植物营养与肥料学报 2015,21(2): 413 -420 doi: 10.11674/zwyf.2015.0216
Journal of Plant Nutrition and Fertilizer http://www.plantnutrifert.org

灌溉水盐度对滴灌棉田土壤氨挥发的影响

周广威, 张 文, 闵 伟, 马丽娟, 侯振安*
(石河子大学农学院资源与环境科学系, 新疆石河子 832003)

摘要:【目的】氨挥发是农田氮素损失的重要途径之一,咸水灌溉直接或间接影响土壤的理化性质,进而影响土壤氨挥发,但目前对于咸水灌溉下氨挥发的报道还较少。因此通过田间试验研究尿素滴灌施肥条件下,淡水和咸水灌溉对棉田土壤氨挥发的影响。**【方法】**试验设置淡水和咸水两种灌溉水,其电导率(EC)分别为 0.35 和 8.04 dS/m(分别用 CK 和 SW 表示),氮肥(N)用量为 240 kg/hm^2。氨挥发的收集采用密闭室法,用稀硫酸作为氨的吸收液,测定用靛酚蓝比色法。**【结果】**1)灌溉施肥后,咸水滴灌棉田土壤盐分、脲酶活性和铵态氮含量均显著高于淡水滴灌。SW 处理土壤电导率($EC_{1:5}$)较 CK 平均高出 4.53 倍。灌溉施肥后 SW 处理土壤脲酶活性迅速增加,第 4 天达到最大,随后降低,SW 处理脲酶活性较 CK 处理平均增加了 20.6%。SW 处理土壤铵态氮含量明显高于 CK 处理,尤其是灌溉施肥后第 2 天,SW 处理铵态氮含量比 CK 处理增加了 66.1%。2)SW 处理棉田土壤 pH 值低于 CK 处理,但在灌溉施肥周期内都呈先增加后降低趋势,pH 的变化在 7.6 ~ 8.0 之间。3)SW 处理抑制了硝化作用,SW 处理土壤硝态氮含量较 CK 处理显著降低。SW 处理土壤硝态氮含量平均较 CK 低 7.68%。4)3 个灌溉施肥周期的平均温度分别为 24.6℃、26.05℃和 24.9℃,因此在第 2 个和第 3 个灌溉施肥周期氨挥发高,第 1 个灌溉施肥周期的总降水量最大,分别比第 2 和 3 个灌溉施肥周期高 3.7 mm 和 10.2 mm,但降水量远远小于灌溉量,因此对于氨挥发影响不大。5)总体上,土壤氨挥发损失量在灌溉施肥后 1 ~ 2 天最大,占氨挥发总量的 45.7% ~ 79.3%,随后呈降低趋势;灌溉施肥后第 1 天土壤氨挥发最大,在 3 个灌溉施肥周期,SW 处理第 1 天的氨挥发较 CK 分别增加 70.7%、69.43% 和 60.8%。SW 处理棉田土壤氨挥发显著高于 CK 处理。在三个连续灌溉施肥周期内,SW 处理棉田土壤氨挥发累积总量为 10.98 kg/hm^2,CK 处理为 7.57 kg/hm^2,SW 处理较 CK 处理增加了 45.1%。**【结论】**咸水灌溉促进了脲酶活性,但抑制了土壤的硝化作用,导致铵态氮含量增加,加剧了氨的挥发。温度升高促进土壤氨挥发,少量降雨对氨挥发影响不大。因此,滴灌施肥条件下,咸水灌溉会增加氨挥发损失。

关键词: 咸水; 滴灌施肥; 尿素; 棉田; 氨挥发
中图分类号: S151.9 **文献标识码:** A **文章编号:** 1008-505X(2015)02-0413-08

Effects of the salinity of irrigation water on soil ammonia volatilization in drip-irrigated cotton fields

ZHOU Guang-wei, ZHANG Wen, MIN Wei, MA Li-juan, HOU Zhen-an*
(*Department of Resources and Environmental Science, Shihezi University, Shihezi, Xinjiang 832003, China*)

Abstract:【Objectives】 Ammonia volatilization is one of the main pathways of nitrogen loss from farmland soil. Saline water irrigation can directly or indirectly affect the physical and chemical properties of soil, which influence soil NH_3 volatilization. The objective of this study was to investigate the effect of irrigation water salinity on soil NH_3 volatilization in cotton fields after drip fertigation with urea. **【Methods】** The experiment consisted of two levels of irrigation water salinity: 0.35 dS/m (freshwater, CK) and 8.04 dS/m (saline water, SW), the N application rate was 240 kg/ha. Volatilized NH_3 was collected using the closed chamber method, the NH_3 was trapped using dilute sulfuric acid. The amount of NH_3 in the traps was measured using the indophenol blue colorimetric method. **【Results】** 1) The soil salinity, urease activity, and NH_4^+-N content in the saline water treatment were significantly

