植物营养与农业生态研究。E-mail: wangyix9966@163.com

\*通信作者: 李志国 E-mail: lzg360@wbcas.cn

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFD0200108); 国家自然科学基金项目(41501313)

Project supported: The National Key Research and Development Program of China(2016YFD0200108); The National Natural Science Foundation of China(41501313)

sions of  $\text{NH}_3$  also reached the maxima when the amount of N fertilizer was  $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ; the corresponding values were  $1.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  and  $4.18 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Treatments with ammonium as a N source had higher  $\text{N}_2\text{O}$  fluxes and cumulative emissions, and  $\text{NH}_3$  volatilization rates and cumulative emissions, compared to the treatment with nitrate as the N source. K fertilizer significantly increased  $\text{NH}_3$  volatilization rates and cumulative emissions. Under low N levels, K fertilizer significantly reduced  $\text{N}_2\text{O}$  fluxes and cumulative emissions. Increase of the chemical N fertilizer application rate is the main factor in the increase in  $\text{NH}_3$  volatilization and  $\text{N}_2\text{O}$  emissions. Compared with nitrate N fertilizer, ammonium N fertilizer promotes  $\text{NH}_3$  and  $\text{N}_2\text{O}$  emissions. Increasing the application of K fertilizer significantly increases the  $\text{NH}_3$  volatilization rate and cumulative emissions, but significantly reduces the  $\text{N}_2\text{O}$  flux and cumulative emissions throughout the growing season.

**Keywords:** ammonia volatilization; nitrous oxide emissions; potassium; nitrogen use efficiency

氮肥对世界粮食增产起到了重要作用,但同时也带来了许多环境问题,例如,大气污染、臭氧层空洞、气候变暖、土壤酸化以及水体富营养化等,进而威胁人类健康以及生态系统的服务功能。我国是世界上氮肥消费量最多的国家<sup>[1]</sup>,但氮肥利用率非常低,仅为30%~40%<sup>[2]</sup>。据统计,全球每年通过农田和草地释放的 $\text{N}_2\text{O}$ 和 $\text{NH}_3$ 分别达到3.5 Tg和11.0 Tg,占当年施氮量的0.8%和14%<sup>[3-5]</sup>。农田氮素的气态损失及其环境效应成为我国乃至全球农业可持续发展的严重威胁。

近年来,诸多学者针对氮肥的气态损失这一现象展开研究,试图通过农田管理和肥料的优化措施来降低其排放量<sup>[6-13]</sup>。钾是矿质养分的主要元素,也是植物营养三要素之一。土壤增施钾素会加快植物体内氮化合物向蛋白质合成场所运输以及蛋白质合成,提高氮肥利用率,对作物产量和品质的提高以及土壤氮的损失均具有积极的调控作用<sup>[14-15]</sup>。然而,关于钾素对土壤氮循环过程、活性氮及温室气体排放和生态环境影响方面的研究相对较少<sup>[16]</sup>。一些研究表明,增施钾肥可以提高土壤 $\text{NH}_4^+$ 的释放,从而增大 $\text{NH}_3$ 的挥发<sup>[17]</sup>,但也有相反报道,在整个生长季节,钾肥因促进植物对土壤矿质氮的有效利用而降低 $\text{NH}_3$ 的年排放量<sup>[18-21]</sup>。钾肥对 $\text{N}_2\text{O}$ 排放影响的报道结果也不一致,增大<sup>[22]</sup>、降低<sup>[23]</sup>或对 $\text{N}_2\text{O}$ 排放没有明显影响<sup>[24]</sup>均有报道。目前尚不能明确钾素在农业生态系统对氮气态损失的作用及调节功能的强度和数量,尤其在土壤有效钾含量更为缺乏的南方地区<sup>[25]</sup>。

棉花是我国主要经济作物,而钾肥是影响棉花经济产量和品质的主要营养元素<sup>[26]</sup>。因此,选择以盆栽棉花土壤为研究对象,采用通气法和密闭式静态箱法,研究不同氮钾用量下 $\text{NH}_3$ 挥发和土壤 $\text{N}_2\text{O}$ 排放情况,为确定氮钾肥合理用量、提高氮肥利用率、减少氮肥的气态损失和大气环境保护提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试土壤与作物

供试土壤为2018年4月采自武汉市黄陂区的灰潮土。其基本理化性状为pH 7.44,有机质 $7.95 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,碱解氮 $23.28 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,有效磷 $18.57 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,速效钾 $64.23 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。参试作物品种:棉花——鄂杂棉10号。

### 1.2 试验设计

试验设置3个因子:2个氮水平,50、 $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ; 2种氮素形态, $\text{NH}_4^+$ 和 $\text{NO}_3^-$ ; 2个钾水平,35、 $80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。试验共计9个处理(表1)。

取0~20 cm耕层土壤,阴凉通风处自然风干,过10目标准孔筛后装盆,每盆装入供试风干土壤10 kg,种植棉花1株,每个处理9株。氮肥采用基肥(5月17日):第一次追肥(6月30日):第二次追肥(7月27日)=5:3:2。磷肥和钾肥基施。硝态氮肥为硝酸钙(15%),铵态氮肥为氯化铵(26%),磷肥为磷酸二氢钠(59%),钾肥为硫酸钾(50%)。棉花于4月20日播种,9月10日收获。

