植物营养与肥料学报 2007,13(6):998 - 1005
Plant Nutrition and Fertilizer Science

不同肥料运筹对夏玉米田间土壤氮素淋溶与挥发影响的原位研究

李宗新[1,2], 董树亭[1*], 王空军[1], 张吉旺[1], 刘 鹏[1], 王庆成[2], 刘春晓[1]
(1 山东农业大学作物生物学重点实验室,泰安 271018; 2 山东省农业科学院玉米研究所,济南 250100)

摘要: 运用排水采集器法和通气法结合田间原位试验,研究了不同肥料运筹对夏玉米田间土壤氮素淋溶与挥发的影响。结果表明,在夏玉米生长季节,田间土壤水分淋溶体积达 63.4 ~97 L/hm^2,且表现与灌溉水量和降雨量正相关。与单施氮肥相比,有机肥配施氮肥在夏玉米生长发育前期易加剧水分的淋溶; 氮素淋溶损失量明显高于氨挥发损失量,且二者均随施氮量的增加而升高; 与单施氮肥相比,有机肥配施氮肥极显著地增大了氮素淋失量,减少氮素的氨挥发损失量,总体分析显示,有机肥配施氮肥极显著增大了氮素净损失量和氮素损失率; 在夏玉米生长期内,施肥运筹的田间土壤淋溶水硝态氮浓度均呈现"双峰"趋势,以硝态氮形式淋失是田间土壤氮素淋失的主要形式,铵态氮浓度则呈现先升后降的趋势,铵态氮的累计淋失量很少。同时发现,大口期夏玉米生长旺盛,对氮素的需求强烈可以减少氮素的淋失和氨挥发损失,适量增加夏玉米大口期的追肥量,是提高氮肥利用效率的有效途径。

关键词: 夏玉米; 氮素; 淋溶; 氨挥发; 原位研究
中图分类号: S153.062; S153.6$^+$ **文献标识码**: A **文章编号**: 1008-505X(2007)06-0998-08

In situ study on influence of different fertilization strategies for summer maize on soil nitrogen leaching and volatilization

LI Zong-xin[1,2], DONG Shu-ting[1*], WANG Kong-jun[1], ZHANG Ji-wang[1], LIU Peng[1], WANG Qing-cheng[2], LIU Chun-xiao[1]
(*1 Crop and Biological Key Laboratry, Shandong Agricultural University, Taian 271018, China;*
2 Maize Research Institute, Shandong Academy of Agricultural Sciences, Jinan 250100, China)

Abstract: In situ experiments combining field lysimeters and venting method were used to study the influence of different fertilization strategies on nitrogen leaching loss and ammonia volatilization from soil during the growing season of summer maize. The major season of nitrogen leaching was rainy season during the growing season of summer maize, with strong intensity of rainfall in the Huanghuaihai region. Both irrigation and rainfall affected the volume of water leaching from soil in the field. The obtained results showed that the volume of water leaching was 63.4-97 L/ha in the period of summer maize growth, which had positive correlation with the amounts of irrigation water and rainfall. Compared with single nitrogen fertilizer, organic manure combined with nitrogen fertilizer facilitated water leaching from in field. Both nitrogen leaching and ammonia volatilization were the major nitrogen losing ways in dryland farming system. The accumulative total nitrogen leaching was obviously more than the accumulative total ammonia volatilization in the period of summer maize growth, and both increased concomitantly with nitrogen application rate. Compared with single nitrogen fertilizer, organic manure combined with nitrogen fertilizer significantly increased the accumulative total nitrogen leaching, and reduced the accumulative total ammonia volatilization. Overall, organic manure combined with nitrogen fertilizer markedly increased the accumulative total amount and rate of nitrogen loss in the period of summer maize growth. The density of NO_3^--N in water leaching had two peaks, while the density of NH_4^+-N increased first and then decreased. The results also indicated

收稿日期: 2006-11-01 **修改稿收到日期**: 2007-04-04
基金项目: 国家自然科学基金(30471025);国家粮食丰产科技工程(2006BAD0ZA09,2006DAD02A00); 国家科技成果转化项目(2006cb0058)资助。
作者简介: 李宗新(1979—),男,山东莱芜人,硕士,主要从事作物生态生理方面的研究。Tel: 0531-83179402, E-mail: lizx@saas.ac.cn
* 通讯作者 Tel: 0538-8241591, E-mail: stdong@sdau.edu.cn

that increasing N application at the rapid growth stage can reduce N leaching and volatilization, and is an effective approach to increasing nitrogen use efficiency.

Key words: summer maize; nitrogen; leaching; ammonia volatilization; in situ study

在所有必需营养元素中，氮素是限制植物生长和产量形成的首要因素[1]。大量的研究表明，我国农田化肥氮素的利用率只有 20%～40%[2]，大部分氮素以各种形式进入到大气或水环境，不仅造成肥料和能源的浪费，而且对环境产生污染。其中，农田氮素淋失（Nitrogen leaching loss）与氨挥发（Ammonia volatilization）是氮素损失的重要途径之一，全世界施入土壤中的氮肥，大约 10%～40%经土壤淋溶而进入地下水[3]，1%～47%通过氨挥发进入大气[4]。

