植物营养与肥料学报 2013,19(1):54-64
Plant Nutrition and Fertilizer Science doi:10.11674/zwyf.2013.0107

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

翟学旭[1],王振林[1*],戴忠民[2],刘 霞[3],王 平[4],刘海涛[5],尹燕枰[1],曹 丽[1],徐彩龙[1],崔正勇[1],吴光磊[1]

(1 山东农业大学作物生物学国家重点实验室,山东泰安 271018;2 德州学院,山东德州 253023;
3 山东省农业科学院,山东济南 250100;4 山东省泰安市农科院,山东泰安 271000;
5 中国农业大学资源与环境学院,北京 100094)

摘要:采用通气法研究了灌溉与非灌溉条件下黄淮冬麦区农田氨挥发损失。结果表明,非灌溉条件下,麦田追肥氮的氨挥发主要发生在施肥后的5~25 d内,追氮时期由起身期(SE,GS30)推迟到拔节期(JT,GS32),追肥氮的氨挥发速率峰值增大且出现时间提前;继续推迟至孕穗期(BT,GS41),氨挥发速率峰值减小。SE、JT和BT三个追氮时期的氨挥发损失量分别占追肥氮的24.84%~25.32%、25.42%~25.50%和14.77%~16.62%。灌溉(60 mm)条件,不论何时追氮,麦田追肥氮氨挥发速率均变化较小,氨挥发损失量在N 0.40~0.55 kg/hm^{2}之间,仅占追肥氮的0.36%~0.49%。非灌溉条件,氨挥发速率与0—10 cm土层土壤铵态氮浓度呈极显著的正相关关系;灌溉条件,氨挥发速率与10—20 cm土壤浓度呈极显著的正相关关系。土壤温度和降水是影响氨挥发的重要因素。此外,氨挥发还与农田土壤表面的通气状况有关,多穗型小麦品种更有利于减少麦田氨挥发的损失。

关键词:追氮时期;灌溉;氨挥发;通气法;铵态氮浓度
中图分类号:S153.6+1 **文献标识码**:A **文章编号**:1008-505X(2013)01-0054-11

Ammonia volatilization loss in Huang Huai winter wheat cultivation areas under irrigated and rainfed conditions

ZHAI Xue-xu[1], WANG Zhen-lin[1*], DAI Zhong-min[2], LIU Xia[3], WANG Ping[4], LIU Hai-tao[5], YIN Yan-ping[1], CAO Li[1], XU Cai-long[1], CUI Zheng-yong[1], WU Guang-lei[1]

(*1 Shandong Agricultural University/State Key Laboratory of Crop Biology, Shandong, Tai'an 271018, China; 2 Dezhou University, Shandong, Dezhou 253023, China; 3 Shandong Academy of Agricultural Sciences, Shandong, Jinan 250100, China; 4 Tai'an Academy of Agricultural Science, Shandong, Tai'an 27100, China; 5 College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100094, China*)

Abstract: A venting method was adopted to determine the effect of nitrogen topdressing stages on ammonia volatilization (AV) from topdressing fertilization in irrigated and rainfed wheat fields. The results show that under rainfed conditions, the AV from topdressing fertilization in wheat fields is mainly in the period from 5 to 25 days after the fertilization. With the delay of nitrogen topdressing stage from the pseudo stem erection stage (SE, GS30) to the jointing stage (JT, GS32), the peak value of the AV rate is increased and the occurrence time of the peak is ahead. With the delay of nitrogen topdressing stage to the booting (BT, GS41), the peak value of the AV rate is reduced. The rates of AV loss are 24.84%-25.32%, 25.42%-25.50% and 14.77%-16.62% in the SE, JT and BT treatments, respectively. Under 60 mm irrigation amount, the nitrogen fertilization stage has less effect on

收稿日期:2012-03-30 **接受日期**:2012-10-11
基金项目:国家重点基础研究发展计划(973计划)项目(2009CB118602);国家公益性行业(农业)科研专项(201203100);国家自然科学基金项目(30871477);山东省自然科学基金项目(ZR2010CM044)资助。
作者简介:翟学旭(1988—),男,山东济南人,硕士研究生,主要从事作物高产优质生理生态研究。E-mail:zhaixuexu110@163.com
* 通信作者 E-mail:zlwang@sdau.edu.cn

the AV, the AV rates from the topdressing fertilization are not changed significantly, and the N loss from the accumulated AV is N 0.40 to 0.55 kg/ha, only accounting for 0.36% to 0.49% of topdressing N. Under the rainfed conditions, there is a significant positive correlation between 0–10 cm layer soil NH_4^+-N concentration and the AV rate, and under irrigated conditions there is a significant positive correlation between 10–20 cm layer soil NH_4^+-N concentration and the AV rate. Soil temperature and rainfall are the important influence factors of AV. In addition, AV is connected with aeration status of field soil surface. Multiple spike type wheat is helpful to reduce wheat field AV loss.

Key words: nitrogen topdressing stage; irrigation; ammonia volatilization; venting method; NH_4^+-N concentration

氮肥施入农田后,其去向基本有三个方面: 一是被作物吸收; 二是在土壤剖面中残留; 三是以各种形式损失[1-2]。过量施用氮肥导致作物氮素利用率降低,并且大量氮素通过各种途径损失所引起的生态环境问题已受到广泛关注[1,3]。朱兆良[4]研究提出,我国农田化肥氮的去向,作物吸收占 35%、氨挥发为 11%、表观硝化—反硝化 34%、淋洗损失 2%、径流损失 5%、未知部分 13%。可见氨挥发成为农田氮素损失的重要途径之一[5-6]。进入大气的氨可随降水或干沉降重新进入农田和自然生态系统,引起自然土壤和水体氮素的富营养化以及土壤酸化,甚至导致生物多样性的减少[6-7]。

土壤氨挥发损失受土壤条件、栽培措施和气候状况等因素的影响[6,8-10]。巨晓棠等[11]对北京地区冬小麦-夏玉米轮作体系的研究表明,氮素的气态损失不超过总施氮量的 10%。周伟等[12]对太湖地区稻田追肥的研究结果表明,稻田追肥后 1 ～2 d 出现氨挥发速率峰值; 分蘖肥与穗肥的氨挥发损失率分别占 16.7%和 6.3%。王东等[13]研究发现,施肥后 16 d 内累积氨挥发量随施氮量的增加而显著增大,施纯氮 0 ～168 kg/hm^2 的土壤氨挥发损失率不超过 10%,继续增加施氮量氨挥发损失显著升高,达 10.04%～13.84%。Holcomb 等[14]研究得出,施用尿素后立即灌溉 14.6 mm 水时,氨挥发损失量降低 90%。李鑫等[8]对不同施肥方式下的土壤氨挥发研究结果表明,撒施后灌溉土壤氨挥发速率显著低于撒施后翻耕和条施后覆土处理。而 Kissel 等[15]研究降雨时间对松树林土壤氨挥发的影响发现,干旱条件下施用尿素能降低氨挥发损失,施肥后降雨不能降低氨的损失反而趋向于增加氨的损失,由此看出研究结果不尽相同。

黄淮冬麦区是我国小麦主产区之一,该区地处暖温带半湿润气候区,年降水量 400 ～1050 mm,年蒸发量 897 ～913 mm[16]。黄淮海地区的降水主要受太平洋季风强弱和雨区进退的影响,地区分布不均匀。自 20 世纪 60 年代以来,黄淮海地区的气候出现了降水减少、气温升高的变化趋势[17],高效用水已成为黄淮冬麦区小麦栽培研究的重要课题。