### 1.3 样品的采集及测定

试验布置前采集试验地0~20 cm土壤样品,土壤

表1 试验处理及施肥量  
Table 1 Test treatment and fertilization amount

编号 Number	处理 Treatments	N/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$		$\text{P}_2\text{O}_5$ / $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	$\text{K}_2\text{O}$ / $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$
		$\text{NO}_3^-$ -N	$\text{NH}_4^+$ -N		
1	$\text{N}_0\text{K}_0$	0		50	0
2	$(\text{NO}_3^-)\text{N}_{50} \text{K}_{35}$	50		50	35
3	$(\text{NO}_3^-)\text{N}_{50} \text{K}_{80}$	50		50	80
4	$(\text{NO}_3^-)\text{N}_{100} \text{K}_{35}$	100		50	35
5	$(\text{NO}_3^-)\text{N}_{100} \text{K}_{80}$	100		50	80
6	$(\text{NH}_4^+)\text{N}_{50} \text{K}_{35}$		50	50	35
7	$(\text{NH}_4^+)\text{N}_{50} \text{K}_{80}$		50	50	80
8	$(\text{NH}_4^+)\text{N}_{100} \text{K}_{35}$		100	50	35
9	$(\text{NH}_4^+)\text{N}_{100} \text{K}_{80}$		100	50	80

样品风干后采用常规方法进行分析测定土壤基本理化性质。

土壤  $\text{NH}_3$  挥发测定采用“通气法”(图1)<sup>[27]</sup>,用聚氯乙烯硬质塑料管制成内径12.5 cm、高10 cm的PVC管。分别将两块厚度均为2 cm、直径为12.5 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1000 mL)后,置于PVC管中,下层的海绵距管底5 cm,上层的海绵与管顶部相平。

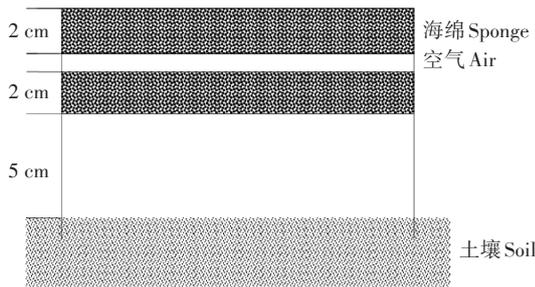


图1 测定土壤  $\text{NH}_3$  挥发的通气法装置

Figure 1 Aeration method device for measuring ammonia volatilization in soil

土壤挥发  $\text{NH}_3$  的捕获于施肥后的当日开始,在各试验处理的9个重复内均随机放置3个通气法的捕获装置,每日早上8:00取样。取样时,将通气装置下层的海绵取出,迅速按处理分别装入塑料袋中,密封;同时换上另一块刚浸过磷酸甘油溶液的海绵。上层的海绵视其干湿情况每3~7 d更换1次。整个作物生育期内每次追肥后,每2 d取样1次,再视检测到的  $\text{NH}_3$  挥发量进行取样,如挥发量较多,每2~5 d取样1次,挥发量较少,取样时间延长到7 d 1次,直至各处理  $\text{NH}_3$  挥发速率降低,到下一次施肥前为止。

将通气法装置中下层的海绵分别装入500 mL的塑料瓶中,加300 mL  $1.0 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  的KCl溶液,使海绵完全浸于其中,振荡1 h后,浸取液中的铵态氮用全自动化学分析仪(EASYCHEM PLUS)测定。

$$\text{NH}_4^+ - \text{N} (\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}) = \frac{M}{A \times D} \times 10^{-2}$$

式中: $M$ 为单个装置平均每次测得的  $\text{NH}_3$  量( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ), mg; $A$ 为捕获装置的横截面积,  $\text{m}^2$ ; $D$ 为每次连续捕获的时间, d。

$\text{N}_2\text{O}$  排放采用“静态箱法”<sup>[28]</sup>进行收集。采样设备由箱体和底座两部分组成。静态箱用PVC管制成,上部箱体高15 cm、直径14 cm,箱体顶部设一气密性气体取样口,底部开口可以罩在底座上;下部底座为四周有水槽的圆柱体,测定前将底座插入土中。

测定时,水封槽内注满水,然后将气密室密封罩罩上,形成一个密闭性气体空间。整个作物生育期内每次追肥后,于第3 d和第7 d各采集1次,之后每10~15 d采集1次。采样在早上8:00—11:30进行,于密封后0、10、20、30 min用100 mL针筒抽取气体,置于塑封气袋内,带回实验室用气相色谱仪(安捷伦7890D)进行监测。

$\text{N}_2\text{O}$  交换通量计算公式为:

$$F = \rho \frac{V \Delta c}{A \Delta t} \frac{273}{273 + T} \times 60$$

式中: $F$ 为  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量,  $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ ; $\rho$ 为标准状态下  $\text{N}_2\text{O}$  的密度,  $\mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$ ; $V$ 为密闭静态箱体积,  $\text{cm}^3$ ; $A$ 为采样土壤面积,  $\text{cm}^2$ ; $\Delta c/\Delta t$ 为单位时间静态箱内  $\text{N}_2\text{O}$  浓度变化量,  $10^{-9} \text{ V} \cdot \text{V}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ ; $T$ 为测定时箱内的平均温度,  $^{\circ}\text{C}$ 。

其他相关计算公式:

$\text{NH}_3$  挥发的累积量是生育期内每日挥发量的累加值; $\text{N}_2\text{O}$  的累积排放量是生育期内每日排放量(每小时排放量 $\times 24$ )的累加值。

$\text{N}_2\text{O}$  排放导致的增加量=( $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$  排放损失总量- $\text{N}_0\text{K}_0$ 处理  $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$  排放损失总量)/ $\text{N}_0\text{K}_0$ 处理  $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$  排放损失总量 $\times 100\%$

$\text{NH}_3$  挥发导致的增加量=( $\text{NH}_3-\text{N}$  挥发损失总量- $\text{N}_0\text{K}_0$ 处理  $\text{NH}_3-\text{N}$  挥发损失总量)/ $\text{N}_0\text{K}_0$ 处理  $\text{NH}_3-\text{N}$  挥发损失总量 $\times 100\%$

