

猪场肥水施用对玉米-小麦农田氨排放、氮素利用与表观平衡的影响

李硕, 王选, 张西群, 刘泽龙, 赵浩, 赵占轻, 张玉铭, 孙宏勇, 马林

引用本文:

李硕, 王选, 张西群, 等. 猪场肥水施用对玉米-小麦农田氨排放、氮素利用与表观平衡的影响[J]. *中国生态农业学报(中英文)*, 2019, 27(10): 1502–1514.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.190150>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

施氮模式对玉-麦周年轮作系统产量和氮吸收利用的影响

Effects of nitrogen application methodologies on yield and nitrogen use efficiencies in a summer maize (*Zea mays*)–winter wheat (*Triticum aestivum*) rotation system

中国生态农业学报(中英文). 2019, 27(11): 1682–1694 <https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.190223>

减氮配施控释尿素对水稻产量和氮肥利用的影响

Effect of combined application of controlled–release urea and conventional urea under reduced N rate on yield and N utilization efficiency of rice

中国生态农业学报. 2017, 25(6): 829–838 <https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.160836>

不同缓/控释尿素在黄土台塬区春玉米的减量施用效果

Effect of different rates of slow/controlled release urea on nitrogen content in spring maize in loess highlands

中国生态农业学报. 2017, 25(6): 848–855 <https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.161122>

有机无机肥配施对滨海盐渍农田土壤盐分及作物氮素利用的影响

Effects of partial substitution of organic nitrogen for inorganic nitrogen in fertilization on salinity and nitrogen utilization in salinized coastal soil

中国生态农业学报(中英文). 2019, 27(3): 441–450 <https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.180689>

秸秆还田施氮调节碳氮比对土壤无机氮、酶活性及作物产量的影响

Responses of soil mineral N contents, enzyme activities and crop yield to different C/N ratio mediated by straw retention and N fertilization

中国生态农业学报. 2016, 24(12): 1633–1642 <https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.160357>

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.190150

李硕, 王选, 张西群, 刘泽龙, 赵浩, 赵占轻, 张玉铭, 孙宏勇, 马林. 猪场肥水施用对玉米-小麦农田氨排放、氮素利用与表观平衡的影响[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2019, 27(10): 1502-1514

LI S, WANG X, ZHANG X Q, LIU Z L, ZHAO H, ZHAO Z Q, ZHANG Y M, SUN H Y, MA L. Effects of swine slurry application on ammonia emission, nitrogen utilization and apparent balance of a winter wheat-summer maize rotation system[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2019, 27(10): 1502-1514

猪场肥水施用对玉米-小麦农田氨排放、 氮素利用与表观平衡的影响*

李 硕¹, 王 选¹, 张西群², 刘泽龙¹, 赵 浩¹, 赵占轻¹,
张玉铭¹, 孙宏勇¹, 马 林^{1**}

(1. 中国科学院遗传与发育生物学研究所农业资源研究中心/中国科学院农业水资源重点实验室/河北省土壤生态学重点实验室 石家庄 050022; 2. 河北省农业机械化研究所有限公司 石家庄 050022)

摘 要: 规模化生猪养殖废弃物已成为当前重要污染源, 为有效解决猪场废水所引发面源污染问题, 有必要开展将其替代矿物氮肥(作为肥水)施用于农田的探索。以华北平原高度集约化玉米-小麦一年两熟轮作体系为对象, 通过田间小区试验, 定量研究猪场肥水施用对作物产量、氮素吸收、氮素利用效率、土壤矿质氮累积、氨挥发损失及轮作体系氮素表观平衡的影响。试验包括 7 个处理: 不施肥对照(CK)、尿素表施(CK1)、尿素注射施用(CK2)、猪场肥水替代 25%尿素氮表施(25%WB)、猪场肥水替代 50%尿素氮表施(50%WB)、猪场肥水替代 25%尿素氮注射施用(25%WI)和猪场肥水替代 50%尿素氮注射施用(50%WI)。猪场肥水作为基肥施用。结果表明, 与 CK 相比, 施用尿素和猪场肥水均可显著提高玉米、小麦产量和籽粒氮吸收量, 其中 25%WI 最高, 50%WI 次之。与尿素表施相比, 尿素注射施用、猪场肥水表施和注射施用均可明显提高氮肥农学效率、偏生产力与表观利用率, 且肥水注射施用最高, 肥水表施次之, 而 25%WI 和 50%WI 之间无显著差异。与不施肥处理相比, 施用尿素和猪场肥水 0~100 cm 土体矿质氮残留量显著增加 50.8%~87.9%, 其中 50%WB、25%WI 和 50%WI 无显著差异。与尿素表施相比, 尿素注射施用、肥水表施和注射施用均可显著降低玉米和小麦基肥期土壤氨损失总量, 降幅分别为 26.5%~48.6%和 11.4%~29.1%; 同时, 肥水表施和注射施用下轮作体系统氮盈余显著降低 7.6%~16.0%, 其中 25%WI 降幅最高, 但与 50%WI 无显著差异。综合考虑作物产量、氮素利用和环境效应, 猪场肥水替代 25%和 50%尿素氮注射施用是该区玉米-小麦轮作农田猪场肥水最佳施用方式。