近二十年来，国际上在实验室和田间开展了大量有关氮素淋失过程的研究[5-10]，方法主要有间接计算法和直接测定法。前者基于土壤氮素循环的质量平衡计算[11]，由于不易定量而应用较少；后者以水分质量平衡为基础测定渗漏液数量以及其中养分的浓度，易于定量，应用较多，测定方法主要有排水采集器（Lysimeter）法[12]和多孔杯（Suction cup）法[13]，欧共体（CEC）就利用此法研究确定了减少氮素在根系残留和淋失的“最佳施肥量”[14-16]。我国对农田氮素淋失的研究越来越重视，近十多年开展了许多研究工作。国内利用土钻取样法或模拟土柱探索硝态氮在土壤剖面中迁移过程的研究较多[17-22]，利用排水采集器法研究田间条件下氮素淋失动态变化的还较少，且多侧重于稻田[23-25]和北方旱田[26-27]单一肥料中氮素淋失形态和过程。国内外有关田间土壤氨挥发损失的研究报道也很多，但多为单一肥料运筹的相关研究[28-31]，测定方法主要有密闭法[32]、微气象法[33]、风洞法[34]。微气象法和风洞法的准确性高，但要求较大的试验区域面积，多适用于大型生态区域的气体动态研究；通气法是在密闭法基础上设计改良的，氨捕获装置结构简单，操作简便易行，适用于田间小区试验原位测定[35]。

黄淮海平原地区是我国重要的夏玉米生产基地[36]，夏玉米生长季节高温多雨，氮素易于淋失和挥发。本试验对不同肥料运筹下夏玉米生长季节黄淮海地区棕壤土氮素淋溶与氨挥发损失规律进行了田间原位研究，以期对肥料的高效利用与生态环境的优化提供科学依据。

1　试验设计与方法

1.1　试验地概况

试验田位于山东农业大学玉米科技园，位于黄淮海平原地区，属于半湿润暖温带大陆性季风气候区，全年降雨集中在夏季（6—9 月），年平均降雨量约为 700 mm，年平均气温为 11～15℃。冬小麦/夏玉米轮作是该地区主要的粮食种植方式。供试土壤为棕壤，其有机质含量为 11.74 g/kg，全氮 0.91 g/kg，碱解氮 53.5 mg/kg，可溶性磷 32.6 mg/kg，速效钾 54.8 mg/kg，容重 1.25 g/cm^3，总孔隙度 48.5%，pH 6.15。

1.2　试验设计

供试材料为鲁单 50，6 月 16 日播种，10 月 2 日收获。试验设 5 个处理，分别为 HM（有机肥 5550 kg/hm^2 + N 300 kg/hm^2）、LM（有机肥 5550 kg/hm^2 + N 60 kg/hm^2）、HU（N 480 kg/hm^2）、LU（N 240 kg/hm^2）、CK（0 kg/hm^2），有机肥含氮量为 3.24 %，氮肥为尿素，含氮量 46%，处理 HM 与 HU、处理 LM 与 LU 的含氮量基本相等，每个处理 3 次重复，共 15 个小区，完全随机排列，每小区种植 4 行玉米，密度 60000 株/hm^2。

有机肥为腐熟好的鸡粪肥，4 月 7 日翻耕时一次均匀施入。氮肥按 4:6 的比例分别于 6 月 16 日（种肥）、7 月 20 日（追肥）于行间开沟施入。播种后 3 d 大水灌溉一次，灌溉水量为 630 m^3/hm^2，其后不再灌溉，其它栽培管理均按常规方法进行。

1.3　土壤氮素淋溶的测定方法

排水采集器法[12, 27]：本试验所用排水采集器（图 1）为一个特制的面积为 30 cm × 60 cm × 8 cm 的聚氯乙烯盘（接水盘）和 25 L 的聚氯乙烯桶（存水桶）用塑胶管连接而成，一根塑胶管从存水桶导出作为取水管。5 月 28 日于每个小区各埋设一套排水采集器，具体方法为：在小区一侧挖一个 1 m 深的方形土坑，以刚好放置存水桶为宜，再在土坑截面上深 0.5 m 处横向掏一个大小和接水盘相仿的洞，并使接水盘位于小区中间两行玉米正下方，放入排水采集器装置，将土分层填入，埋实，取水管露出地面约 20 cm。

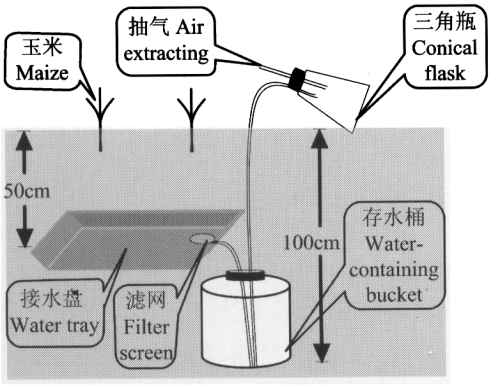

图1 田间排水采集器示意图

Fig.1 Sketch map of field lysimeters

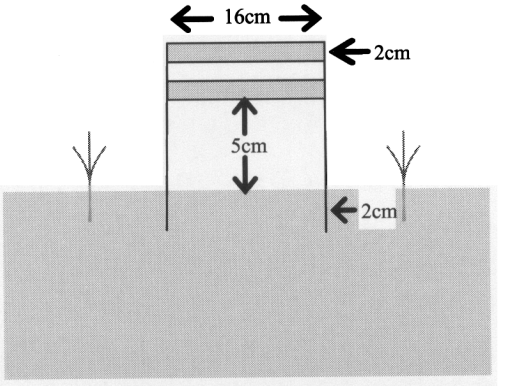

图2 田间氨挥发捕获器示意图

Fig.2 Sketch map of methods for mensuration of ammonia volatilization from soil in field