$\text{N}_2\text{O}$  排放导致的氮肥损失率= $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$  排放损失总量/施氮量 $\times 100\%$

$\text{NH}_3$  挥发导致的氮肥损失率= $\text{NH}_3-\text{N}$  挥发损失总量/施氮量 $\times 100\%$

## 1.4 数据分析

使用Microsoft Excel 2016软件对数据进行统计、制图。SPSS 11.0进行方差分析和统计分析。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同氮钾水平及氮形态差异对土壤 $\text{N}_2\text{O}$ 排放的影响

图2和表2为不同氮钾含量肥料处理的土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量动态变化和整个生长季节期间的  $\text{N}_2\text{O}$  累积排放量。可以看出,不同肥料处理下,土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量均呈先上升后降低趋势,7月初达到最高值。不同氮、钾水平和氮形态因素均极显著影响土壤  $\text{N}_2\text{O}$  的排放通量和累积排放量(图2,  $P < 0.01$ ),土壤  $\text{N}_2\text{O}$  的平均排放通量和累积排放量随施氮水平的增加而显著

增加,随施钾水平的增加而显著降低,铵态氮肥下的土壤  $N_2O$  平均排放通量和累积排放量分别为  $39.6 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  和  $0.54 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,极显著高于硝态氮肥的  $24.5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  和  $0.29 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。钾水平与氮水平之间对  $N_2O$  排放有显著交互作用,但钾水平与氮形态之间以及氮形态与氮水平之间无显著交互作用。在低氮水平下,钾肥显著降低铵态氮和硝态氮肥施用下土壤  $N_2O$  排放量;在高氮水平下,钾肥对铵态氮肥施用下土壤  $N_2O$  排放量的影响无显著差异。

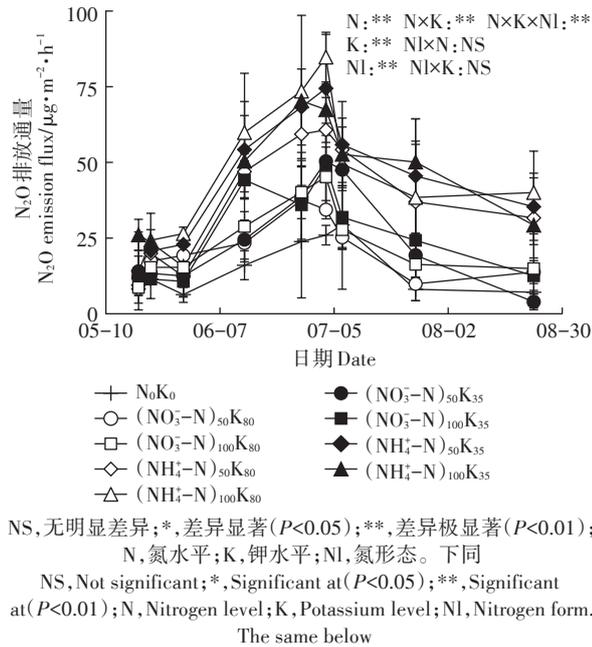


图2 棉花生育期  $N_2O$  排放通量动态变化

Figure 2 Dynamic changes of  $N_2O$  emission flux during cotton growth period

## 2.2 不同氮钾水平及氮形态差异对土壤 $NH_3$ 挥发的影响

如图3所示,试验期间各处理  $NH_3$  挥发速率总体变化趋势基本一致,每次施肥后,  $NH_3$  挥发速率均有所升高,且均在施肥后的次日出现峰值,随后逐渐降低并趋于平缓。3次施肥比较,第一次施肥后的  $NH_3$  挥发速率最大,最高峰值可以达到  $1.5 \text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 。钾水平和氮形态对土壤  $NH_3$  挥发具有极显著影响 ( $P < 0.01$ ),随施钾量的增加,  $NH_3$  挥发速率和累积排放量均极显著增加,铵态氮下土壤  $NH_3$  挥发速率和累积排放量极显著高于硝态氮。氮水平和钾水平之间无显著交互作用,但是钾与氮形态以及氮水平、钾水平、氮

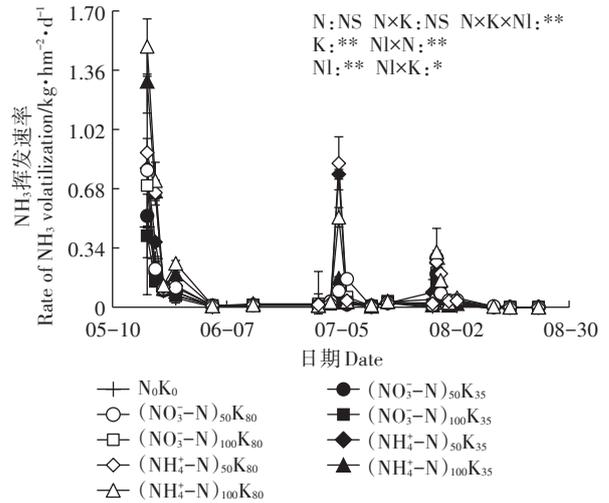


图3 棉花生育期  $NH_3$  挥发速率动态变化

Figure 3 Dynamic change of  $NH_3$  volatilization rate during cotton growth period

表2 不同氮钾水平及氮形态差异对  $N_2O$  和  $NH_3$  累积排放量及其氮肥损失率的影响

Table 2 Effects of different nitrogen and potassium levels and nitrogen forms on cumulative  $N_2O$  and  $NH_3$  emissions and nitrogen fertilizer loss rate