收稿日期: 2014-01-22 **接受日期:** 2014-06-22
基金项目: 国家自然科学基金(31360504)资助。
作者简介: 周广威(1990—),男,河南平舆县人,硕士研究生,主要从事水土资源利用研究。E-mail: z393672068@163.com
* 通信作者 E-mail: hzatyl@163.com

higher than the freshwater treatment. The soil salinity treated with saline water was averaged 4.53 times higher than that with the freshwater. Soil urease activity increased rapidly in the saline water treatment after fertigation. Urease activities reached a maximum four days after fertigation and then declined. Urease activity was averaged 20.6% higher in the SW treatment than in the freshwater treatment. The NH_4^+-N content in the saline water treatment was significantly higher than in the freshwater treatment. The greatest difference between the two treatments was observed two days after fertigation with the NH_4^+-N content 66.1% greater in the saline water treatment than in the freshwater treatment. 2) Soil pH was lower in the saline water treatment than in the freshwater treatment. However, soil pH in the saline water treatment increased after fertigation and then decreased with a range from 7.6 to 8.0. 3) Saline water irrigation inhibited nitrification, soil NO_3^--N concentrations were significantly lower by an average of 7.68% in the saline water treatment than in the fresh water treatment. 4) The average temperatures during the three fertigation cycles were 24.6℃, 26.05℃, and 24.9℃, respectively. NH_3 volatilization reached a higher level during the second and third cycles than the first one. The greatest amount of rainfall was received during the first fertigation cycle, which was 3.7 mm and 10.2 mm higher than the second and third fertigation cycles. However, rainfall had little effect on ammonia volatilization due to the rainfall amount was far less than the irrigation. 5) Generally, soil NH_3 volatilization reached a maximum amount one or two days after fertigation with urea and then declined. Soil NH_3 volatilization accounted for 45.7% –79.3% of the total NH_3 volatilization during the first two days after fertigation. In the first day of the three fertigations, soil NH_3 volatilization was 70.7%, 69.3% and 60.8% higher in the saline water treatment than in the freshwater treatment correspondingly. Soil NH_3 volatilization was significantly higher in the saline water treatment than in the fresh water irrigation. Total NH_3 volatilization during three consecutive fertigation cycles was 10.98 kg/ha in the saline water treatment, and 7.57 kg/ha in the freshwater treatment. Total NH_3 volatilization in the saline water treatment was 45.1% higher than in the freshwater treatment. **【Conclusions】** Saline water irrigation promoted urease activity. However, saline irrigation water significantly inhibited nitrification, depressed the transformation of NH_4^+-N to NO_3^--N. This led to an increase in soil NH_4^+-N content and NH_3 volatilization. High temperature increased NH_3 volatilization. The small amount of rainfall during the experiment had little effect on NH_3 volatilization. The results indicated that irrigation with saline water increased N loss due to NH_3 volatilization after drip fertigation with urea.

Key words: saline water; fertigation; urea; cotton field; ammonia volatilization

化学肥料,尤其是氮肥的施用,对促进现代农业生产的发展起着不可替代的作用。我国的氮肥生产量和消费量均居世界首位[1-2]。但是,目前我国化学氮肥的当季利用率很低,仅为30%左右[3]。尿素是当前农业生产中施用最为普遍的一种氮肥,尿素施入土壤后首先被脲酶水解为不稳定态的氨基甲酸铵,然后迅速转化为铵态氮,继而转变成硝态氮。铵态氮和硝态氮除被作物吸收外,其余部分主要以氨、氮氧化物等形式进入大气或水体。其中,氨挥发是氮肥损失的主要途径之一。积累在大气中的氨还会被氧化成NO和N_2O等气体,引起空气质量恶化以及温室效应[4]。

影响农田氨挥发损失的因素主要包括土壤性质(土壤质地、通气状况、pH、土壤含水量、$CaCO_3$含量和土壤总盐量等)、气候条件(温度、降水、光照)和农业管理措施(氮肥品种、施肥量、施肥及灌溉方式)等[5]。灌溉是提高农业生产率和产量的重要措施。据FAO统计,目前发展中国家灌溉农业占据了耕地总量中1/5左右的土地,但是却贡献了近一半(47%)的作物产量和近60%的谷物产量[6]。现代灌溉农业面临的一个突出问题是可用于灌溉的淡水资源日益减少,尤其是干旱半干旱地区。在淡水资源不足和增加农业产出的双重压力下,干旱地区应用咸水微咸水进行农田灌溉已经成为必然[7]。咸水灌溉必然引起土壤盐渍化[8],有研究表明盐渍化土壤上氮肥的损失较非盐渍化土壤更为严重,尤其是氨挥发损失[9-10]。也有研究认为一定盐度范围内土壤盐渍化会加剧氨挥发损失,但高盐度也可能抑制微生物生长,从而影响尿素水解,降低土壤氨挥发[11]。