在灌溉或降雨后(6月25日、7月10日、7月26日、8月17日、9月10日、10月2日),用特制的抽气筒通过密封的三角瓶抽气造成负压而采集所存水样,用量筒量取一定体积,并低温保存水样于次日测定铵态氮(NH_4^+-N)、硝态氮(NO_3^--N)浓度。

1.4 土壤氨挥发的测定方法

通气法(王朝辉法)[35,37]:试验采用的通气法装置(图2)由聚氯乙烯硬质塑料管制成,内径15 cm,高12 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的磷酸甘油溶液(50 mL磷酸+40 mL丙三醇,定容至1000 mL)后,将两层海绵置于硬质塑料管中,下层的海绵距地面5cm,上层的海绵与管顶部相平。

土壤挥发氨的捕获于施肥后的当天开始,在各小区的不同位置,分别放置3个通气法氨捕获装置,次日早晨7:00取样。取样时,将通气装置下层的海绵取出,迅速按小区号分别装入塑料袋中,密封;同时换上另一块刚浸过磷酸甘油的海绵。上层的海绵视其干湿情况3~7d更换1次。变动摆放位置后,将装置重新放好,开始下一次田间吸收。把取下的海绵带回试验室后,分别放入500 mL的塑料瓶中,加300 mL 1 mol/L的KCl溶液,使海绵完全浸于其中,振荡1 h,测定浸提液中的铵态氮含量。最初一周,每d取样1次;2~3周,每2~3 d取样1次,以后取样间隔可延长到7 d,直至监测不到氨挥发为止。

氨挥发计算公式:NH_3-N kg/(hm^2·d)=[M/(A·D)]*10^{-2},其中,M为通气法单个装置平均每次测的氨量(NH_3-N,mg);A为捕获装置的截面积(m^2);D为每次连续捕获的时间(d)。

1.5 测定项目及方法

铵态氮测定用靛酚蓝比色法[38](次氯酸钠+苯酚液显色,用日本岛津紫外-可见分光光度计UV-160A比色)、硝态氮测定用双波长紫外比色法[38](1mol/L KCl浸提,用UV-160A比色)。

2 结果与分析

2.1 夏玉米生长季节田间土壤的淋溶水体积的动态变化

图3结果显示,随着夏玉米生育进程的推进,各处理田间土壤的淋溶水体积的变化趋势相似,处理间的差异递减,且表现与灌溉水量和降雨量正相关。播种至第1次取水,降雨量较少,但由于播种后1 d大水灌溉的影响,播种后9d第1次取水时,各处理土壤淋溶水体积最大,且HM、LM的淋溶水峰值体积明显大于HU、LU、CK,HU、LU、CK间差异不大。播种后24 d第2次取水时,降雨量较高(140 mm),各处理淋溶水体积略有下降,HM、LM的淋溶水体积仍然明显大于HU、LU、CK。此后降雨量减少,处理淋溶水体积迅速递减,至播种后56 d,各处理淋溶水体积已差异不大。随着降雨量增至193 mm,播种后80 d第5次取水时,各处理淋溶水体积又略有升高,但明显低于降雨量相当的播种后24d时的淋溶水体积。在夏玉米生长后期,降雨量较少,各处理淋溶水体积也降至最低。

2.2 田间土壤淋溶水铵态氮和硝态氮的动态变化

随夏玉米生长期的推进,各施肥处理田间土壤淋溶水铵态氮浓度都呈现先升后降的趋势,对照则呈缓慢降低趋势(图4A)。播种后9d,各处理间铵态氮浓度差异不大,这是土壤固有铵态氮的淋失;此后,HM、HU的铵态氮浓度递增,LM、LU的铵态氮浓度先减后增,且都于播种后40d时呈现峰值,此时各处理铵态氮浓度峰值大小顺序表现为:HM>HU>

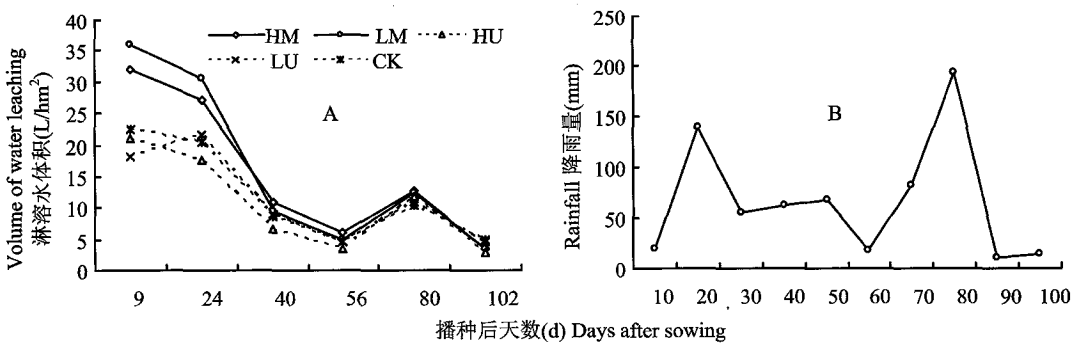

图 3　淋溶水体积(A)和夏玉米生长季节的降雨量(B)

Fig.3　The volume of water leaching(A) and the rainfall (B) during the growing period of summer maize