为此本课题在灌溉与非灌溉两种栽培条件下,以施氮时期为切入点,研究不同施氮时期对麦田土壤氨挥发的影响,以期阐明麦田施氮时期及水分管理与麦田土壤氨挥发损失的关系,为小麦生产中减少氮肥损失、提高肥水利用效率提供理论依据。

1　材料与方法

1.1　试验设计

试验于 2010 ～2011 年在山东省泰安市山东农业大学试验农场进行。试验地耕层(0—20 cm)土壤有机质含量 13.5 g/kg、全氮 0.89 g/kg、碱解氮 77.8 mg/kg、速效磷 26.6 mg/kg、速效钾 75.2 mg/kg。供试小麦品种为多穗型小麦品种济南 17(简写为 JN17)和大穗型小麦品种泰农 18(简写为 TN18)。

试验共设 3 个追氮时期处理和 2 个水分处理。3 个追氮时期处理为起身期(2011 年 3 月 20 日)、拔节期(2011 年 4 月 9 日)和孕穗期(2011 年 4 月 29 日),在基施 N 112.5 kg/hm^2 基础上追肥 N 112.5 kg/hm^2,分别用 SE(GS30)、JT(GS32)、BT(GS41)[18]表示; 2 个水分处理为灌溉处理(追肥后灌溉),用 W 表示,非灌溉处理(追肥后不灌溉)用 R 表示。同时以仅施基肥不施追肥作对照(CK)。试验所用氮肥为尿素,播前每公顷施过磷酸钙 625 kg(折合 P_2O_5 75 kg)和氯化钾 200 kg(折合 K_2O 120 kg)作为基肥,追肥方式为开沟(5 cm)施肥后覆土。

采用裂区设计,以水分处理为主区,追氮时期处理为副区,重复 3 次。小区面积为 3 m×3 m,行距 25 cm,基本苗为 180 plant/m^2,灌溉时期不同的小区之间留有 1 m 的隔离带。于 2010 年 10 月 11 日播种,2011 年 6 月 14 日收获。其它管理措施同一般高产农田。图 1 表示 2011 年 3 月 20 日到 5 月 29

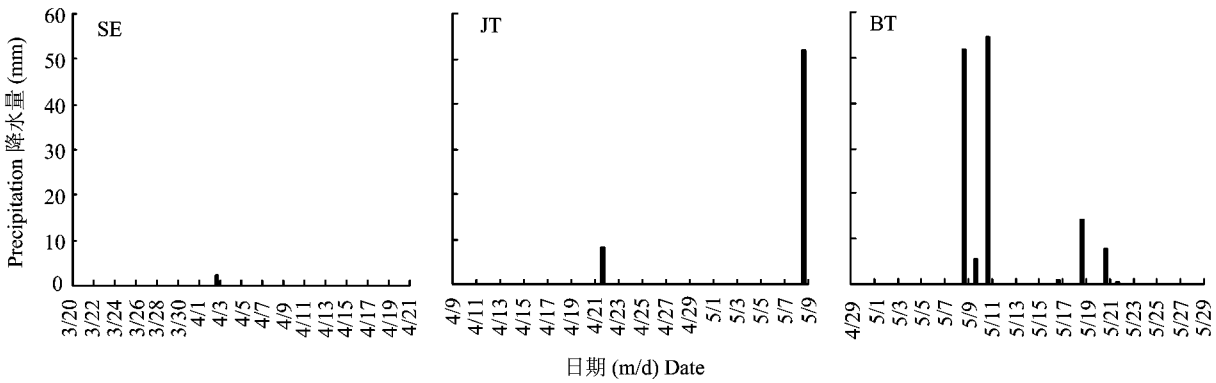

图1 不同处理追氮后30 d内的降水量数据

Fig. 1 Rainfall data during 30 days after the topdressing fertilization under different treatments

[注(Note): SE—起身期 Stem erection stage; JT—拔节期 Jointing stage; BT—孕穗期 Booting.]

日不同处理30 d内的降水情况。

1.2 测定项目与方法

1.2.1 土壤氨挥发 采用通气法[19],试验装置如图2所示,由聚氯乙烯硬质塑料管制成,内径15 cm,高10 cm。测定过程中分别将两块厚度均为2 cm直径为16 cm的海绵均匀浸以15 mL磷酸甘油溶液(50 mL磷酸+40 mL丙三醇,定容至1000 mL)后,置于硬质塑料管中,下层海绵距管底5 cm,上层海绵与管顶部相平。

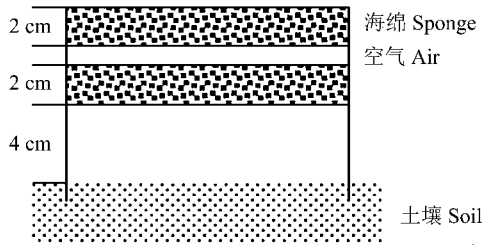

图2 测定田间土壤氨挥发的通气法装置

Fig. 2 The equipment of venting method for determination of AV from soil in fields

土壤挥发氨的捕获于追肥后的当天开始,在小麦各行开沟的不同位置,分别放置三个通气法氨捕获装置,次日凌晨10:00取样。取样时,将通气装置下层海绵取出,迅速按小区号将样品分别装入500 mL塑料试剂瓶中,密封。同时换另一块刚浸过磷酸甘油的海绵。上层的海绵视其干湿情况3~7 d更换一次。变动摆放位置后,将装置重新放好,开始下一次田间吸收。把取下的海绵带回实验室后,加300 mL 1 mol/L的KCl溶液,使海绵完全浸于其中,振荡1 h后,浸提液中的铵态氮用凯氏定氮法测定。追肥后分别于第1、3、5、6、7、8、9、10、11、12、13、14、15、16、18、20、25、30 d收集吸收海绵。由以下公式计算田间追肥氮的氨挥发速率:

$$NH_3\text{-N}[\text{N mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})] = M\times 30/(0.15\times 9\times D)$$

其中:M为通气法单个装置平均每次测得的氨量(NH_3-N mg);30为小区沟施追肥长度3×10=30 m;0.15为实验装置的直径0.15 m;9为小区面积3 m×3 m=9 m^2;D为每次连续收集的时间(d)。

1.2.2 0—10 cm土层土壤铵态氮浓度及土壤质量含水量 在追肥前取0—10 cm和10—20 cm土层土样,追肥后分别于1、3、5、7、9、11、13、15、17、19、21、25、30 d在两个不同沟施位置分别取0—10 cm和10—20 cm土层土样混匀,称取部分0—10 cm土样测定含水量,剩余样品于-20 ℃条件下保存。测定前将冻土取出,解冻后充分混匀,称取12 g土壤样品,加入50 mL 1 mol/L KCl溶液,震荡30 min后用定量滤纸过滤制成浸提液[20]。用德国BRAN+LUEBBE公司产AA3流动分析仪(AA3 Digital Colorimeter)测定土壤铵态氮浓度(mg/kg)。

1.2.3 0—10 cm土层土壤温度 用浙江大学产ZDR-20温湿度记录仪记录0—10 cm土层土壤温度变化,时间设定为一小时记录一次。

采用Microsoft Excel 2007和DPS 7.05(Data Processing System)统计分析系统进行数据处理和统计分析。

2 结果与分析

2.1 不同时期追氮对小麦产量的影响

施肥和灌溉均能显著提高小麦产量(表1)。灌

溉条件,小麦籽粒产量随追氮时期的后移而呈现出先增加后降低的趋势,显著性因品种的不同存在差异。非灌溉条件,不同时期追氮,两小麦品种籽粒产量随追氮时期后移趋势不一致,JN17 逐渐增大,TN18 先增加后降低,但处理间差异不显著。可知在本试验地区,旱地麦田在孕穗期追氮既能维持小麦产量又有利于减少氨挥发; 而灌溉麦田在拔节期追氮小麦产量最高且此时氨挥发损失最少。