咸水灌溉会导致根区土壤盐分积累,直接影响氮素转化和氨挥发,但目前对于咸水灌溉农田土壤

氨挥发的报道还较少。本研究通过五年咸水灌溉田间试验探讨咸水滴灌对棉田土壤氨挥发的影响,为合理利用咸水资源,减少氨挥发损失,提高氮肥利用率提供参考。

1　材料与方法

1.1　试验区概况

2009～2013 年在新疆石河子大学农学院试验站(44°18′N,86°02′E)进行淡水和咸水灌溉田间试验。土壤类型为灌溉灰漠土,2013 年淡水灌溉土壤有机质 16.03 g/kg、全氮 0.63 g/kg、速效磷 20.25 mg/kg、速效钾 203 mg/kg、pH 7.79、盐度($EC_{1:5}$) 0.28 dS/m。咸水灌溉土壤有机质 15.52 g/kg、全氮 0.59 g/kg、速效磷 32.5 mg/kg、速效钾 235 mg/kg、pH 7.67、盐度($EC_{1:5}$) 0.86 dS/m。供试作物为棉花。

1.2　试验设计

试验设置淡水和咸水两种灌溉水,电导率(EC)分别为 0.35 和 8.04 dS/m(分别用 CK 和 SW 表示)。每个处理重复 3 次,小区面积 27 m^2。在第五年(2013 年)试验期间对农田氨挥发进行动态监测,并测定土壤基本理化性质。

2009～2013 年试验中各项栽培管理措施保持一致。棉花种植采用覆膜栽培,一膜 4 行,行距配置为 30 cm + 60 cm + 30 cm,株距 10 cm,播种密度 22.2×10^4 plant/hm^2。灌溉方式为膜下滴灌,一膜两管,滴灌毛管间距为 90 cm。棉花于 4 月 15 日播种,为确保出苗,播种后滴出苗水 45 mm。棉花生长期间共灌水 9 次,总灌溉水量 450 mm,自 6 月上旬开始至 8 月下旬结束,灌溉周期为 7 天。

试验中氮肥使用尿素,全部做追肥,氮肥(N)用量为 240 kg/hm^2,在棉花生育期间分 5 次等量随水滴施。尿素追肥自第 2 次灌水开始至第 6 次灌水结束,灌溉施肥周期为 7 d。磷肥和钾肥作基肥在播种前一次性施入,施用量为 P_2O_5 105 kg/hm^2、K_2O 60 kg/hm^2。其他栽培管理措施参照当地大田。

1.3　氨挥发的监测

农田土壤氨挥发的监测采用密闭室法,用稀硫酸作为氨的吸收液[12]。监测装置用聚氯乙烯硬质塑料管制成,内径 15 cm、高 10 cm。将 20 mL 0.01 mol/L 的稀硫酸溶液加入 50 mL 的蒸发皿中,用铁丝支架架起,使蒸发皿的顶部与地面保持 7 cm 左右的距离,再罩以顶部密封的硬质料管。每个试验小区随机布置三个氨挥发监测装置(棉花窄行间滴灌带滴头处)。

2013 年试验期间,土壤氨挥发的监测自第 2 次追肥开始至第 5 次追肥前结束,连续监测 3 个灌溉施肥周期。因每次灌溉需持续 2 天,所以灌溉施肥后氨挥发的动态监测为 6 天。在每次灌水施肥当天加入稀硫酸溶液,24 h 后直接将蒸发皿中的稀硫酸转入带塞的三角瓶中,带回实验室后用 1.0 mol/L 的 KCl 溶液浸提,采用靛酚蓝比色法测定。

1.4　土壤样品的采集与测定

测定土壤氨挥发的同时,采集土壤样品。在氨挥发监测装置附近随机选择 3 个采样点(棉花植株间),分别在灌水施肥后 0、2、4、6 天采取 0—20 cm 土样。一部分新鲜土样直接用于 NH_4^+-N、NO_3^--N 和脲酶活性测定,另一部分土壤样品风干后用于土壤 pH 和盐度的测定。

土壤盐分使用 DDS－308A 型电导率仪(上海雷磁仪器厂生产)测定 1∶5 土壤浸提液电导率($EC_{1:5}$)。土壤 pH 使用 pHS－3C 型精密 pH 计(上海虹益仪器仪表有限公司生产)测定 1∶2.5 土壤浸提液 pH 值。土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量采用全自动间断化学分析仪测定(SmartChem140, AnalytikJena AG)。脲酶活性采用苯酚－次氯酸钠比色法测定[13]。

2　结果与分析

2.1　土壤盐度

灌溉施肥后,SW 处理土壤盐度($EC_{1:5}$)显著增加,在第 2 天达到最大,较灌溉施肥前(0 d)增加了 90.6%(图 1)。CK 处理土壤盐度呈微弱增加趋势,但总体变化不大。在灌溉施肥后,SW 处理土壤盐度显著高于 CK,土壤电导率($EC_{1:5}$)较 CK 增加了