LM > LU > CK。此后，HM、LM 铵态氮浓度的减小趋势显著缓于 HU、LU，各处理铵态氮浓度一直维持峰值的大小顺序。

与图 4A 结果相比可以发现，各处理田间土壤淋溶水硝态氮浓度远高于铵态氮浓度，各施肥处理田间土壤淋溶水硝态氮浓度都呈现“双峰”趋势，对照则一直呈降低趋势(图 4B)。

播种后 9 d，各处理间硝态氮浓度差异不大；此后，CK 的硝态氮浓度迅速递减，HM、LM、HU、LU 的皆递增，且都于播种后 24d 时即呈现峰值，此时各处理硝态氮浓度峰值大小顺序表现为：HM > HU > LM > LU > CK。此后，CK 的硝态氮浓度缓慢降低，HM、LM、HU、LU 的先降后升，播种后 56d 时呈现第 2 次峰值，这是播种后 34d 时追肥所致，虽然追肥量 2 倍于播种时的施肥量，但各施肥处理的第 2 次峰值明显低于第 1 次峰值。第 2 次峰值之后，HM、LM、HU、LU 的硝态氮浓度迅速减小，播种后 102d 最后一次检测时，各处理的硝态氮浓度已经差异不大。

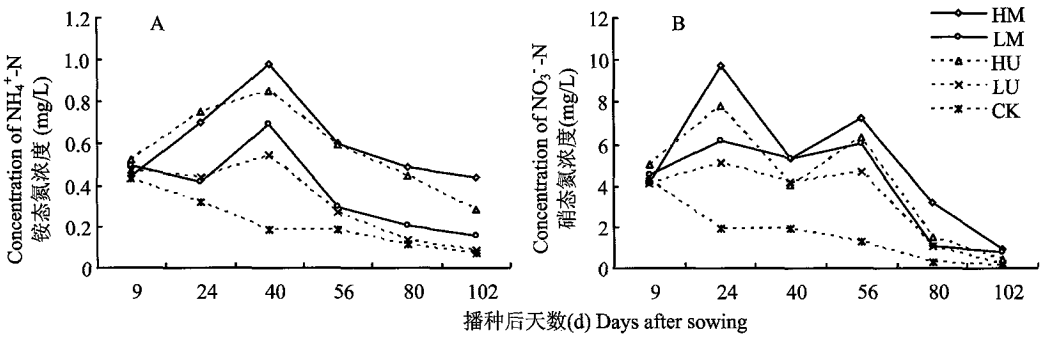

图 4　不同肥料运筹对田间土壤铵态氮(A)和硝态氮(B)淋溶动态的影响

Fig.4　Influence of different fertilization strategies on NH_4^+-N (A) and NO_3^--N (B) leaching from soil in field

2.3　不同肥料运筹对田间土壤累计氮素淋溶量的影响

从图 5 可以看出，在夏玉米生长季节田间土壤的铵态氮累计淋失量介于 1.66～4.56 kg/hm² 之间，显著小于硝态氮的累计淋失量 12.90～43.81 kg/hm²。各处理间铵态氮累计淋失量差异极显著，HM、LM 的铵态氮累计淋失量极显著高于 HU、LU，HM、HU 的铵态氮累计淋失量极显著高于对应的 LM、LU。各处理间田间土壤硝态氮的累计淋失量差异表现为与铵态氮累计淋失量差异完全相同的趋势。

2.4　施种肥和追肥后田间土壤氨挥发速率的动态变化

田间测定结果(图 6A)表明，施种肥后第 1 d，土壤氨挥发迅速增强，各处理的氨挥发速率已达最高，为 0.58～9.41 kg/(hm²·d)，且表现为：HU > HM > LU > LM > CK；此后迅速降低，各处理的氨挥发速率始终维持第 1 d 的大小顺序。7 d 后，不同处理的氨挥发速率已无明显差异，介于 0.03～0.13 kg/(hm²·d)

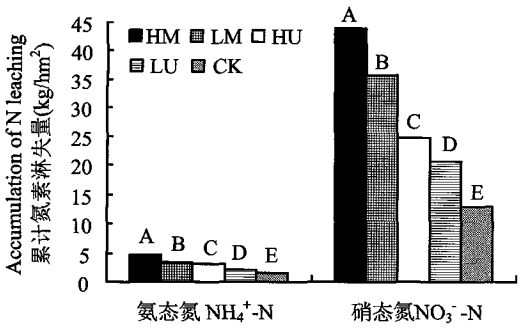

图5 不同肥料运筹对田间土壤累计氮素淋溶量的影响

Fig.5 Influence of different fertilization strategies on accumulativon of nitrogen leaching from soil in field

[注(Note)：不同字母表示差异达0.01显著水平，下同。The letters indicate difference at 0.01 level, The same symbol was used for other figures and tables.]