表 1　不同时期追氮对小麦产量的影响(kg/hm²)

Tables 1　Wheat yields of different nitrogen fertilization stages

品种 Cultivar	追肥时期 Topdressing stages	灌溉处理 Irrigation treatment			
		W-CK	W	R-CK	R
济南 17 JN17	SE	7976.4 d	8572.8 bc	6786.4 f	8292.0 c
	JT	8217.8 cd	9084.5 a	7290.8 e	8368.0 c
	BT	8197.2 cd	8790.7 ab	7353.2 e	8373.6 c
泰农 18 TN18	SE	7199.1 cd	8171.7 ab	6185.6 e	8028.0 ab
	JT	7765.0 bc	8662.9 a	6846.0 de	8236.8 ab
	BT	7605.1 bc	8545.3 a	6512.4 de	8088.8 ab

注(Note): SE—起身期 Stem erection stage; JT—拔节期 Jointing stage; BT—孕穗期 Booting; W-CK—灌溉条件下对照 Control under irrigation condition; W—灌溉处理 Irrigation treatment; R-CK—非灌溉条件下对照 Control under rainfed condition; R—非灌溉处理 Rainfed treatment; 数据后不同的小写字母表示同种品种不同处理间差异达显著($P < 0.05$)水平 Values followed by different small letters mean significant difference at the 0.05 level among different treatments of the same cultivar.

2.2　不同时期追氮对氨挥发速率和氨挥发累积量的影响

2.2.1 氨挥发速率　由图 3 可以看出,非灌溉条件下,土壤氨挥发速率在施肥后第 5 d 开始上升,直到施肥后 25 d 接近对照水平,氨挥发持续时间达 20 d。起身期追氮 JN17 和 TN18 氨挥发速率均在第 11 d 达到第一个高峰[分别为 N 620 和 653 mg/(m² · d)],第 14 d 出现第二个高峰[分别为 N 215 和 249 mg/(m² · d)]; 拔节期追氮氨挥发速率分别在第 9 d 和第 8 d 达到第一个高峰[分别为 N 668 和 735 mg/(m² · d)],第 14 d 出现第二个高峰[分别为 N 201 和 194 mg/(m² · d)]; 而孕穗期追氮氨挥发速率均在第 8 d 达到第一个高峰[仅为 N 326 和 374 mg/(m² · d)]后迅速降低直到第 15 d 才开始升高,第 16 d 出现第二个高峰[分别为 N 253 和 266 mg/(m² · d)]。灌溉条件下,不论何时追氮,追肥后的 30 d 观测时间内, W 处理氨挥发速率均低于 N 11 mg/(m² · d),且较对照 W-CK 处理差异不显著。由此可见,非灌溉条件下,氨挥发速率明显高于灌溉条件。拔节期追氮较起身期追氮,土壤氨挥发速率峰值增大且出现时间提前,而孕穗期追氮氨挥发速率峰值最小。

2.2.2 氨挥发累积量　同一时期追氮,W 和 R 处理,JN17 和 TN18 品种在 30 d 内的氨挥发累积量均表现为 R > W 处理,且均显著高于对照(表 2)。

非灌溉条件下,不同时期追氮,氨挥发累积量表现为 JT > SE > BT。品种 JN17 在起身期、拔节期和孕穗期追氮后氨的净排放量分别为 N 27.95、28.69 和 16.62 kg/hm²,占追肥氮的 24.84%、25.50% 和 14.77%; 品种 TN18 氨的净排放量分别达到 N 28.49、28.59 和 18.70 kg/hm²,占追氮量的 25.32%、25.42% 和 16.62%。灌溉条件下,不同时期追氮,氨挥发累积量表现为 BT > JT > SE。JN17 起身期、拔节期和孕穗期追氮后氨的净排放量分别为 N 0.46、0.45 和 0.55 kg/hm²,仅占追肥氮投入量的 0.41%、0.40% 和 0.49%; 品种 TN18 氨的净排放量分别为 N 0.46、0.40 和 0.47 kg/hm²,仅占追肥氮投入量的 0.41%、0.36% 和 0.42%。

由此可以看出, 非灌溉条件的氨挥发损失量较灌溉条件明显增加,土壤氨挥发损失量随追氮时期后移呈先增加后降低的趋势。而灌溉条件下,不论何时追氮,追肥氮氨挥发净损失量均较低,表现为 BT > SE > JT,占追肥氮的比例在 0.36% ~ 0.49% 之间。

2.3　不同时期追氮 0—10 cm 和 10—20 cm 土层土壤的铵态氮浓度变化

2.3.1 0—10 cm 土层土壤的铵态氮浓度变化　由图 4 可知,非灌溉条件下起身期追氮,JN17 和 TN18 两品种 0—10 cm 土层土壤的铵态氮浓度升高缓慢,