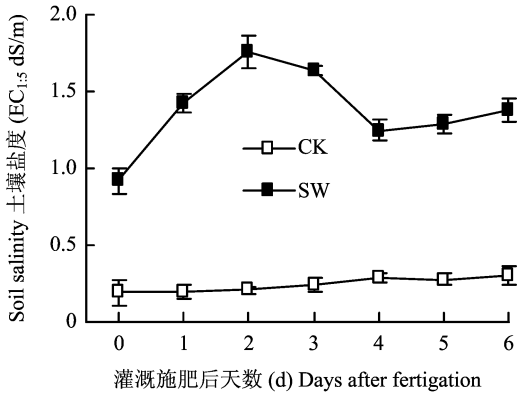

图 1　灌溉施肥后土壤盐度($EC_{1:5}$)的动态变化

Fig. 1　Changes in soil salinity ($EC_{1:5}$) after fertigation

3.26～7.54 倍,平均高出 4.53 倍。

2.2 土壤 pH

不同处理土壤 pH 的变化范围基本维持在 7.6～8.0 之间(图 2)。CK 处理土壤 pH 开始有所增加,随后逐渐回落到初始水平;SW 处理土壤 pH 整体在前 4 天呈缓慢增加趋势,灌溉施肥后第 6 天的土壤 pH 降低到初始水平。但在整个灌溉施肥周期内,SW 处理土壤 pH 值均明显低于 CK。

2.3 土壤铵态氮和硝态氮含量

灌溉施肥后土壤铵态氮含量增加,第 2 天后开始降低(图 3)。SW 处理土壤明显高于 CK 处理,尤其是灌溉施肥后第 2 天,SW 处理铵态氮含量比 CK 处理增加了 66.1%。

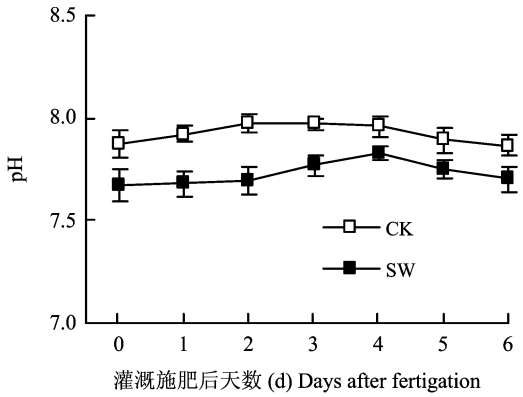

图 2 灌溉施肥后土壤 pH 的动态变化

Fig. 2 Changes in soil pH after fertigation

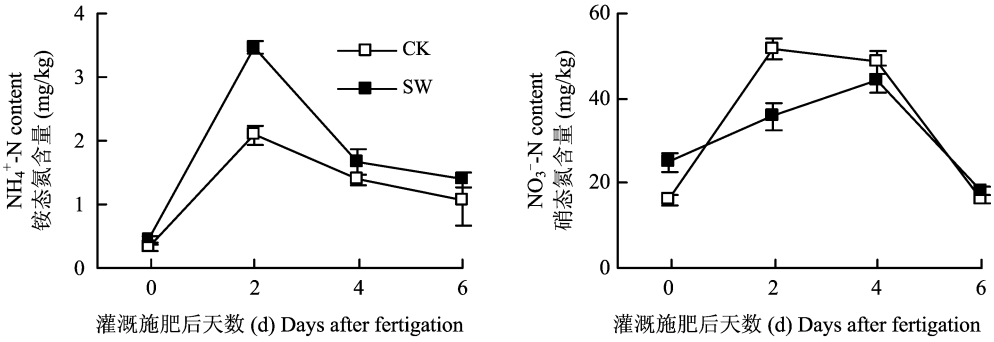

图 3 灌溉施肥后土壤铵态氮和硝态氮含量的动态变化

Fig. 3 Changes in soil NH_4^+-N and NO_3^--N contents after fertigation

图 3 显示,SW 处理在灌溉施肥后土壤硝态氮含量逐渐增加,至第 4 天达到最大,随后迅速降低;CK 处理土壤硝态氮含量在 2～4 天均保持在较高水平。CK 处理土壤硝态氮含量平均较 SW 高 7.68%,尤其是灌溉施肥后第 2 天,CK 较 SW 增加了 44.9%。

2.4 脲酶活性

灌溉施肥后 SW 处理土壤脲酶活性迅速增加,第 4 天达到最大,随后降低;而 CK 处理土壤脲酶活性呈逐渐增加趋势(图 4)。SW 处理脲酶活性较 CK 处理平均增加了 20.6%,其中灌溉施肥后第 2、4 天,SW 处理土壤脲酶活性均显著高于 CK 处理。

2.5 气象因素

表 1 表明,第 1 个灌溉施肥周期的最高日平均温度出现在施肥当天和次日,第 2 个灌溉施肥周期为施肥后第 4 天,第 3 个灌溉施肥出现在施肥后第 1、4 天。3 个灌溉施肥周期的平均温度分别为 24.6℃、26.05℃和 24.9℃。第 1 个灌溉施肥周期的总降水量最大,分别比第 2 和 3 个灌溉施肥周期高 3.7 mm 和 10.2 mm。

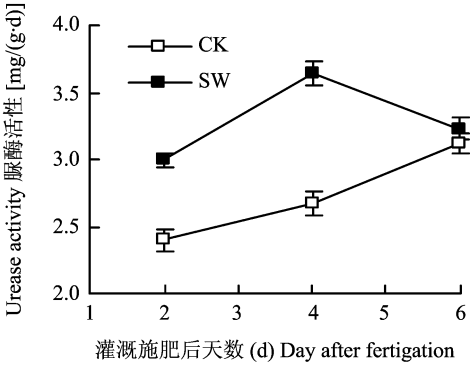

图 4 灌溉施肥后土壤脲酶活性的动态变化

Fig. 4 Changes in soil urease activity after fertigation

表 1　氨挥发监测期间的气象条件

Table 1　Meteorological conditions during the monitoring period of NH_3 volatilization