之间。

玉米大口期追肥后，土壤氨挥发的动态变化和播种施肥后的情况基本一致(图6B)，各处理的氨挥发速率大小顺序也一致，均在施肥后的第1 d达到最大值0.31～7.53 kg/(hm²·d)，普遍小于播种施肥后的氨挥发最大速率；在因降雨中断测定3 d后，第6 d检测到的各处理氨挥发速率降低幅度减缓，这与雨后天晴，地面温度升高使氨挥发增强有关。7 d后，不同处理的氨挥发速率差异不再明显，介于0.01～0.06 kg/(hm²·d)之间。

2.5 不同肥料运筹对田间土壤累计氨挥发量的影响

从图7可以看出，施种肥后和追肥后各处理的累计氨挥发量均表现为与氨挥发速率相一致的大小

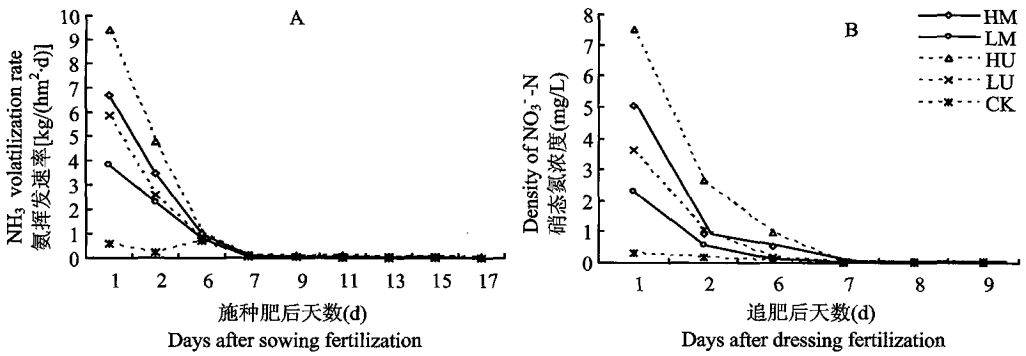

图6 施种肥(A)和追肥(B)后田间土壤氨挥发速率的动态变化

Fig.6 Changes of NH_3 volatilization after fertilizer application at planting (A) and side-dressing (B)

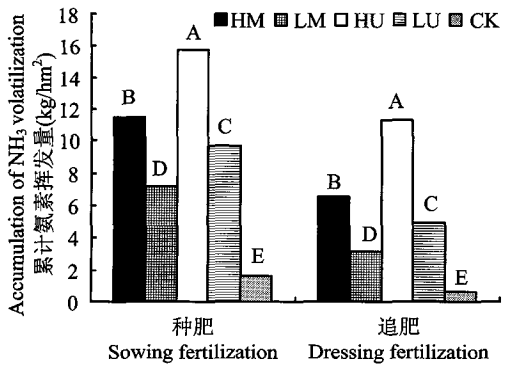

图7 不同肥料运筹对田间土壤累计氨挥发量的影响

Fig.7 Influence of different fertilization strategies on accumulation of NH_3 volatilization

顺序：HU > HM > LU > LM > CK，方差分析显示，处理间差异均极显著，HU、LU的累计氨挥发量极显著高于对应的HM、LM，HM、HU的累计氨挥发量极显著高于对应的LM、LU；结果显示，施种肥后各处理的累计氨挥发量介于1.64～15.76 kg/hm²之间，明显高于追肥后的0.61～11.27 kg/hm²。

2.6 不同肥料运筹对田间土壤累计氮素损失量的影响

从表1可以看出，各处理的累计氮素淋失量显著高于累计氨挥发量；各处理间的累计氮素淋失量与累计氨挥发量差异均极显著，且表现为HM、HU极显著高于对应的LM、LU，不同之处在于HM、LM的累计氮素淋失量分别极显著高于对应施氮水平的HU、LU，而后者的累计氨挥发量极显著高于前者，这与处理间氮素淋失与氨挥发的动态变化基本一致。

施肥处理中氮素损失一是来源于土壤原来残留的氮素，二是施入的氮素。假定施肥处理来自土壤残留氮素的氮素损失量等于不施氮小区的氮素损失量，那么施肥处理来自肥料的氮素损失量即氮素净

损失量可由其与不施肥处理的差值来估算。结果显示，各施肥处理间的氮素净损失量差异极显著，HM、LM 的氮素损失量显著高于对应施氮水平的 HU、LU，说明有机肥配施氮肥加剧了氮素损失，HM、LM 的氮素损失率显著高于 HU、LU 也印证了这一点。HM 的氮素净损失量极显著高于 LM，但后者的氮素损失率极显著高于前者；HU 的氮素净损失量极显著高于 LU，二者的氮素净损失量差异不显著。

表 1　不同肥料运筹处理田间土壤累计氮素损失量比较

Table 1　The comparison on accumulative total nitrogen loss among different fertilization strategies

处理 Treatment	累计氮素淋失量 Accum. of N leaching (kg/hm^2)	累计氨挥发量 Accum. of NH_3 volatilization (kg/hm^2)	累计氮素净损失量 Accum. of pure N loss (kg/hm^2)	氮素损失率 Losing rate of N (%)
HM	48.37 A	18.05 B	49.60 A	10.33 B
LM	38.95 D	10.31 D	32.44 C	13.52A
HU	27.49 B	27.03 A	37.71 B	7.86 C
LU	22.53 C	14.62 C	20.34 D	8.47 C
CK	14.56 E	2.25 E	—	—

注(Note)：氮素淋失率为各施肥处理累计氮素净损失量(累计氮素净淋失量与累计净氨挥发量之和)与对应施氮肥量的比率。The losing rate of nitrogen is the percentage of accumulative total pure nitrogen loss to the total amount of applied N.