处理 Treatments	$N_2O$ 累积排放量 $N_2O$ emissions/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	增加量 Increments/%	氮素损失率 Nitrogen loss rate/%	$NH_3$ 累积排放量 $NH_3$ emissions/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	增加量 Increments/%	氮素损失率 Nitrogen loss rate/%
$N_0K_0$	0.17±0.026f	—	—	1.43±0.15ef	—	—
$(NO_3-N)_{50}K_{35}$	0.29±0.025d	65	0.58	1.56±0.03ef	8.7	3.0
$(NO_3-N)_{50}K_{80}$	0.25±0.019e	41	0.49	2.35±0.07d	63.8	4.0
$(NO_3-N)_{100}K_{35}$	0.33±0.026c	86	0.33	1.40±0.05f	-2.7	1.6
$(NO_3-N)_{100}K_{80}$	0.28±0.026d	62	0.28	1.66±0.13e	16.0	2.4
$(NH_4-N)_{50}K_{35}$	0.56±0.048a	223	1.13	3.01±0.06c	109.5	2.8
$(NH_4-N)_{50}K_{80}$	0.48±0.047b	174	0.96	3.52±0.08b	145.3	3.3
$(NH_4-N)_{100}K_{35}$	0.55±0.027a	213	0.55	3.03±0.06c	110.9	3.0
$(NH_4-N)_{100}K_{80}$	0.57±0.053a	229	0.57	4.18±0.06a	191.3	3.5

注:不同字母表示处理间差异显著 ( $P < 0.05$ )。

Note: Different letters indicate significant differences between treatments ( $P < 0.05$ ).

形态三者之间对 $\text{NH}_3$ 挥发排放量具有显著( $P<0.05$ )或极显著影响( $P<0.01$ )。在硝态氮下,低氮和高钾水平下土壤 $\text{NH}_3$ 挥发累积排放量最高,为 $2.35 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ;而在铵态氮下,高钾和高氮水平下的 $\text{NH}_3$ 挥发累积排放量最高,为 $4.18 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

### 2.3 不同氮钾水平及氮形态差异对土壤铵态氮、硝态氮含量和pH的影响

氮、钾水平以及钾水平和氮形态之间的交互作用极显著影响土壤铵态氮含量(图4A),而其他因素及其交互作用的影响均未达到显著性水平。与不施氮肥处理比较,增施氮肥极显著增加土壤铵态氮含量,且其含量随施氮量的增加而增加。土壤铵态氮含量随施钾量的增加而降低。施钾水平对不同氮源下的土壤铵态氮含量影响变化趋势有所不同,低钾水平下,硝态氮源下的土壤铵态氮含量高于铵态氮源下的土壤铵态氮含量,但在高钾水平下,其含量变化趋势正好相反。

氮水平、氮形态、氮水平与钾水平之间、氮形态与钾水平之间以及氮钾水平与氮形态三者之间的交互作用对土壤硝态氮含量的影响表现为显著或极显著差异(图4B)。与不施氮肥处理比较,增施氮肥极显著增加土壤硝态氮含量。铵态氮下的土壤硝态氮含量显著低于硝态氮下的土壤硝态氮含量。钾水平在不同氮水平和不同氮源下对土壤硝态氮含量的影响有所差异,在硝态氮下,低氮下的土壤硝态氮含量随施钾量的增加而降低,而在高氮下,施钾增大了土壤硝态氮含量;在铵态氮下,施钾降低低氮水平下的土壤硝态氮含量,而对高氮水平下的土壤硝态氮影响差异不显著。

如图4C所示,试验期间各肥料处理下的土壤pH总体变化幅度较小,处理之间均未达到差异显著水平。

## 3 讨论

### 3.1 氮肥对土壤 $\text{NH}_3$ 挥发和 $\text{N}_2\text{O}$ 排放的影响

本研究采用通气法测定棉花生长季 $\text{NH}_3$ 损失量为 $1.40\sim 4.18 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,占氮肥施用量的 $1.6\%\sim 4.0\%$ , $\text{N}_2\text{O}$ 累积排放量为 $0.17\sim 0.57 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,占施氮量的 $0.28\%\sim 1.13\%$ 。这与前人对于 $\text{NH}_3$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 氮素损失率的研究结果基本一致。例如,巨晓棠等<sup>[29]</sup>发现土壤 $\text{NH}_3$ 挥发的损失量(以氮计)在 $12.8\sim 64.5 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 之间,占施氮量的 $3.8\%\sim 7.2\%$ 。梁国庆等<sup>[30]</sup>报道水稻季 $\text{N}_2\text{O}$ 排放量为 $0.89\sim 2.45 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ,肥料氮通过 $\text{N}_2\text{O}$ 排