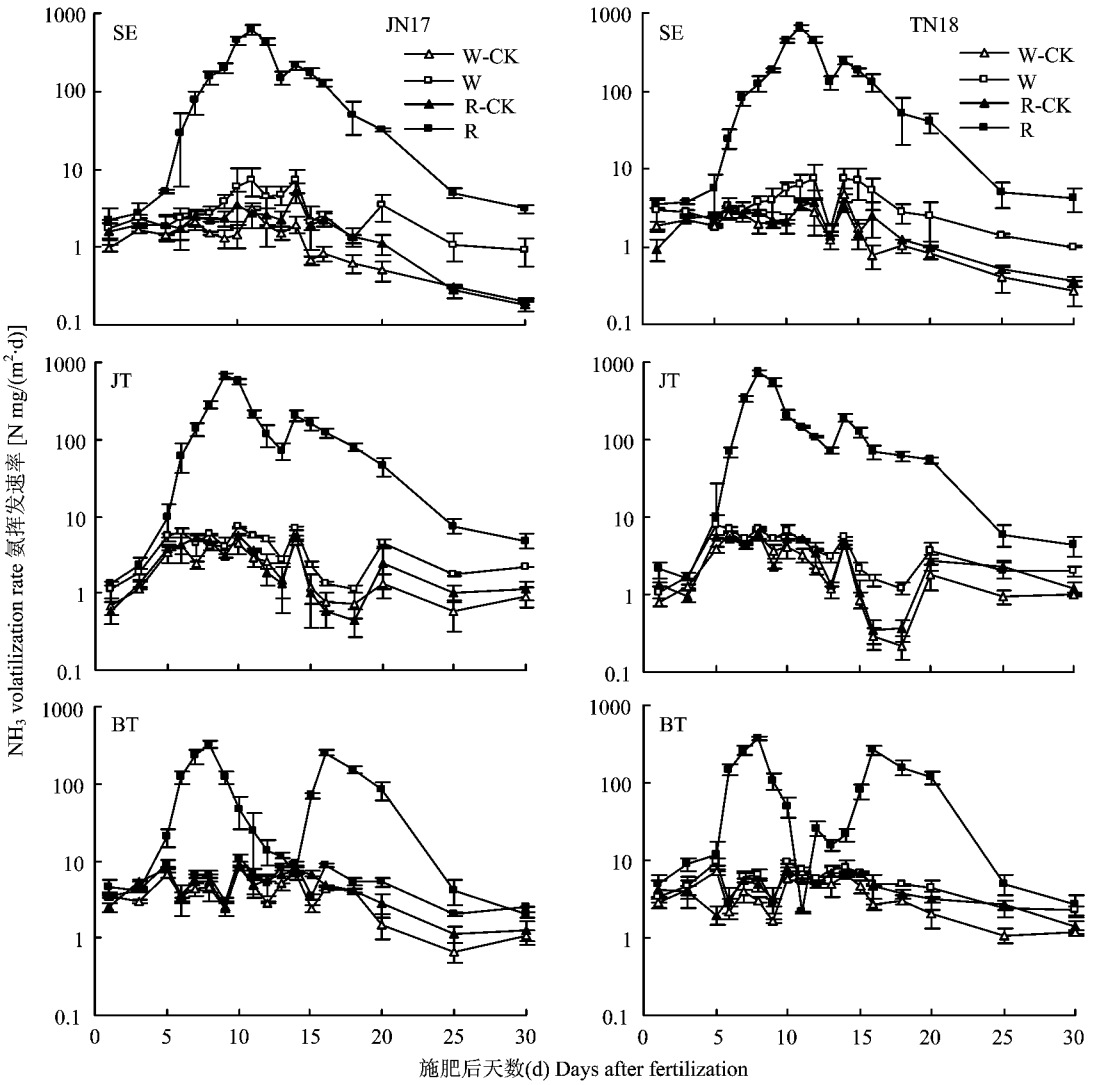

图3 不同时期追氮后麦田土壤的氨挥发速率变化

Fig. 3 Change of AV rates in wheat fields after the topdressing fertilization under different treatments

[注(Note): SE—起身期 Stem erection stage; JT—拔节期 Jointing stage; BT—孕穗期 Booting; W-CK—灌溉条件下对照 Control under irrigation condition; W—灌溉处理 Irrigation treatment; R-CK—非灌溉条件下对照 Control under rainfed condition; R—非灌溉处理 Rainfed treatment.]

均到第 11 d 时达到高峰(分别为 81.22 和 82.85 mg/kg),后开始缓慢降低; 拔节期追氮,0—10 cm 土层土壤铵态氮浓度均在第 9 d 达到高峰(分别为 84.66 和 84.24 mg/kg),第 13 d 降雨后铵态氮浓度再次开始缓慢降低; 而孕穗期追氮,0—10 cm 土层土壤铵态氮浓度呈双峰曲线,第一个高峰均出现在施肥后第 7 d (分别为 49.93 和 49.91 mg/kg),而后均在第 15 d 出现第二个高峰(49.01 和 47.82 mg/kg),后逐渐降低至对照水平。灌溉条件下,起身期和拔节期追氮表现一致,JN17 和 TN 18 品种的 0—10 cm 土层土壤铵态氮浓度分别在第 3 d 和第 5 d 达到最大值(起身期追氮分别为 62.21 和 68.63 mg/kg,拔节期追氮分别为 42.73 和 50.30 mg/kg)后开始迅速降低。而孕穗期追氮呈现出双峰曲线,JN17 和 TN18 品种 0—10 cm 土层土壤铵态氮浓度均在第 3 d 达到第一个高峰(分别为 62.12 和 57.83 mg/kg),而后在第 13 d 出现第二个高峰(分别为 15.77 和 16.60 mg/kg)。氨挥发速率与 0—10 cm 土层土壤铵态氮浓度的相关分析结果显示,非灌溉条件,氨挥发速率与 0—10 cm 土层土壤铵态氮浓度呈极显著正相关,说明低土壤水分含量时,0—10 cm 土层土壤铵态氮浓度直接决定土壤的氨挥发速率; 而灌溉条件下相关性差,可见水分对氨挥发有重要影响(表 3)。

表 2　不同追氮时期后麦田土壤的累积氨挥发量(N kg/hm²)

Tables 2　Cumulative amounts of AV in wheat fields after the topdressing fertilization under different treatments

品种 Cultivar	追肥时期 Topdressing stages	累积氨挥发量 Accumulated amount of volatilized NH_3 (N kg/hm²)				氨的净排放量 Net NH_3 emission (N kg/hm²)		占追肥氮投入量的比例(%) Ratio of volatilized NH_3 to topdressing N fertilizer	
		W-CK	W	R-CK	R	W	R	W	R
济南 17 JN17	SE	0.30 i	0.76 fg	0.46 hi	28.41 a	0.46 c	27.95 a	0.41 d	24.84 b
	JT	0.54 h	0.99 de	0.64 gh	29.33 a	0.45 c	28.69 a	0.40 d	25.50 a
	BT	0.92 ef	1.48 c	1.17 d	17.79 b	0.55 c	16.62 b	0.49 d	14.77 c
泰农 18 TN18	SE	0.43 h	0.89 ef	0.48 h	28.96 a	0.46 c	28.49 a	0.41 c	25.32 a
	JT	0.62 gh	1.02 de	0.77 fg	29.36 a	0.40 c	28.59 a	0.36 c	25.42 a
	BT	0.95 def	1.42 c	1.10 d	19.80 b	0.47 c	18.70 b	0.42 c	16.62 b

注(Note): SE—起身期 Stem erection stage; JT—拔节期 Jointing stage; BT—孕穗期 Booting; W-CK—灌溉条件下对照 Control under irrigation condition; W—灌溉处理 Irrigation treatment; R-CK—非灌溉条件下对照 Control under rainfed condition; R—非灌溉处理 Rainfed treatment; 数值后不同的小写字母表示同种品种不同处理间差异达显著($P < 0.05$)水平 Values followed by different small letters mean significant difference at the 0.05 level among different treatments of the same cultivar.