监测周期(d) Monitoring period		平均温度(℃) Average temperature	降水量(mm) Precipitation
第 1 个周期 First period	1	27.8	0
	2	27.5	0
	3	25.4	0
	4	22.8	9.6
	5	21.8	4
	6	22.3	0.8
第 2 个周期 Second period	1	24.4	0
	2	26.3	0
	3	26.5	0
	4	28.7	0
	5	25.6	0
	6	24.8	6.7
第 3 个周期 Third period	1	26.4	0
	2	25.4	0
	3	24.1	0
	4	26.4	0
	5	22.9	0.2
	6	24.2	0

2.6　土壤氨挥发动态

在连续 3 个灌溉施肥周期内,土壤氨挥发的趋势基本相似(图 5)。灌溉施肥后的前两天土壤氨挥发量最大,占整个灌溉施肥周期氨挥发总量的 45.7%～79.3%,平均占 60% 左右。SW 处理土壤氨挥发在灌溉施肥后的前两天均显著高于 CK 处理,3 天后无明显差异。灌溉施肥后第 1 天土壤氨挥发最大,在三个灌溉施肥周期,SW 处理第 1 天的氨挥发较 CK 分别增加 70.7%、69.3% 和 60.8%,平均增加 66.9%。

2.7　土壤氨挥发累积量

3 个灌溉施肥周期的土壤氨挥发累积量见图 6。SW 处理土壤氨挥发累积量明显高于 CK 处理。在前两个灌溉施肥周期,SW 处理土壤氨挥发累积量均显著高于 CK($P < 0.01$),分别增加了 79.1% 和 58.2%。第三个灌溉施肥周期,SW 处理土壤氨挥发累积量较 CK 增加了 22.7%,但差异不显著($P > 0.05$)。三个连续灌溉施肥周期的土壤氨挥发累积总量,咸水灌溉(SW)为 10.98 kg/hm^2,淡水灌溉(CK)为 7.57 kg/hm^2; SW 处理较 CK 增加了 45.1%。

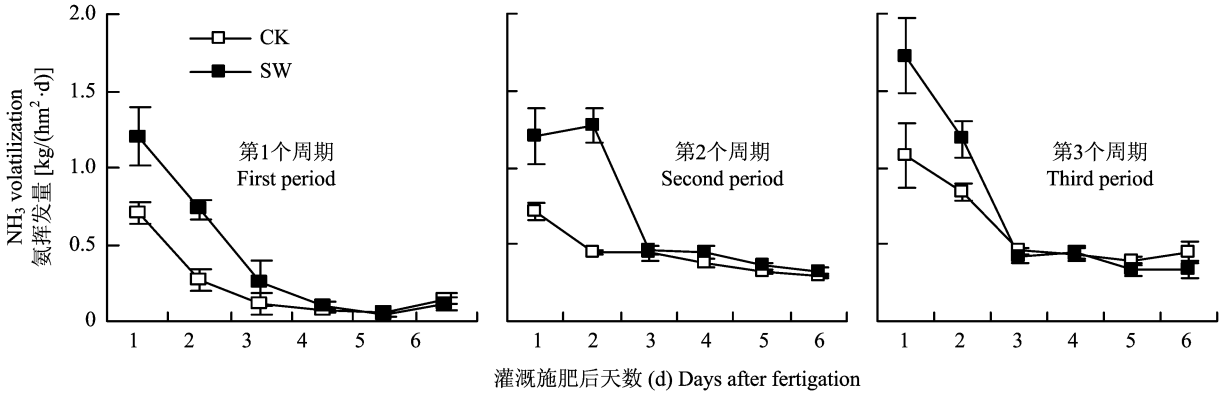

图 5　灌溉施肥后土壤氨挥发的动态变化

Fig. 5　NH_3 volatilization after fertigation

3　讨论

尿素施入土壤以后,短时间内土壤 pH 会上升,然后迅速下降,其水解产物 NH_4^+ 除了部分被作物吸收外,部分转化为硝态氮,部分被土壤吸附,其余则因为土壤 pH 的上升以氨形式挥发损失[14]。有研究表明尿素表施氨挥发损失可达 9.90%～37.0%[15]。土壤 pH 值是影响氮肥氨挥发的重要因素,随着土壤 pH 值的增加氨挥发量增加[16-17]。本研究表明咸水灌溉后土壤盐分显著增加,在灌溉施肥后第 2 天达到最大。土壤 pH 值变化较小,维持在 7.6～8.0 之间。总体上,咸水灌溉土壤 pH 值低于淡水灌溉,并且咸水灌溉和淡水灌溉土壤 pH 值在灌溉施肥后都呈现先增后降趋势。吴大付等[18]研究也表明尿素随水滴施后,土壤 pH 值随时间推移出现由低到高再逐渐下降过程,高值出现在滴灌后 24～48 h。