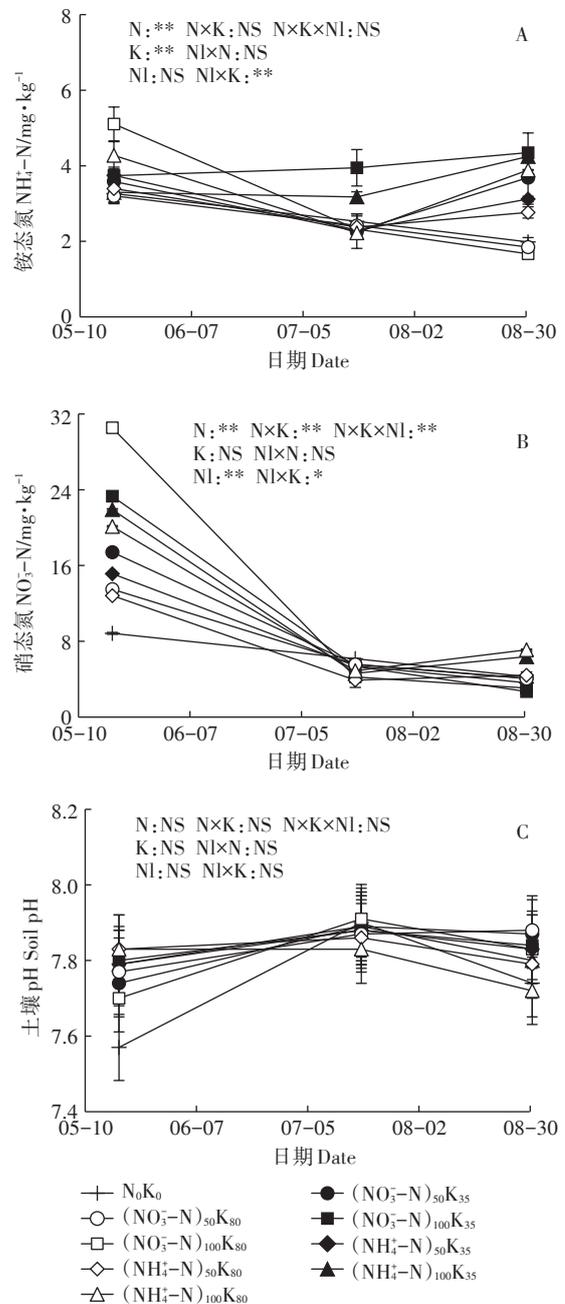


图4 棉花生育期土壤铵态氮、硝态氮含量和土壤pH动态变化

Figure 4 Dynamics of the contents of ammonium and nitrate nitrogen, soil pH in soil during cotton growth period

放的损失率为 $0.39\%\sim 0.47\%$ 。丁洪等<sup>[31]</sup>研究得出 $\text{N}_2\text{O}$ 排放损失氮量占施氮量的 $1.4\%\sim 2.0\%$ 。相对于 $\text{N}_2\text{O}$ 来说, $\text{NH}_3$ 是氮肥气态损失的主要途径。

土壤氮含量及氮肥的输入影响 $\text{N}_2\text{O}$ 和 $\text{NH}_3$ 的生成和排放<sup>[19,30,32-33]</sup>。化学氮肥施用量的增加是 $\text{N}_2\text{O}$ 和 $\text{NH}_3$ 挥发排放量增加的主要因素,施氮大幅增加了 $\text{N}_2\text{O}$ 和 $\text{NH}_3$ 的排放。本研究再次证实了这一结论。与不施肥土壤比较,氮肥的施入可以增加 $\text{N}_2\text{O}$ 排放

41%~229%和 $\text{NH}_3$ 排放8.7%~191.3%。另外,我们发现,铵态氮肥更易于 $\text{NH}_3$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 的排放,累积排放量是硝态氮肥的2倍左右。梁东丽等<sup>[34]</sup>研究也发现施肥后短期内铵态氮肥排放的 $\text{N}_2\text{O}$ 量显著高于硝态氮肥处理,且指出土壤 $\text{N}_2\text{O}$ 的排放主要由土壤氮的硝化过程所产生。铵态氮肥对农田土壤氮素的正激活效应以及对土壤氮硝化过程的促进作用可能是导致大量 $\text{NH}_3$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 产生的主要原因<sup>[35-36]</sup>。但过高浓度的铵态氮却会抑制硝化作用,致使 $\text{N}_2\text{O}$ 的排放速率有所降低,这可能与高浓度 $\text{NH}_3$ 产生的毒害作用或促使土壤pH下降影响了氮硝化微生物的活性有关<sup>[34]</sup>。本研究氮肥用量为 $100\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,未发现土壤pH明显下降和 $\text{NH}_3$ 过量抑制硝化作用降低 $\text{N}_2\text{O}$ 排放量的现象,说明本研究的氮肥用量可能还未达到抑制硝化作用的水平。

氮肥施用时期的选择对 $\text{N}_2\text{O}$ 和 $\text{NH}_3$ 排放有较大影响。 $\text{N}_2\text{O}$ 和 $\text{NH}_3$ 排放呈现显著的季节性变化。与前人研究结果一致, $\text{N}_2\text{O}$ 排放速率峰值出现在夏季7月左右,但是 $\text{NH}_3$ 季节性变化排放峰值出现在春季肥料基肥阶段,该期 $\text{NH}_3$ 累积排放量占到整个生长季节累积排放量的47%~78%。王秀斌等<sup>[32]</sup>研究发现施氮时期后移可有效降低冬小麦季和夏玉米季 $\text{NH}_3$ 挥发损失总量的17.4%和15.9%,但存在的问题可能会加大 $\text{N}_2\text{O}$ 的排放。若氮肥集中在基肥期施入,尽管降低了 $\text{N}_2\text{O}$ 的排放,但其结果会增大 $\text{NH}_3$ 的排放<sup>[33]</sup>。如何兼顾 $\text{N}_2\text{O}$ 和 $\text{NH}_3$ 的排放控制以及作物对氮的需求,针对氮肥施用时期的选择需要进一步研究。