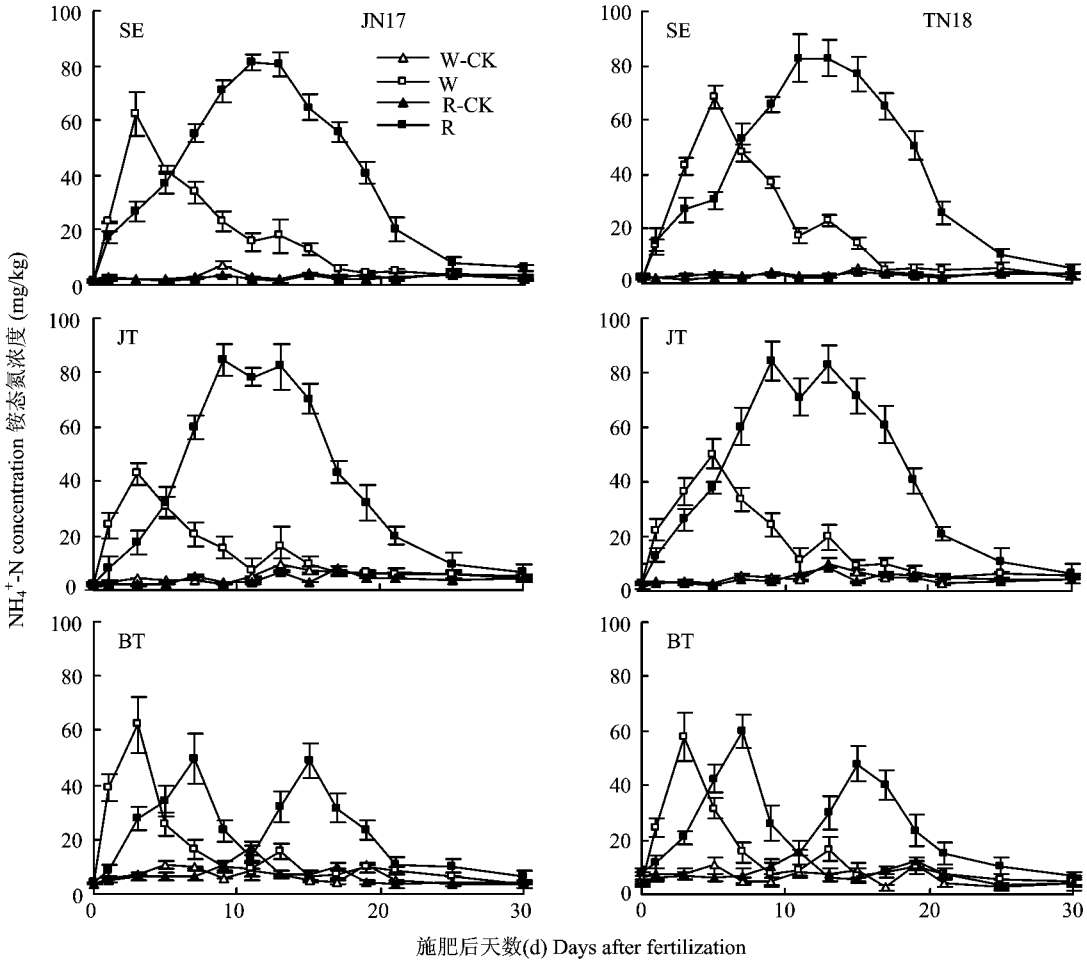

图 4　不同时期追氮后 0—10 cm 土层土壤的铵态氮浓度变化

Fig. 4　Change of NH_4^+-N concentration in 0–10 cm layer soil after the topdressing fertilization under different

[注(Note): SE—起身期 Stem erection stage; JT—拔节期 Jointing stage; BT—孕穗期 Booting; W-CK—灌溉条件下对照 Control under irrigation condition; W—灌溉处理 Irrigation treatment; R-CK—非灌溉条件下对照 Control under rainfed condition; R—非灌溉处理 Rainfed treatment.]

表3 氨挥发速率与土壤铵态氮浓度的相关系数

Tables 3 Correlation coefficients of soil NH_4^+-N concentration with AV rate

品种 Cultivar	追肥时期 Topdressing stages	铵态氮浓度 NH_4^+-N concentration			
		0—10 cm 土壤 0-10 cm layer soil		10—20 cm 土壤 10-20 cm layer soil	
		W	R	W	R
济南17 JN17	SE	-0.01	0.73**	0.73**	0.63**
	JT	-0.01	0.68**	0.57**	0.26
	BT	0.38*	0.63**	0.46**	0.15
泰农18 TN18	SE	-0.06	0.71**	0.49**	0.58**
	JT	0.55*	0.67**	0.82**	0.41*
	BT	0.18	0.76**	0.47**	-0.14

注(Note): SE—起身期 Stem erection stage; JT—拔节期 Jointing stage; BT—孕穗期 Booting; W—灌溉处理 Irrigation treatment; R—非灌溉处理 Rainfed treatment. ** 和 * 分别表示显著性差异在 0.01 和 0.05 水平 Denote significant differences at $P < 0.01$ and $P < 0.05$ levels, respectively.

2.3.2 10—20 cm 土层土壤的铵态氮浓度变化 由图5可以看出,非灌溉条件下,起身期追氮 JN17 和 TN18 两品种 10—20 cm 土层土壤铵态氮浓度升高缓慢,均在第 17 d 达到高峰(18.30 和 17.22 mg/kg);拔节期追氮 10—20 cm 土层土壤铵态氮浓度峰值均在第 13 d 出现(分别为 18.40 和 17.58 mg/kg),而后下降;孕穗期追氮 10—20 cm 土层土壤铵态氮浓度在第 1 ~ 9 d 缓慢升高,均到第 13 d 迅速升高达到高峰(分别为 36.87 和 34.50 mg/kg),而后迅速下降至对照水平。灌溉条件下,起身期追氮 JN17 和 TN18 品种 10—20 cm 土层土壤铵态氮浓度均在第 13 d 达到高峰(45.67 和 43.47 mg/kg),而后缓慢降低;拔节期追氮 10—20 cm 土层土壤铵态氮浓度峰值均在第 5 d 出现(分别为 34.21 和 31.96 mg/kg),而后急剧下降;孕穗期追氮 10—20 cm 土层土壤铵态氮浓度变化呈双峰曲线,在第 3 d 达到第一个高峰(分别为 42.08 和 39.90 mg/kg)后迅速下降,第 11 d 达到第二个高峰(分别为 25.07 和 24.22 mg/kg)而后迅速下降到对照水平。

结果表明,非灌溉条件,10—20 cm 土层土壤铵态氮浓度低于灌溉条件,拔节期追氮较起身期追氮,10—20 cm 土层土壤铵态氮浓度峰值升高出现时间提前且下降较快;而孕穗期追氮,10—20 cm 土层土壤铵态氮浓度峰值最高。灌溉条件,拔节期追氮较起身期追氮,10—20 cm 土层土壤铵态氮浓度峰值降低;而孕穗期追氮,10—20 cm 土层土壤铵态氮浓度峰值最高。

氨挥发速率与 10—20 cm 土层土壤铵态氮浓度相关分析显示(表3):灌溉条件下,氨挥发速率与 10—20 cm 土层土壤铵态氮浓度呈极显著正相关,说明铵态氮水解成的氨随水分向空气中逸散与向 10—20 cm 土层土壤移动是同步进行的;非灌溉条件,随追氮时期推迟至孕穗期,相关性降低,可能是因为大量降雨降低了氨挥发而促进铵态氮向 10—20 cm 土层移动。

2.4 环境因素对氨挥发的影响

分析不同时期追肥后氨挥发结果与环境因素(图6)的关系得出:氨挥发受温度和土壤含水量影响较大。非灌溉条件下,氨挥发速率明显高于灌溉条件,这主要是因为土壤含水量较低导致尿素水解缓慢,铵态氮集中在 0—10 cm 土层而向 10—20 cm 移动较少,致使 0—10 cm 土壤铵态氮浓度明显高于灌溉条件。追氮时期由起身期推迟到拔节期,土壤温度升高,0—10 cm 土层土壤铵态氮浓度峰值升高,氨挥发速率峰值增大。起身期和拔节期追肥后的少量降水增加了氨挥发速率;而孕穗期追氮,土壤温度虽升高,但由于追肥后出现大量降水,土壤含水量瞬间增加,显著降低了 0—10 cm 土层土壤的铵态氮浓度,增加了 10—20 cm 土层土壤的铵态氮浓度,从而降低氨挥发损失。可见非灌溉条件下,起身期和拔节期追氮,温度是重要的影响因素,而孕穗期追肥后第 9、10、11、17、19、21、22 d 出现不同程度的降水,土壤含水量始终维持在较高水平,土壤水分含量成为重要的影响因素。而灌溉条件下,追肥后灌溉土壤含水量迅速达到饱和状态,且追肥氮随着灌