3　讨论与结论

淋失与氨挥发是氮素从土壤—植物生态系统流失的主要途径[39]，由此带来了诸多问题。相关研究一直是农业与环境科学研究的热点和重点[2]。近年来有机肥在生产中被再度重视施用，常配施常规用量或高量的氮肥，导致单位播种面积的施氮量迅速上升，可氮的利用率一直不高，这就意味着绝大部分氮素损失了[39]。因此，研究分析多样肥料施用条件下氮素的损失途径及其损失率，具有重要的生产指导意义。

水是氮素淋失的载体，影响田间土壤水分淋溶的因素有很多，相关研究结果表明主要因素是灌溉、降雨和耕作方式[12]。夏玉米生物产量高，需水量大，其生长季节降雨量大[36]，田间土壤水易饱和而淋溶。本试验研究结果表明，在夏玉米生长期内，田间土壤水分淋溶体积达 63.4～97 L/hm^2，且表现与灌溉水量和降雨量正相关；在相同的耕作方式下，不同的肥料运筹也影响夏玉米田间土壤水分的淋溶，与单施氮肥相比，有机肥配施氮肥可提高土壤容重和孔隙度[40]，在夏玉米生长发育前期易加剧水分的淋溶，随着夏玉米的生长发育，不同肥料运筹的田间土壤物理性状逐渐趋于相似，田间土壤水淋溶量呈降低趋势，且渐趋于一致。

土壤和肥料中的氮素，在降雨和灌溉的作用下，大部分以可溶性的硝态氮和铵态氮形式淋溶到土壤下层[24]。本试验研究结果表明，夏玉米生长期内田间土壤淋溶水硝态氮浓度明显高于铵态氮浓度，其呈现峰值也早于后者，以硝态氮形式淋失是田间土壤 N 素淋失的主要形式，铵态氮只占很小比例，这是因为铵态氮易被土壤颗粒和胶体吸附、固定，而硝态氮不易被土壤颗粒和土壤胶体吸附[24]，易于遭雨水或灌溉水淋洗迅速渗漏。随着夏玉米的生长，施肥运筹的田间土壤淋溶水铵态氮浓度均呈现先升后降的趋势，硝态氮浓度则呈现“双峰”趋势，不施肥运筹的田间土壤淋溶水铵态氮和硝态氮浓度均一直呈现降低趋势。高量氮肥的田间土壤淋溶水铵态氮和硝态氮峰值浓度明显高于低量氮肥的，有机肥配施氮肥的田间土壤淋溶水铵态氮浓度一直明显高于单施氮肥的，其硝态氮峰值浓度也明显高于后者；与浓度差异表现相一致，高量氮肥的田间土壤铵态氮和硝态氮累计淋失量明显高于低量氮肥的，有机肥配施氮肥的田间土壤铵态氮和硝态氮累计淋失量明显高于单施氮肥的，这说明夏玉米生长期内田间土壤的累计氮素淋失量与施氮肥量呈正相关，有机肥配施氮肥加剧了氮素的淋失，这是因为有机肥的施入，使得土壤的孔隙度增加，增大了氮素随水分淋溶的可能[9]。同时研究发现，夏玉米生长对氮素的需求也是减少氮素淋失的重要原因，因此增加夏玉米大口期至开花期内的追肥量，可以减少氮素淋失，提高氮肥利用率。

有关大田条件下氨挥发的研究报道很多，前人的研究表明，影响氨挥发损失的因素主要有气候条件(温度、风速、光照等)、土壤性质、施肥方式和耕作

方式等[28, 34-35]。本试验运用通气法,研究了不同肥料运筹对夏玉米田间土壤氨挥发损失的影响。研究结果表明,不同的肥料运筹均表现出氮肥施入的当天氨挥发速率最高,此后,均迅速降低,7d后,不同肥料运筹的氨挥发速率已无明显差异;在夏玉米生长期内,高量氮肥的氨挥发速率始终明显高于低量氮肥的,有机肥配施氮肥的氨挥发速率一直明显小于单施氮肥的,不同肥料运筹的累计氨挥发损失量表现与氨挥发速率相一致的大小顺序,这说明夏玉米生长期内田间土壤的累计氨挥发量与施氮肥量呈正相关,有机肥配施氮肥可减少氮素的氨挥发损失,这是因为有机肥的施入,使得土壤的持水量增加,降低了液相中 NH_4^+-N 浓度,从而降低了氨分压和氨挥发速率[20]。同时发现,虽然大口期追肥量2倍于种肥量,可追肥后的累计氨挥发损失量却显著地小于施种肥后的,说明相比于施种肥,大口期追肥可以减少氨挥发,宜于在大口期追肥。其原因,一是大口追肥后,连续的降雨,使田间土壤持水量较高,地面温度较低[26],从而减小了氨挥发速率;二是大口期后夏玉米生长发育旺盛,需要的养分较多,吸收肥料氮的速度较快[1,36],因而使土壤中铵和氨的浓度迅速降低,也削弱了氨挥发;三是夏玉米冠层对地面挥发出的氨可能存在一定的阻挡作用,造成冠层以下氨分压较大[31],从而抑制氨的挥发。田光明等研究发现,水稻叶片可吸收氨[28],玉米对氨的叶面吸收可能也是氨挥发减少的原因之一,具体机理有待进一步研究。

运用田间原位直接测定结合土壤氮素质量平衡计算法可明析不同肥料运筹的氮素损失率,是比较分析不同肥料运筹氮素利用效益的有效途径。本试验研究表明,在夏玉米生长期内,田间土壤的氮素淋失量明显高于氨挥发损失量,与单施氮肥相比,有机肥配施氮肥极显著地增大了氮素损失量和氮素损失率;有机肥配施的氮肥量增加,氮素净损失量增大,但氮素损失率减小,说明研究和确定适宜的有机肥与氮肥配比量,是提高氮素利用效率的重要途径。

参考文献:

[1] 陆景陵,胡霭堂. 植物营养学[M]. 北京:中国农业大学出版社,1992. 2-15.
Lu J L, Hu A T. Arinciple of plant nutrition[M]. Beijing: China Agriculture Univversity Press, 1994. 2-15.