### 3.2 钾肥对土壤 $\text{NH}_3$ 挥发和 $\text{N}_2\text{O}$ 排放的作用

肥料的优化管理影响氮肥 $\text{NH}_3$ 挥发的排放。本研究结果表明,钾肥显著增大了土壤 $\text{NH}_3$ 挥发速率和排放量。这与徐万里等<sup>[7]</sup>在新疆灰漠土增施硫酸钾肥对 $\text{NH}_3$ 排放的影响结果一致,与不施钾肥处理比较,增施钾肥增加 $\text{NH}_3$ 挥发排放量 $0.03\sim 0.07\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ,增大氮肥损失率3%~7%。他们分析认为钾肥增大 $\text{NH}_3$ 挥发的主要原因可能是钾离子对土壤 $\text{NH}_4^+$ 的解吸附作用,增大了土壤 $\text{NH}_4^+$ 的有效性从而增大 $\text{NH}_3$ 的释放。在本研究中,我们发现随施钾量的增加,土壤 $\text{NH}_4^+$ 含量显著下降,这可能就是由于钾肥解吸附的 $\text{NH}_4^+$ 转变成 $\text{NH}_3$ 而挥发到大气中的原因所导致。然而,Gameh等<sup>[20]</sup>和Rappaport等<sup>[21]</sup>报道,当氯化钾肥施入土壤会导致pH下降而降低土壤 $\text{NH}_3$ 挥发5%~42%。本研究土壤pH随钾肥施用量的增加从7.83降到了7.81,但统计学上未达到显著水平,说明本实验钾肥下pH的变

化不是钾肥施入土壤后 $\text{NH}_3$ 挥发上升的主要原因。农田土壤 $\text{NH}_3$ 挥发影响因素众多,涉及土壤温度、水分、阳离子交换量以及碳酸钙含量等因素。可见,钾肥对土壤 $\text{NH}_3$ 挥发的作用效果及主要驱动因地区不同气候条件或土壤状况而有所差异。

研究表明,通过养分管理还可以显著影响农田土壤 $\text{N}_2\text{O}$ 的排放。本研究发现,增施钾肥降低农田土壤 $\text{N}_2\text{O}$ 的排放速率,显著减少整个生长季节 $\text{N}_2\text{O}$ 的累积排放量。我们分析原因可能与钾肥施入后导致硝化作用底物 $\text{NH}_4^+$ 下降有关。刘韵等<sup>[23]</sup>也报道增施钾肥显著降低了冬小麦-夏玉米轮作土壤的 $\text{N}_2\text{O}$ 排放,同时土壤有效氮含量显著降低。王火焰等<sup>[6]</sup>在硫酸铵在水稻土的转化试验中发现钾肥抑制固定态铵释放的现象。这在一定程度上也说明钾肥可以通过影响土壤固定态 $\text{NH}_4^+$ 的释放途径而抑制土壤硝化作用、降低 $\text{N}_2\text{O}$ 的产生。钾肥不仅通过土壤硝化作用影响农田土壤 $\text{N}_2\text{O}$ 的产生,而且还会通过反硝化作用过程来影响 $\text{N}_2\text{O}$ 的排放。例如,杨劲峰等<sup>[22]</sup>报道增施钾肥会加剧玉米根系呼吸和促使土壤厌氧环境的形成,可能会间接增强土壤反硝化过程而影响 $\text{N}_2\text{O}$ 的排放。Chen等<sup>[37]</sup>同样发现钾肥显著提高稻田土壤中富含功能基因*nosZ*的反硝化微生物丰度,进而促进反硝化作用。因此,我们推断钾肥可能会通过影响作物根际环境氧气浓度、氧化还原电位或通过直接影响土壤中钾素含量来调控土壤反硝化微生物群落组成与丰度,尤其是增大含有功能基因*nosZ*的反硝化微生物丰度,从而促进 $\text{N}_2\text{O}$ 还原为 $\text{N}_2$ 的过程,降低土壤 $\text{N}_2\text{O}$ 的排放。钾肥降低 $\text{N}_2\text{O}$ 排放的具体原因还需进一步试验来证明。另外,我们还发现,在低氮水平下,钾肥对铵态氮肥比硝态氮肥更显著降低 $\text{N}_2\text{O}$ 排放,但在高氮水平下,钾肥对铵态氮肥 $\text{N}_2\text{O}$ 排放没有显著影响,但降低了硝态氮肥 $\text{N}_2\text{O}$ 的排放量。该结果可能与钾肥在不同氮肥水平下对土壤氮的硝化与反硝化过程的 $\text{N}_2\text{O}$ 贡献大小的影响有关,其具体原因需要进一步的研究。

## 4 结论

化学氮肥施用量的增加是 $\text{NH}_3$ 挥发和 $\text{N}_2\text{O}$ 排放增加的主要原因,与硝态氮肥相比铵态氮肥更易于 $\text{NH}_3$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 的排放;增施钾肥显著增大土壤 $\text{NH}_3$ 挥发速率和排放量,但降低了土壤 $\text{N}_2\text{O}$ 的排放通量,显著减少了整个生长季节 $\text{N}_2\text{O}$ 的累积排放量。