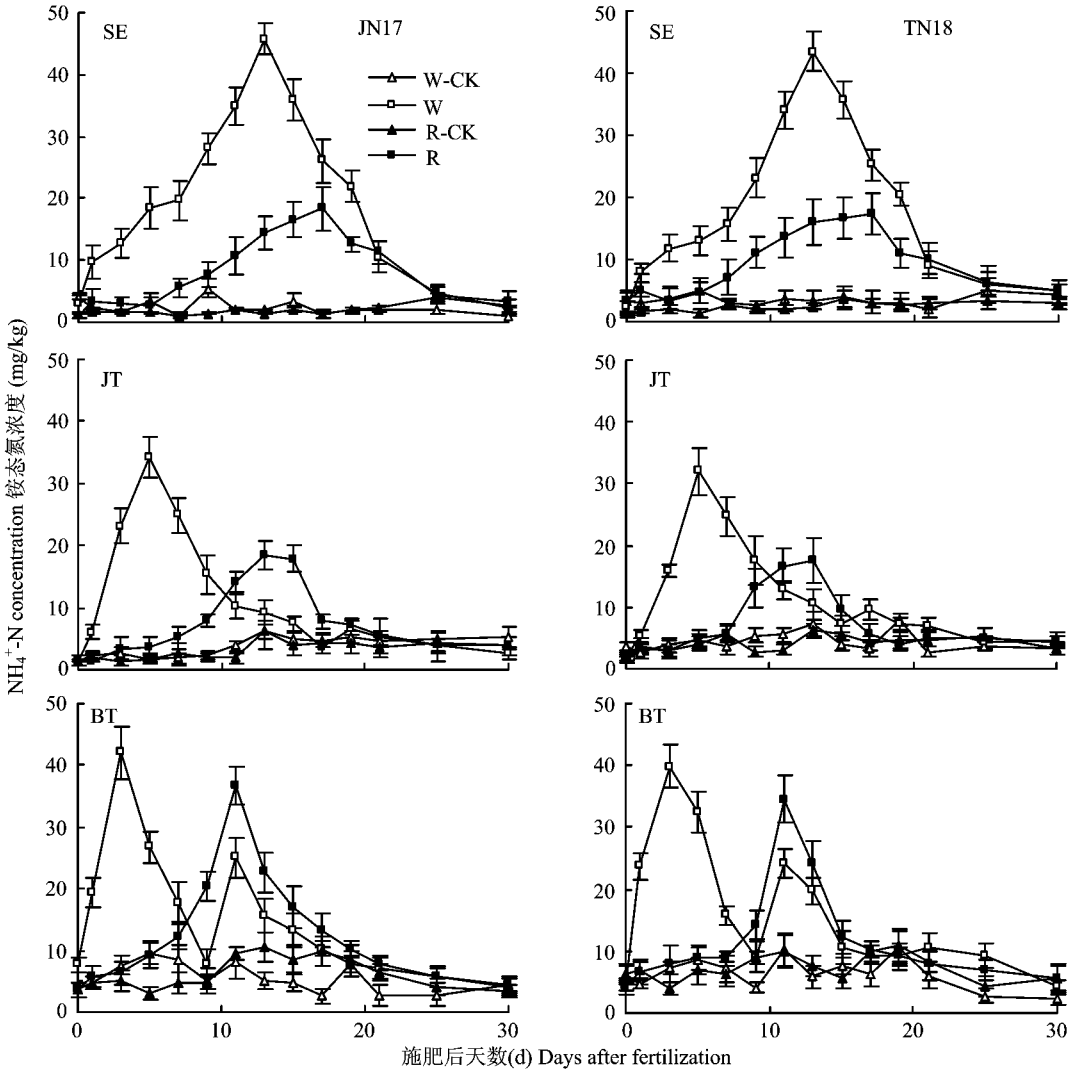

图 5　不同时期追氮后 10—20 cm 土层土壤的铵态氮浓度变化

Fig. 5　Change of NH_4^+-N concentration in 10–20 cm layer soil after the topdressing fertilization under different treatments

[注(Note): SE—起身期 Stem erection stage; JT—拔节期 Jointing stage; BT—孕穗期 Booting; W-CK—灌溉条件下对照 Control under irrigation condition; W—灌溉处理 Irrigation treatment; R-CK—非灌溉条件下对照 Control under rainfed condition; R—非灌溉处理 Rainfed treatment.]

水向深层土壤移动,0—10 cm 土层土壤铵态氮浓度较小,氨挥发损失较少。此外,氨挥发还与土壤表面的通气状况有关。非灌溉条件下,不论何时追氮,TN18 小麦品种的田间氨挥发速率峰值均高于 JN17,这可能因为大穗型小麦品种土壤表面的通气状况较好。

3　讨论与结论

施氮量和追氮时期显著影响氨挥发。夏文建等[10]研究发现,拔节期追施纯氮 112.5 kg/hm^2 后氨挥发速率第 3 d 达到峰值 N 148 mg/(m^2 · d),而后到第 7 d 与对照无显著差异。Sommer 等[21]认为表施尿素氨挥发的损失量能达到尿素氮的 52%。吉艳芝等[22]研究得出,拔节期撒施纯氮 112.5 kg/hm^2 后灌溉 60 mm,氨的净挥发损失量为 N 1.08 kg/hm^2,占追肥氮的比例仅为 0.9%。本试验中,非灌溉条件下,氨挥发持续时间达 20 d,起身期、拔节期和孕穗期追氮后,氨挥发速率峰值分别出现在第 11 d、第 8 ～ 9 d 和第 8 d,氨的净排放量分别占追肥量的 24.84% ～ 25.32%、25.42% ～ 25.50% 和 14.77%～16.62%。与前人研究结果相比,氨挥发持续时间较长,峰值出现较晚可能是因为施肥方式为沟施(5 cm),氨挥发释放速率较慢,或是土壤水分含量较低,尿素水解缓慢,铵态氮很难水解成氨并且氨很难通过土壤进行扩散。灌溉条件下,不论何时追氮,氨挥发速率均较低,起身期、拔节期和孕穗