[2] 朱兆良,文启孝. 中国土壤氮素[M]. 南京:江苏科技出版社,1992. 213-249.
Zhu Z L, Wen Q X. Nitrogen in soil of China[M]. Nanjing: Technology Press of Jiangsu, 1992. 213-249.

[3] 张玉良. 农业化学与生物圈[M]. 北京:中国环境科学出版社,1987. 151-175.
Zhang Y L. Agricultural chemistry and biosphere[M]. Beijing: China Environmengtal Science Press, 1987. 151-175.

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

[5] Hansen E M, Djurhuus P. Nitrate leaching as affected by long-term N fertilization on a coarse sand[J]. Soil Use Manag., 1996, 12: 199-204.

[6] Stenberg M, Aronsson H, Linden B *et al*. Soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses in soil tillage systems combined with a catch crop [J]. Soil Till. Res., 1999, 50: 115-125.

[7] Cookson W R, Rowarth J S, Cameron K C. The effect of sutumn applied ^{15}N-labelled fertilizer on nitrate leaching in a cultivated soil during winter [J]. Nutr. Cycl Agroecosys., 2000, 56: 99-107.

[8] Havis R N, Alberts E E. Nutrient leaching from field-decomposed corn and soybean fesidue under simulated rainfall[J]. Soil Sci. Soc. Am. J., 1993, 56: 211-218.

[9] Bergstrom L F, Kirchmann H. Leaching of total nitrogen from nitrogen-^{15}N-labeled poultry manure and inorganic nitrogen fertilizer[J]. J. Environ. Qual., 1999, 28: 1283-1290.

[10] Torstensson G. Aronsson H. Nitrogen leaching and crop availability in manured catch crop system in Sweden [J]. Nutr. Cycl. Agroecosyst., 2000, 56: 139-152.

[11] Sexton B T, Moncrief J F, Rosen C J *et al*. Optimizing nitrogen and irrigation inputs for corn based on nitrate leaching and yield on a coarse textured soil [J]. J. Environ. Qual., 1996, 25: 982-992.

[12] Bergstrom L, Johansson R. Leaching of nitrate from monolith lysimeters of different types of agricultural soils[J]. J. Environ. Qual., 1991, 20: 801-807.

[13] Grossmann J, Udluft P. The extraction of soil water by the suction-cup method: A review[J]. J. Soil Sci., 1991, 42: 83-93.

[14] Shaffer M J. Nitrogen modeling for soil management[J]. J. Soil Water Conserv., 2002, 57: 417-424.

[15] Allaire-Leunga S E, Wub L, Mitchellc J P *et al*. Nitrate leaching and soil nitrate content as affected by irrigation uniformity in a carrot field[J]. Agric. Water Manag., 2001, 48: 37-50.

[16] Hoffmann M, Johnson H, Gustafson A *et al*. Leaching of nitrogen in Swedish agriculture: A historical perspective[J]. Agric. Ecosys. Environ., 2000, 80: 277-290.

[17] 袁新民,同延安,杨学云,等. 灌溉与降水对土壤 NO_3^--N 累积的影响[J]. 水土保持学报,2000,14(3): 71-74.
Yuan X M, Tong Y A, Yang X Y *et al*. Effect of irrigation and precipitation on soil nitrate nitrogen accumulation [J]. J. Soil Water Conserv., 2000, 14(3): 71-74.

[18] 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]. Trans. Chin. Soc. Agric. Engineer., 2002, 18(4): 37-40.

[19] 张云贵,刘宏斌,李志宏,等. 长期施肥条件下华北平原农田硝态氮淋失风险的研究[J]. 植物营养与肥料学报,2005,11(6): 711-716.
Zhang Y G, Liu H B, Li Z H *et al*. Study of nitrate leaching potential from agricultural land in northern China under long term fertilization conditions[J]. Plant Nutr. Fert. Sci., 2005, 11(6): 711-

716.

[20] 习金根，周建斌．不同灌溉施肥方式下尿素态氮在土壤中迁移转化特性的研究[J]．植物营养与肥料学报，2003，9(3)：271-275.
Xi J G, Zhou J B. Leaching and transforming characteristics of urea-N added by different ways of fertigation[J]. Plant Nutr. Fert. Sci., 2003, 9(3): 271 275.

[21] 任丽萍，宋玉芳，许华夏，等．旱田养分淋溶规律及对地下水影响的研究[J]．生态学杂志，2001，20(3)：133-136.
Ren L P, Song Y F, Xu H X *et al*. Eluviation of nutrients in glebe-soil and its influence on groundwater[J]. Chin. J. Ecol., 2001, 20(3): 133-136.

[22] 孙波，王兴祥，张桃林．红壤养分淋失的影响因子[J]．农业环境科学学报，2003，22(3)：257-262.
Sun B, Wang X X, Zhang T L. Influencing factors of leaching nutients in red soil [J]. J. Agro-Environ. Sci., 2003, 22(3): 257-262.

[23] 王家玉，王胜佳，陈义，等．稻田土壤中 N 的渗漏损失研究[J]．应用生态学报，1995，6(增刊)：62-66.
Wang J Y, Wang S J, Chen Y *et al*. Leaching loss of nitrogen in rice field[J]. Chin. J. Appl Ecol., 1995, 6(Supp.): 62-66.