## 参考文献:

- [1] 中国农业年鉴编委会. 2004年中国农业年鉴[M]. 北京: 中国农业出版社, 2005.  
Editorial Board of China Agriculture Year Book. The year book of China agriculture for 2004[M]. Beijing: Chinese Agriculture Press, 2005.
- [2] 朱兆良. 农田中氮肥的损失与对策[J]. 土壤与环境, 2000, 9(1): 1-6.  
ZHU Zhao-liang. Loss of fertilizer N from plants-soil system and the strategies and techniques for its reduction[J]. *Soil and Environmental Sciences*, 2000, 9(1): 1-6.
- [3] 赵其国. 土壤圈物质循环与农业和环境[M]. 南京: 江苏科学技术出版社, 1995: 233-238.  
ZHAO Qi-guo. Soil circulation material cycle and agriculture and environment[M]. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press, 1995: 233-238.
- [4] Patino Z, Cejanavarró J A, Govaerts B, et al. The effect of different tillage and residue management practices on soil characteristics, inorganic N dynamics and emissions of  $N_2O$ ,  $CO_2$  and  $CH_4$  in the central highlands of Mexico: a laboratory study[J]. *Plant and Soil*, 2009, 314(1/2): 231-241.
- [5] 王建, 诸葛玉平, 彭福田, 等. 袋控肥对土壤氨挥发、氧化亚氮和二氧化碳排放的影响[J]. 水土保持学报, 2013, 27(6): 294-297, 304.  
WANG Jian, ZHUGE Yu-ping, PENG Fu-tian, et al. Effect of paper package fertilization on soil ammonia volatilization, nitrous oxide and carbon dioxide emission[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2013, 27(6): 294-297, 304.
- [6] 敖玉琴, 张维, 田玉华, 等. 脲胺氮肥对太湖地区稻田氨挥发及氮肥利用率的影响[J]. 土壤, 2016, 48(2): 248-253.  
AO Yu-qin, ZHANG Wei, TIAN Yu-hua, et al. Effects of urea-ammonium mixed nitrogen fertilizer on ammonia volatilization and nitrogen use efficiency in paddy field of Taihu Lake region[J]. *Soils*, 2016, 48(2): 248-253.
- [7] 郑蕾, 王学东, 郭李萍, 等. 施肥对露地菜地氨挥发和氧化亚氮排放的影响[J]. 应用生态学报, 2018, 29(12): 4063-4070.  
ZHENG Lei, WANG Xue-dong, GUO Li-ping, et al. Impact of fertilization on ammonia volatilization and  $N_2O$  emissions in an open vegetable field[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2018, 29(12): 4063-4070.
- [8] 王伟帆, 李斐, 红梅, 等. 氮肥用量和脲酶抑制剂对滴灌马铃薯田氧化亚氮排放和氨挥发的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2018, 24(3): 693-702.  
WAN Wei-fan, LI Fei, HONG Mei, et al. Effects of nitrogen rate and urease inhibitor on  $N_2O$  emission and  $NH_3$  volatilization in drip irrigated potato fields[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2018, 24(3): 693-702.
- [9] 武岩, 红梅, 林立龙, 等. 不同施肥措施对河套灌区盐化潮土氨挥发及氧化亚氮排放的影响[J]. 土壤, 2017, 49(4): 745-752.  
WU Yan, HONG Mei, LIN Li-long, et al. Influence of different fertilization measures on  $NH_3$  volatilization and  $N_2O$  emission in salined fluvio-aquic soil of Hetao irrigation area[J]. *Soils*, 2017, 49(4): 745-752.
- [10] 孙海军, 闵炬, 施卫明, 等. 稻麦轮作体系养殖肥水灌溉对产量、氨挥发和氧化亚氮排放的影响[J]. 土壤, 2015, 47(3): 503-508.  
SUN Hai-jun, MIN Ju, SHI Wei-ming, et al. Effect of sewage irrigation on crop yield, ammonia volatilization and nitrous oxide emission in rice-wheat rotation[J]. *Soils*, 2015, 47(3): 503-508.
- [11] 马银丽, 吉艳芝, 李鑫, 等. 施氮水平对小麦-玉米轮作体系氨挥发与氧化亚氮排放的影响[J]. 生态环境学报, 2012, 21(2): 225-230.  
MA Yin-li, JI Yan-zhi, LI Xin, et al. Effects of N fertilization rates on the  $NH_3$  volatilization and  $N_2O$  emissions from the wheat-maize rotation system in north China plain[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2012, 21(2): 225-230.
- [12] Huang J, Duan Y H, Xu M G, et al. Nitrogen mobility, ammonia volatilization, and estimated leaching loss from long-term manure incorporation in red soil[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2017, 16(9): 2082-2092.
- [13] 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 Xin, JU Xiao-tang, ZHANG Li-juan, 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.
- [14] 康利允, 常高正, 高宁宁, 等. 不同氮、钾肥施用量对甜瓜养分吸收、分配及产量的影响[J]. 中国农业科学, 2018, 51(9): 1758-1770.  
KANG Li-yun, CHANG Gao-zheng, GAO Ning-ning, et al. Effects of different nitrogen and potassium fertilizing amount on nutrition absorption, nutrition distribution and yield of muskmelon[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2018, 51(9): 1758-1770.
- [15] 陆雪锦. 施钾对露地甜瓜养分吸收及产量品质的影响[D]. 乌鲁木齐: 新疆农业大学, 2012.  
LU Xue-jin. The effects of potash on melon nutrient absorption and yield quality on open field[D]. Urumqi: Xinjiang Agricultural University, 2012.
- [16] 王火焰, 周健民, 陈小琴, 等. 氮磷钾肥料在土壤中转化过程的交互作用 II. 硫酸铵在水稻土中的转化[J]. 土壤学报, 2005, 42(1): 70-77.  
WANG Huo-yan, ZHOU Jian-min, CHEN Xiao-qin, et al. Interaction of NPK fertilizers during their transformation in soils II. Transformation of ammonium sulfate in the paddy soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2005, 42(1): 70-77.
- [17] 徐万里, 刘骅, 张云舒, 等. 新疆灰漠土区不同肥料配比土壤氨挥发原位监测[J]. 生态学报, 2008, 29(8): 4565-4571.  
XU Wan-li, LIU Hua, ZHANG Yun-shu, et al. *In situ* monitoring of ammonia volatilization from grey desert soil under different in Xinjiang[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 29(8): 4565-4571.
- [18] Chen C C, Turner F T, Dixon J B. Ammonium fixation by high-charge smectite in selected Texas gulf coast soils[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1989, 53(4): 1035-1040.
- [19] Kar A K, Chattopadhyay J P, Dhua S P. Relative fixation of added potassium and ammonium in some acid soils[J]. *Journal of the Indian Society of Soil Science*, 1975, 23(4): 428-433.
- [20] Gameh M, Angle J, Axley J. Effects of urea-potassium chloride and nitrogen transformations on ammonia volatilization from urea[J]. *Soil*