脲酶在尿素转化过程中起重要作用,脲酶能促

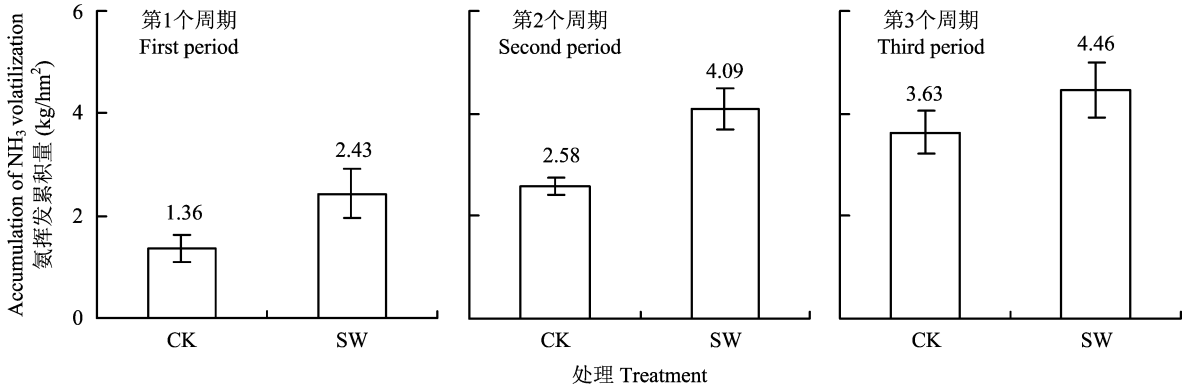

图 6 不同处理土壤氨挥发累积量

Fig. 6 Effect of irrigation water salinity on total NH_3 volatilization

进尿素分子的酰胺碳氮键水解,脲酶活性的高低与尿素转化的速度成正相关[19];苏海英等[20]研究认为盐渍化土壤中脲酶对尿素的水解作用影响不显著,总盐含量增加会显著抑制脲酶活性,但却促进了氨挥发。本研究中施氮肥后咸水灌溉土壤脲酶活性明显高于淡水灌溉。闵伟等[21]研究也表明施氮肥(尿素)土壤,低盐度对脲酶活性无影响,高盐度反而促进了脲酶活性。

本研究中铵态氮含量与氨挥发速率呈显著正相关关系($r = 0.952^{**}$, $n = 6$),铵态氮是影响氨挥发的主要因素,铵态氮含量在灌溉施肥后第 2 天即达到高峰,随后下降。相关研究也认为土壤氨挥发速率随表层土壤铵态氮浓度的增大而增大[22],施用尿素后土壤铵态氮含量在第 3 ～4 天内迅速达到高峰,随后开始下降,其趋势与氨挥发速率变化一致[23-24]。原因可能是由于本研究采用滴灌施肥,尿素溶解后随灌溉水施入土壤,加速了尿素的水解。樊庆鲁等[25]研究也表明尿素随水滴施在土壤中水解转化速度很快,3 天即可全部转化。本研究表明咸水灌溉后土壤铵态氮含量显著增加,硝态氮含量降低。原因可能是一方面咸水灌溉促进了脲酶活性,另一方面抑制了铵态氮向硝态氮的转化,导致铵态氮含量增加。有研究表明硝化作用对盐分含量很敏感,随着土壤含盐量的增加,硝化作用受到抑制[26]。

土壤氨挥发峰值在 3 个灌溉施肥周期均出现在灌溉施肥后 1 ～2 天,之后迅速下降进入低挥发阶段,这与董文旭等[27]的研究结果一致。咸水灌溉在前 2 天的氨挥发量远大于淡水,且土壤氨挥发总累积量也显著高于淡水灌溉。徐万里等[28]和梁飞等[29]的室内模拟试验结果也表明土壤氨挥发量和氨挥发速率均与土壤含盐量呈极显著正相关。原因可能是咸水灌溉导致根区土壤盐分积累,抑制硝化作用,导致表层土壤铵态氮累积,从而导致氨挥发增加[30]。

土壤氨挥发在 3 个灌溉施肥周期内的趋势基本相似,但氨挥发累积量略有不同,可能是由于温度和降雨的影响。本研究表明温度升高,氨挥发总量增加,这可能是因为温度升高使脲酶活性增强,减少土壤胶体对 NH_4^+ 的吸附,加速 NH_4^+ 向 NH_3 的转化,提高土壤的氨分压,增加氨挥发损失[31]。Nastri 等[32]研究认为降雨主要是通过雨水下渗将肥料带入深层土壤,从而减少氨挥发损失。翟学旭等[33]研究认为在非灌溉条件下少量降雨会增加氨挥发,大量降雨才会减少氨挥发,而灌溉条件下少量降雨对氨挥发影响较小,本研究中降雨量相对于灌溉量少很多,对于氨挥发的影响较小。

本研究在连续五年咸水灌溉试验的基础上,对滴灌棉田土壤氨挥发进行了动态观测。由于本试验在田间条件下进行,外部环境因子变化较大;同时,影响氨挥发的因素也是多方面的,所以关于咸水滴灌对农田土壤氨挥发的影响及其内在机理还需要进一步深入研究。

参 考 文 献:

[1] 中国农业年鉴农业编辑委员会. 中国农业年鉴[M]. 北京: 中国农业出版社, 1999. 189.
Editorial Board of Agriculture of China Agricultural Yearbook. China agricultural yearbook [M]. Beijing: China Agriculture Press, 1999. 189.