[24] 余贵芬，吴泓涛，魏永胜，等．氮在紫色土中的移动和水稻氮素利用率的研究[J]．植物营养与肥料学报，1999，5(4)：316-320.
Yu G F, Wu H T, Wei Y S *et al*. Study on nitrogen migration in purplesoil and nitrogen uptake by rice[J]. Plant Nutr. Fert. Sci., 1999, 5(4): 316-320.

[25] 王家玉，王胜佳，陈义．稻田土壤中 N 素淋失的研究[J]．土壤学报，1996，33(1)：28-36.
Wang J Y, Wang S J, Chen Y *et al*. Study on the nitrogen leaching in rice fields [J]. Acta Pedol. Sin, 1996, 33(1): 28-36.

[26] 连纲，王德建，林静慧．太湖地区稻田土壤养分淋洗特征[J]．应用生态学报，2003，14(11)：1879-1883.
Lian G, Wang D J, Lin J H. Characteristics of nutrient leaching from paddy field in Taihu lake area[J]. Chin. J. Appl. Ecol. 2003, 14(11): 1879-1883.

[27] 徐志红，曹志洪，李庆逵．尿素粒肥在石灰性土壤上对夏玉米效应及氮素去向的研究[J]．土壤学报，1987，24(1)：51-58.
Xu Z H, Cao Z H, Li Q K. Studies on the effect of urea Supergranule on corn and the fate of nitrogen in calcareous sandy soil[J]. Acta Pedol. Sin., 1987, 24(1): 51-58.

[28] 王兴武，于强，张国梁，李运生．鲁西北平原夏玉米产量与土壤硝态氮淋失[J]．地理研究，2005，24(1)：140-150.
Wang X W, Yu Q, Zhang G L, Li Y S. The yield and dynamics of soil nitrate for summer maize on the plain of northwest Shandong province[J]. Geograph. Res., 2005, 24(1): 140-150.

[29] 田光明，蔡祖聪，曹金留，李小平．镇江丘陵区稻田化肥的氨挥发及其影响因素[J]．土壤学报，2001，38(3)：324-332.
Tian G M, Cai Z C, Cao J L, Li X P. Ammonia volatilization from paddy field and its affecting factors in Zhenjing hilly reglion[J]. Acta Pedol. Sin., 2001, 38(3): 324-332.

[30] 庄舜尧，尹斌，朱兆良．表面分子膜抑制稻田氨挥发的模拟研究[J]．土壤，2001(2)：60-63.
Zhuang S Y, Yin B, Zhu Z L. Simulation study on the effect of surface film-forming material on ammonia volatilization [J]. Soils, 2001(2): 60-63.

[31] 曹金留，田光明，任立涛，蔡祖聪，何任红．江苏南部地区稻麦两熟土壤中尿素的氨挥发损失[J]．南京农业大学学报，2000，23(4)：51-54.
Cao J L, Tian G M, Ren L T, Cai Z C, He R H. Ammonia volatilization from urea applied to the field of wheat and rice in southern Jiangsu Province [J]. J. Nanjing Agric. Univ. 2000, 23(4): 51-54.

[32] 王朝辉，田霄鸿，李生秀．冬小麦生长后期地上部分氮素的氨挥发损失[J]．作物学报，2001，27(1)：1-6.
Wang Z H, Tian X H, Li S X. Nirtogen losses from winter wheat plant by NH_3 volatilization in late growing stage[J]. Acta Agron. Sin., 2001, 27(1): 1-6.

[33] Kissel D E, Brewer H L, Arkin G F. Design and test of a field sample for ammonia volatilization [J]. Soil Sci. Soc. Am. J, 1977, 41: 1133-1138.

[34] Denmead O T. Micrometeorological method for measuring gaseous losses of nitrogen in the field [A]. Freney J R, Simpson J R (eds.). Gaseous losses of nitrogen from plant-soil systems [M]. The Hagne: Martinus Nijhoff/Dr W Junk Publisher, 1983. 133-157.

[35] 王朝辉，刘学军，巨晓棠，张福锁．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. Field in situ determination of ammonia volatilization from soil: Venting method[J]. Plant Nutr. Fert. Sci., 2002, 8(2): 205-209.

[36] 郭庆法，王庆成，汪黎明．中国玉米栽培学[M]．上海：上海科学技术出版社，2004. 9(1)：32-34.
Guo Q F, Wang Q C, Wang L M. Chinese maize cultivation[J]. Shanghai: Technology Press of Shanghai, 2004. 9(1): 32-34.

[37] 王朝辉，刘学军，巨晓棠，张福锁．北方冬小麦/夏玉米轮作体系土壤氨挥发的原位测定[J]．生态学报，2002，22(3)：359-365.
Wang Z H, Liu X J, Ju X T. In Situ determination of ammonia volatilization from wheat-maize rotation system field in north China [J]. Acta Ecol. Sin., 2002, 22(3): 359-365.

[38] 鲁如坤．土壤农业化学分析方法[J]．北京：中国农业科学出版社，1999. 129-193.
Lu R K. Method of soil and agricultural chemistry analysis[J]. Beijing: China Agriculture Science Press, 1999. 129-193.

[39] 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 fertilizer N from plants - soil system and the strategies and technigues for its reduction [J]. Soil Environ. Sci., 2000, 9(1): 1-6.

[40] Chang C, Entz T J. Soil chemistry after eleven annual application of cattle feedlot manure [J]. Environ. Qual., 1996, 25: 145-153.