- Science Society of America Journal*, 1990, 54(6):1768-1772.
- [21] Rappaport B D, Axley J H. Potassium chloride for improved urea fertilizer efficiency[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1984, 48(2):399-401.
- [22] 杨劲峰, 韩晓日, 战秀梅, 等. 不同施肥处理对棕壤 N<sub>2</sub>O 排放量的影响[J]. 生态环境, 2007, 16(2):560-563.  
YANG Jin-feng, HAN Xiao-ri, ZHAN Xiu-mei, et al. Effects of different fertilization on N<sub>2</sub>O emission in brown field[J]. *Ecology and Environment*, 2007, 16(2):560-563.
- [23] 刘 韵, 柳文丽, 朱 波. 施肥方式对冬小麦-夏玉米轮作土壤 N<sub>2</sub>O 排放的影响[J]. 土壤学报, 2016, 53(3):735-745.  
LIU Yun, LIU Wen-li, ZHU Bo. Effect of fertilization regime on soil N<sub>2</sub>O emission from upland field under wheat-maize rotation system[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2016, 53(3):735-745.
- [24] 梁东丽. 黄土性土壤氮素氧化亚氮气态损失及其影响因素的研究[D]. 杨凌:西北农林科技大学, 2003.  
LIANG Dong-li. Nitrous oxide losses of nitrogen fertilizer and influential factors on loess soil[D]. Yangling:Northwest A&F University, 2003.
- [25] 朱向东, 王宏庭. 土壤钾素管理研究进展[J]. 山西农业科学, 2013, 41(11):1274-1281.  
ZHU Xiang-dong, WANG Hong-ting. Research progress on soil potassium management[J]. *Journal of Shanxi Agricultural Sciences*, 2013, 41(11):1274-1281.
- [26] 李书田, 邢素丽, 张 炎, 等. 钾肥用量和施用时期对棉花产量品质和棉田钾素平衡的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2016, 22(1):111-121.  
LI Shu-tian, XING Su-li, ZHANG Yan, et al. Application rate and time of potash for high cotton yield, quality and balance of soil potassium[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2016, 22(1):111-121.
- [27] Wang Z H, Liu X J, Ju X T, et al. Field in situ determination of ammonia volatilization from soil: Venting method[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2002, 8(2):205-209.
- [28] Wang Y S, Wang Y H. Quick measurement of CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from a short plant ecosystem[J]. *Advances in Atmospheric Sciences*, 2003, 20(5):842-844.
- [29] 巨晓棠, 刘学军, 邹国元, 等. 冬小麦/夏玉米轮作体系中氮素的损失途径分析[J]. 中国农业科学, 2002, 35(12):1493-1499.  
JU Xiao-tang, LIU Xue-jun, ZOU Guo-yuan, et al. Evaluation of nitrogen loss way in winter wheat and summer maize rotation system[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2002, 35(12):1493-1499.
- [30] 梁国庆, 周 卫, 夏文建, 等. 优化施氮下稻-麦轮作体系土壤 N<sub>2</sub>O 排放研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2010, 16(2):304-311.  
LIANG Guo-qing, ZHOU Wei, XIA Wen-jian, et al. Effect of optimized nitrogen application on N<sub>2</sub>O emission from paddy field under wheat-rice rotation system[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2010, 16(2):304-311.
- [31] 丁 洪, 蔡贵信, 王跃思, 等. 玉米-潮圭系统中氮肥硝化反硝化损失与 N<sub>2</sub>O 排放[J]. 中国农业科学, 2001, 34(4):416-421.  
DING Hong, CAI Gui-xin, WANG Yue-si, et al. Nitrification-denitrification losses of nitrogen fertilizer and N<sub>2</sub>O emission from maize-chao soil system in north China plain[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2001, 34(4):416-421.
- [32] 王秀斌, 梁国庆, 周 卫, 等. 优化施肥下华北冬小麦/夏玉米轮作体系农田反硝化损失与 N<sub>2</sub>O 排放特征[J]. 植物营养与肥料学报, 2009, 15(1):48-54.  
WANG Xiu-bin, LIANG Guo-qing, ZHOU Wei, et al. Effect of optimized nitrogen application on denitrification losses and N<sub>2</sub>O emissions from soil in winter wheat/summer corn rotation system in north China[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2009, 15(1):48-54.
- [33] 邓美华, 尹 斌, 张绍林, 等. 不同施氮量和施氮方式对稻田氨挥发损失的影响[J]. 土壤, 2006, 38(3):263-269.  
DENG Mei-hua, YIN Bin, ZHANG Shao-lin, et al. Effects of rate and method of N application on ammonia volatilization in paddy fields[J]. *Soils*, 2006, 38(3):263-269.
- [34] 梁东丽, 方日尧, 李生秀, 等. 硝、铵态氮肥对旱地土壤氧化亚氮排放的影响[J]. 干旱地区农业研究, 2007, 25(1):67-72.  
LIANG Dong-li, FANG Ri-yao, LI Sheng-xiu, et al. Effects of nitrogen types on N<sub>2</sub>O emissions of dry-land soil[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2007, 25(1):67-72.
- [35] Heilman P. Effect of added salts on nitrogen release and nitrate levels on forest soils of the washington coastal area[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1975, 39:778-782.
- [36] Christianson C B, Carmona G, Klein M O, et al. Impact on ammonia volatilization losses of mixing KCl of high pH with urea[J]. *Fertilizer Research*, 1994, 40(2):89-92.
- [37] Chen Z, Hou H J, Zheng Y, et al. Influence of fertilisation regimes on a nosZ-containing denitrifying community in a rice paddy soil[J]. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2012, 92(5):1064-1072.