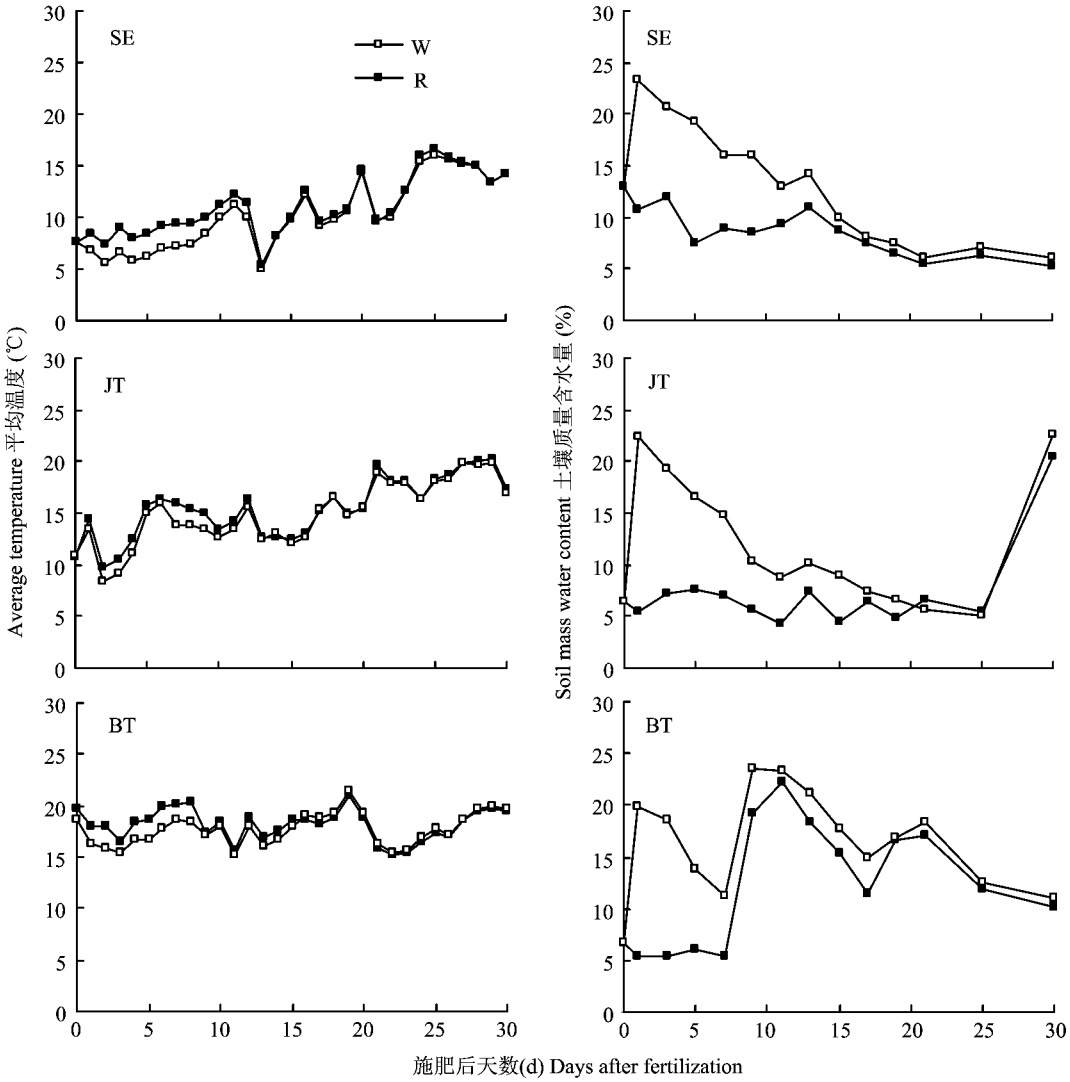

图6 不同时期追氮后0—10 cm土层土壤平均温度和质量含水量变化

Fig. 6 Change of average temperature and mass water content in 0—10 cm layer soil after the topdressing

[注(Note): SE—起身期 Stem erection stage; JT—拔节期 Jointing stage; BT—孕穗期 Booting; W—灌溉处理 Irrigation treatment; R—非灌溉处理 Rainfed treatment.]

期追氮后,氨的净排放量仅占追肥量的0.4%、0.36%～0.4%和0.42%～0.49%。与前人研究结果相比,氨挥发损失较低可能是因为追施采用沟施(5 cm)覆土后立即灌溉的方式,水分溶解的大量尿素和氨等向更深层土壤移动,减少了氨挥发的损失。因此本研究得出,在本试验地区,旱地麦田,孕穗期追氮既能维持小麦产量又能有效利用后期降水降低追肥氮的氨挥发损失;而在灌溉麦田,拔节期追氮更有利于提高产量降低氨挥发损失。

王钰等[23]的试验结果表明,冬小麦施用尿素后土壤铵态氮在第1～4 d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。本研究中,非灌溉条件下,低土壤含水量时0—10 cm土层土壤的铵态氮浓度是影响氨挥发的直接因素。灌溉条件下,高土壤含水量时铵态氮浓度不是氨挥发的主导因素,水分则是主要控制因素,这与前人的研究结果相一致[24]。前人对更深层次的土壤铵态氮浓度变化的研究较少,本研究得出,非灌溉条件下,氨挥发速率与10—20 cm土层土壤铵态氮浓度相关性随追氮时期后移而降低,这可能是由植株本身对氮素的吸收加快造成的,有研究报道农作物生长状况是氨挥发的重要影响因素[25],作物本身是氨的释放体和吸收体[26]。灌溉条件下,随着追氮时期后移,10—20 cm土层土壤铵态氮浓度峰值出现时间提前且下降较快,可能是因为土壤温度升高且植株吸收氮素加快。孕穗期追肥后大量降水导致10—20 cm土壤铵

态氮浓度迅速升高,表明大量降水促进铵态氮向下层移动,大大降低氨挥发损失。氨挥发速率与 10—20 cm 土层土壤铵态氮浓度呈极显著正相关,说明灌溉后铵态氮水解成氨向空气中逸散与向 10—20 cm 土层移动是同步进行的。

温度和水分显著影响麦田土壤氨挥发。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[27]。良好的水分环境有利于尿素水解向铵态氮转化,加速铵态氮向氨的转化,同时能增加氨的扩散速率,增加氨挥发损失[28-31]。Tian[32]认为气温是氨挥发的重要驱动因子。张玉铭等[31]指出,氨挥发速率日变化高峰出现与一天中最高气温同步。李鑫等[8]得出,施肥后第 22 d 出现降水,氨挥发速率再次呈上升趋势,雨后第 2 d 达到高峰后逐渐降低。本试验结果表明,非灌溉条件下,追氮时期由起身期推迟到拔节期,土壤温度升高,氨挥发损失增加,起身期和拔节期追肥后出现降雨 2.1 和 8.3 mm,降雨后氨挥发速率升高,这是由于少量降雨后,使表层土壤达到良好的水分环境; 继续推迟至孕穗期,土壤温度虽升高,但追肥后出现降雨 111.8 mm,氨挥发速率迅速降低到对照水平直到 5 d 后才开始升高。大量降雨使氨等随水下渗到深层土壤,土壤中铵态氮浓度降低,从而导致氨挥发损失降低。因此,起身期和拔节期追氮后的少量降雨能增加氨挥发速率但难以达到灌溉的效果,而孕穗期追肥后的大量降雨能降低旱作麦田土壤的氨挥发。灌溉条件下,追肥后灌溉,土壤含水量很长一段时间保持在较高水平,不论何时追氮氨挥发速率均较低,氨挥发损失均较少。

此外氨挥发损失还与大田土壤表面的通气状况有关。以往的报道对于大田中通气状况的研究甚少,其原因在于目前的研究方法很难反映出田间通气状况对氨挥发的影响,本试验结果显示,非灌溉条件下,不论何时追氮,品种 TN18 麦田土壤的氨挥发速率峰值均高于 JN17,氨挥发损失量均表现为 TN18 > JN17,说明通气法部分程度上能反映出,穗型不同造成的土壤表面通气状况的不同及对氨挥发损失的影响也不同。灌溉条件下,本身氨挥发损失较少,穗型的影响较小。因此,多穗型小麦品种更有利于减少旱地麦田氨挥发的损失,但还需运用更好的测定方法做进一步的研究。

参 考 文 献:

[1] 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 Z L. Loss of fertilization N from plants-soil system and the strategies and techniques for its reduction[J]. Soil Environ. Sci., 2000, 9 (1): 1-6.

[2] 王秀斌, 周卫, 梁国庆, 等. 优化施肥条件下华北冬小麦/夏玉米轮作体系的土壤氨挥发[J]. 植物营养与肥料学报, 2009, 15 (2): 344-351.
Wang X B, Zhou W, Liang G Q *et al*. Effect of optimized nitrogen application on ammonia volatilization from soil in winter wheat-summer corn rotation system in Northern China[J]. Plant Nutr. Fert. Sci., 2009, 15 (2): 344-351.

[3] Galloway J N, Dentener F J, Capone D G *et al*. Nitrogen cycles: past, present and future[J]. Biogeochemistry, 2004, 70 (2): 153-226.