[2] 赵允格, 邵明安. 不同施肥条件下农田硝态氮迁移的试验研究[J]. 农业工程学报, 2002, 18(4): 37-40.
Zhao Y G, Shao M A. Experimental study on nitrate transport for different fertilization methods [J]. Transactions of the Chinese

Society of Agricultural Engineering, 2002, 18(4): 37-40.

[3] 朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素[M]. 南京: 江苏科技出版社, 1992. 171-185.
Zhu Z L, Wen Q X. Nitrogen in soils of China[M]. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press, 1992. 171-185.

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

[5] 宋勇生, 范晓晖. 稻田氨挥发研究进展[J]. 生态环境, 2003, 12(2): 240-244.
Song Y S, Fan X H. Summary of research on ammonia volatilization in paddy soil[J]. Ecology and Environment, 2003, 12(2): 240-244.

[6] FAO. The state of the world's land and water resources for food and agriculture: managing systems at risk[M]. Rome, 2011.

[7] Assouline S, Muller M, Cohen S *et al*. Soil-plant system response to pulsed drip irrigation and salinity: bell pepper case study[J]. Soil Science Society of America Journal, 2006, 70: 1556-1568.

[8] 尤全刚, 薛娴, 黄翠华. 地下水深埋区咸水灌溉对土壤盐渍化影响的初步研究—以民勤绿洲为例[J]. 中国沙漠, 2011 31(2): 302-308.
You Q G, Xue X, Huang C H. Preliminary study on the effects of saline water irrigation on soil salinization in deep groundwater area: a case study of Minqin oasis [J]. Journal of Desert Research, 2011 31(2): 302-308.

[9] McClung G, Frankenberger W T. Soil nitrogen transformations as affected by salinity[J]. Soil Science, 1985, 139(5): 405-411.

[10] Westerman R L, Tucker T C. Effect of salts and salts plus ^{15}N-labeled ammonium chloride on soil nitrogen, nitrification, and immobilization[J]. Soil Science Society of America Proceedings, 1974, 38: 602-605.

[11] El-Karim H A, El-Mahi Y E, El-Tilip A M. The influence of soil type, salinity and sodicity on ammonia volatilization in soil fertilized with urea[J]. Annals of Agricultural Science (Cairo), 2004, 49(1): 401-411.

[12] 周伟, 田玉华, 曹彦圣, 等. 两种氨挥发测定方法的比较研究[J]. 土壤学报, 2011, 48(5): 1090-1095.
Zhou W, Tian Y H, Cao Y S *et al*. A comparative study on two methods for determination of ammonia volatilization [J]. Acta Pedologica Sinica, 2011, 48(5): 1090-1095.

[13] 关松荫. 土壤酶及其研究方法[M]. 北京: 农业出版社, 1986. 274-338.
Guan S Y. Soil enzyme and research methods[M]. Beijing: Agricultural Press, 1986. 274-338.

[14] 蒋朝晖, 曾清如, 方至, 等. 不同温度下施入尿素后土壤短期内 pH 的变化和氨气释放特性[J]. 土壤通报, 2004, 35(3): 299-302.
Jiang Z H, Zeng Q R, Fang Z *et al*. Short-term changes of pH and volatilization of ammonia from urea in soil under different temperatures[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2004, 35(3): 299-302.

[15] 李贵桐, 李保国, 陈德立. 利用 Bowen 比仪测定大面积农田土壤氨挥发的方法研究[J]. 中国农业大学学报, 2001, 6(5): 56-62.
Li G T, Li B G, Chen D L. Method for measurement of ammonia volatilization from large area field by Bowen ratio system[J]. Journal of China Agricultural University, 2001, 6(5): 56-62.

[16] Dancer W S, Peterson L A, Chesters G. Ammonification and nitrification of N as influenced by soil pH and previous N treatments[J]. Soil Science Society of America Proceedings, 1973, 37: 67-69.

[17] 段争虎, 周玉麟, 吴守仁. 土壤特性对氨挥发影响的研究[J]. 土壤通报,1990, (3): 131-139.
Duan Z H, Zhou Y L, Wu S R. Study on effects of soil characteristics on ammonia volatilization[J]. Chinese Journal of Soil Science, 1990, (3): 131-139.

[18] 吴大付, 王小龙, 朱东海, 等. 温室滴灌配施尿素下土壤微域内 pH 值的时空分布研究[J]. 灌溉排水学报, 2008, 27(2): 95-97.
Wu D F, Wang X L, Zhu D H *et al*. The temperal-spatial distribution of pH in micro soil area with combination of drip irrigation and urea application in greenhouse [J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2008, 27(2): 95-97.

[19] 于亚伟, 张丽霞, 韩晓阳. 尿素不同配施处理对棕壤茶园土壤尿素转化及硝化作用影响的研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2011, 17(5): 1278-1282.
Yu Y W, Zhang L X, Han X Y. Urea transformation and nitrification under different urea combined fertilization in the brown soils of tea garden [J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2011, 17(5): 1278-1282.