[4] 朱兆良. 中国土壤氮素研究[J]. 土壤学报, 2008, 45 (5): 778-783.
Zhu Z L. Research on soil nitrogen in China[J]. Acta Pedol. Sin., 2008, 45 (5): 778-783.

[5] 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. Soil nitrogen in China[M]. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press, 1992. 171-185.

[6] Ma B L, Wu T Y, Tremblay N *et al*. On-farm assessment of the amount and timing of nitrogen fertilizer on ammonia volatilization [J]. Agron. J., 2010, 102 (1): 134-144.

[7] Suprayogo D, Van Noordwijk M, Hairiah K *et al*. The inherent safety net of acrisols: measuring and modeling retarded leaching mineral nitrogen[J]. Eur. J. Soil Sci., 2002, 53 (2): 185-194.

[8] 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]. Chin. J. Appl. Ecol., 2008, 19 (1): 99-104.

[9] 董文旭, 吴电明, 胡春胜, 等. 华北山前平原农田氨挥发速率与调控研究[J]. 中国生态农业学报, 2011, 19 (5): 1115-1121.
Dong W X, Wu D M, Hu C S *et al*. Ammonia volatilization and control mechanisms in the piedmont of North China Plain[J]. Chin. J. Eco-Agric., 2011, 19 (5): 1115-1121.

[10] 夏文建, 周卫, 梁国庆, 等. 优化施氮下稻-麦轮作体系氮肥氨挥发损失研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2010, 16 (1): 6-13.
Xia W J, Zhou W, Liang G Q *et al*. Effect of optimized nitrogen application on ammonia volatilization from paddy field under wheat-rice rotation system[J]. Plant Nutr. Fert. Sci., 2010, 16 (1): 6-13.

[11] 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 X T, Liu X J, Zou G Y *et al*. Evaluation of nitrogen loss way in winter wheat and summer maize rotation system[J]. Sci. Agric. Sin., 2002, 35 (12): 1493-1499.

[12] 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]. Chin. J. Eco-Agric., 2011, 19 (1): 32-36.

[13] 王东, 于振文, 于文明, 等. 施氮水平对高产麦田土壤硝态氮时空变化及氨挥发的影响[J]. 应用生态报, 2006, 17 (9): 1593-1598.
Wang D, Yu Z W, Yu W M *et al*. Effects of nitrogen application level on soil nitrate accumulation and ammonia volatilization in high-yielding wheat field[J]. Chin. J. Appl. Ecol., 2006, 17 (9): 1593-1598.

[14] Holcomb J C III, Sullivan D M, Horneck D A *et al*. Effect of irrigation rate on ammonia volatilization[J]. Soil Sci. Soc. Am. J., 2011, 75 (6): 2341-2347.

[15] Kissel D E, Cabrera M L, Vaio N *et al*. Rainfall timing and ammonia loss from urea in a loblolly pine plantation[J]. Soil Sci. Soc. Am. J., 2004, 68: 1744-1750.

[16] 左大康. 黄淮海平原的治理与开发(第一集)[M]. 北京: 科学出版社, 1985.
Zuo D K. The management and development of the Huang-Huai-Hai Plain (the first past)[M]. Beijing: Science Press, 1985.

[17] 田展, 刘纪远, 曹明奎. 气候变化对中国黄淮海农业区小麦生产影响模拟研究[J]. 自然资源学报, 2006, 21 (4): 598-607.
Tian Z, Liu J Y, Cao M K. Simulation of the impact of climate change on Chinese wheat production in Huang-Huai-Hai Plain [J]. J. Nat. Resour., 2006, 21 (4): 598-607.

[18] Zadoks J C, Chang T T, Konzak C F. A decimal code for the growth stages of cereals[J]. Weed Res., 1974, 14: 415-421.

[19] 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]. Plant Nutr. Fert. Sci., 2002, 8 (2): 205-209.

[20] 周顺利, 张福锁, 王兴仁. 土壤硝态氮时空差异与土壤氮素表观盈亏研究Ⅰ. 冬小麦[J]. 生态学报, 2001, 21 (11): 1782-1789.
Zhou S L, Zhang F S, Wang X R. Studies on the spatio-temporal variations of soil NO_3^--N and apparent budget of soil nitrogen Ⅰ. Winter wheat[J]. Acta Ecol. Sin., 2001, 21 (11): 1782-1789.

[21] Sommer S G, Schjoerring J K, Denmead O T. Ammonia emission from mineral fertilizers and fertilized crops [J]. Adv. Agron., 2004, 82: 557-621.

[22] 吉艳芝, 巨晓棠, 刘新宇, 等. 不同施氮量对冬小麦田氮去向和气态损失的影响[J]. 水土保持学报, 2010, 24 (3): 113-118.
Ji Y Z, Ju X T, Liu X Y *et al*. Impact of different nitrogen application on nitrogen movement and gaseous loss of winter wheat fields[J]. J. Soil Water Conserv., 2010, 24 (3): 113-118.

[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]. J. Agric. Univ. Hebei, 2009, 32 (3): 5-11.

[24] 高鹏程, 张一平. 氨挥发与土壤水分散失关系的研究[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2006, 29 (6): 22-26.
Gao P C, Zhang Y P. Research on relationship between volatilization of ammonia and evaporation of soil water[J]. J. Northwest A & F Univ. (Nat. Sci. Ed.), 2006, 29 (6): 22-26.

[25] 田玉华, 贺发云, 尹斌, 等. 太湖地区氮磷肥施用对稻田氨挥发的影响[J]. 土壤学报, 2007, 44 (4): 893-900.
Tian Y H, He F Y, Yin B *et al*. Ammonia volatilization from paddy fields in the Taihu Lake region as affected by N and P combination in fertilization[J]. Acta Pedol. Sin., 2007, 44 (4): 893-900.

[26] Hayashi K, Nishimura S, Yagi K. Ammonia volatilization from a paddy field following applications of urea: rice plants are both an absorber and an emitter for atmospheric ammonia[J]. Sci. Total Environ., 2008, 390: 485-494.

[27] Freney J R, Simpson J R, Denead O T. Ammonia volatilization [A]. Freney J R, Simpson J R. Gaseous loss of nitrogen from plant-soil systems [M]. The Netherlands Hague: Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers, 1983.

[28] 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 Pedol. Sin., 2005, 42 (2): 253-259.

[29] 王旭刚, 郝明德, 陈磊, 等. 长期施肥条件下小麦农田氨挥发损失的原位研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2006, 12 (1): 18-24.
Wang X G, Hao M D, Chen L *et al*. In situ study of ammonia volatilization from wheat cropland under long-term continuous fertilization[J]. Plant Nutr. Fert. Sci., 2006, 12 (1): 18-24.

[30] Vaio N, Cabrera M L, Kissel D E *et al*. Ammonia volatilization from urea-based fertilizers applied to tall fescue pastures in Georgia, USA[J]. Soil Sci. Soc. Am. J., 2008, 72 (6): 1665-1671.

[31] 张玉铭, 胡春胜, 董文旭. 华北太行山前平原农田氨挥发损失[J]. 植物营养与肥料学报, 2005, 11 (3): 417-419.
Zhang Y M, Hu C S, Dong W X. Ammonia volatilization from wheat-maize rotation field in the piedmont of Taihang[J]. Plant Nutr. Fert. Sci., 2005, 11 (3): 417-419.

[32] Tian G M, Gao J L, Cai Z C *et al*. Ammonia volatilization from winter wheat field top-dressed with urea[J]. Pedosphere, 1998, 8 (4): 331-336.