[20] 苏海英. 新疆盐渍化土壤上氮肥的主要转化过程与氨挥发损失研究[D]. 乌鲁木齐: 新疆农业大学硕士学位论文, 2008.
Su H Y. The transformation process and ammonia volatilization losses of nitrogen in Xinjiang salinization soil[D]. Urumqi: Ms Thesis of Xinjiang Agricultural University, 2008.

[21] 闵伟,侯振安,梁永超, 等. 土壤盐度和施氮量对灰漠土尿素 N 转化的影响[J]. 土壤通报. 2012, 43 (6): 1372-1379.
Min W, Hou Z A, Liang Y C *et al*. Effects of soil salinity level and nitrogen rate on urea-N transformation in grey desert soil[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2012, 43 (6): 1372-1379 .

[22] 杨淑莉, 朱安宁, 张佳宝,等. 不同施氮量和施氮方式下田间氨挥发损失及其影响因素[J]. 干旱区研究,2010, 27(3): 415-421.
Yang S L, Zhu A N, Zhang J B *et al*. Ammonia volatilization loss and its affecting factors under different amounts and ways of N application in field[J]. Arid Zone Research, 2010, 27(3): 415-421.

[23] 王珏, 巨晓棠, 张丽娟, 等. 华北平原小麦季氮肥氨挥发损失及影响因素研究[J]. 河北农业大学学报, 2009, 32(3): 5-11.
Wang Y, Ju X T, Zhang L J *et al*. Ammonia volatilization of N fertilizer and influencing factors in the North China Plain[J]. Journal of Agricultural University of Hebei, 2009, 32(3): 5-11.

[24] 邓美华, 尹斌, 张绍林. 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 M H, Yin B, Zhang S L. Effect of rate and method of N application on ammonia volatilization in paddy fields[J]. Soils, 2006, 38(3): 263-269.

[25] 樊庆鲁, 陈云, 关新元, 等. 滴灌施肥条件下尿素在土壤中运移转化分布规律[J]. 石河子科技, 2006, (3): 3-5.
Fan Q L, Chen Y, Guan X Y *et al*. Movement, transformation and distribution of urea in the soil under drip fertigation conditions[J]. Shihezi Science and Technology, 2006, (3): 3-5.

[26] 徐万里, 刘骅, 张云舒. 新疆盐渍化土壤氮素矿化和硝化作用特征[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2007, 35 (11): 141-145.
Xu W L, Liu H, Zhang Y S. Characteristics of nitrogen mineralization and nitrification in salinity soils of Xinjiang[J]. Journal of Northwest A&F University(Natural Science Edition), 2007, 35 (11): 141-145.

[27] 董文旭, 胡春胜, 张玉铭, 等. 华北农田土壤氨挥发原位测定研究[J]. 中国生态农业学报, 2006, 14 (3): 46-48.
Dong W X, Hu C S, Zhang Y M *et al*. In situ determination of ammonia volatilization in field of North China[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2006, 14 (3): 46-48.

[28] 徐万里, 张云舒, 刘骅. 新疆盐渍化土壤氮肥氨挥发损失特征初步研究[J]. 生态环境, 2007, 16 (1): 176-179.
Xu W L, Zhang Y S, Liu H. Preliminary study on the characteristics of ammonia volatilization from salinized soils in Xinjiang[J]. Ecology and Environment, 2007, 16(1): 176-179.

[29] 梁飞, 田长彦. 土壤盐渍化对尿素与磷酸脲氨挥发的影响[J]. 生态学报, 2011, 31 (14): 3999-4006.
Liang F, Tian C Y. Effects of soil salinization on ammonia volatilization characteristics of urea and urea phosphate[J]. Acta Ecologica Sinica, 2011, 31 (14): 3999-4006.

[30] 苏海英, 徐万里, 蒋平安, 等. 盐渍化土壤上不同类型氮肥氨挥发损失特征研究[J]. 新疆农业科学, 2008, 45(2): 236-241.
Su H Y, Xu W L, Jiang P A *et al*. Study on ammonia volatilization characteristics of different types of N fertilizers in salinization soils[J]. Xinjiang Agricultural Sciences, 2008, 45 (2): 236-241.

[31] Freney J R, Simpson J R. Gaseous loss of nitrogen from plant-soil systems[M]. Martin Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers, 1983.

[32] Nastri A, Toderi G, Bernati E *et al*. Ammonia volatilization and yield response from urea applied to wheat with urease (NBPT) and nitrification (DCD) inhibitors[J]. Agrochimica, 2000, 5-6: 231-239.

[33] 翟学旭, 王振林, 戴忠民, 等. 灌溉与非灌溉条件下黄淮冬麦区不同追氮时期农田土壤氨挥发损失研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2013, 19(1): 55-67.
Zhai X X, Wang Z L, Dai Z M *et al*. Ammonia volatilization loss in Huang Huai plain winter wheat cultivation areas with different nitrogen topdressing periods under irrigated and rainfed conditions[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2013, 19(1): 55-67.