关键词: 玉米-小麦轮作农田; 猪场肥水; 注射施用; 氨排放; 氮素利用; 氮素表观平衡

中图分类号: S143.1

文章编号: 2096-6237(2019)10-1502-13

开放科学码(资源服务)标识码(OSID):



* 国家重点研发计划(2018YFC0213300)、国家自然科学基金项目(31872403, 31801943)、中国科学院科技服务网络计划(STS)项目(KFJ-STZ-ZDTP-053)、大气重污染成因与治理攻关项目(DQGG0208)、中国科学院重点部署项目(ZDRW-ZS-2016-5)、中国科学院百人计划项目、河北省杰出青年基金项目(D2017503023)和河北省现代农业产业技术体系奶牛产业创新团队项目(HBCT2018120206)资助

** 通信作者: 马林, 主要研究方向为农业生态学与养分资源管理。E-mail: malin1979@sjziam.ac.cn

李硕, 主要研究方向为农业生态学与养分资源管理。E-mail: lishuo@sjziam.ac.cn

收稿日期: 2019-02-28 接受日期: 2019-05-20

* This study was supported by the National Key R&D Program of China (2018YFC0213300), the National Natural Science Foundation of China (31872403, 31801943), the Science and Technology Service Network Initiative of Chinese Academy of Sciences (KFJ-STZ-ZDTP-053), the National Research Program for Key Issues in Air Pollution Control of China (DQGG0208), the Key Research Program of the Chinese Academy of Sciences (ZDRW-ZS-2016-5), the 100-Talent Project of Chinese Academy of Sciences, the Distinguished Young Scientists Project of Natural Science Foundation of Hebei (D2017503023) and the Hebei Dairy Cattle Innovation Team of Modern Agro-industry Technology Research System (HBCT2018120206).

** Corresponding author, E-mail: malin1979@sjziam.ac.cn

Received Feb. 28, 2019; accepted May 20, 2019

Effects of swine slurry application on ammonia emission, nitrogen utilization and apparent balance of a winter wheat-summer maize rotation system*

LI Shuo¹, WANG Xuan¹, ZHANG Xiqun², LIU Zelong¹, ZHAO Hao¹, ZHAO Zhanqing¹, ZHANG Yuming¹, SUN Hongyong¹, MA Lin^{1**}

(1. Center for Agricultural Resources Research, Institute of Genetics and Developmental Biology, Chinese Academy of Sciences / Key Laboratory of Agricultural Water Resources, Chinese Academy of Sciences / Hebei Key Laboratory of Soil Ecology, Shijiazhuang 050022, China; 2. Hebei Agricultural Mechanization Institute Co. Ltd., Shijiazhuang 050022, China)

Abstract: With the development of intensive swine production in China, large amounts of slurry are produced, which causes nitrogen and phosphorus loss and serious non-point pollution. A potentially efficient way to solve these environmental problems is to substitute mineral fertilizer with swine slurry in intensive maize (*Zea mays* L.)-wheat (*Triticum aestivum* L.) double-cropping rotation systems, which could promote the development of sustainable agriculture and animal husbandry. A field experiment was performed with swine slurry application in a maize-wheat double-cropping rotation system in the North China Plain. The study included the following seven treatments with three replications: zero-N control (CK); urea broadcast (CK1); urea injection (CK2); swine slurry as a substitute for 25% urea-N broadcast (25%WB), 50% urea-N broadcast (50%WB), 25% urea-N injection (25%WI), and 50% urea-N injection (50%WI). Swine slurry was applied to the soil before maize and wheat seeding. Compared with the CK, the application of urea and swine slurry significantly improved maize and wheat grain yield and N uptake, with the greatest effect seen in the 25%WI, followed by the 50%WI. Compared with the CK1, the N agronomic efficiency, N partial productivity, and apparent N recovery rate under treatments of urea injection and swine slurry broadcast and injection were significantly improved. The greatest improvement was seen in treatments of swine slurry injection, followed by treatments of swine slurry broadcast, but no significant difference was found between the 25%WI and 50%WI treatments. Compared with CK, the application of urea and swine slurry significantly improved nitrate accumulation. The increase in inorganic nitrogen ranged from 50.8%–87.9% throughout the 0–100 cm soil profile after maize harvest. No significant difference in nitrate accumulation was found among the 50%WB, 25%WI, and 50%WI treatments. Compared with CK1, swine slurry broadcast and urea and swine slurry injection significantly reduced the total amount of ammonia loss during the seeding period of maize and wheat, with reductions ranging from 26.5% to 48.6% and 11.4% to 29.1%, respectively. Meanwhile, swine slurry broadcast and injection significantly reduced N surplus from 7.6% to 16.0%, with the biggest difference found in the 25%WI treatments. However, no significant difference was found between the 25%WI and 50%WI treatments. In view of the yield, nitrogen utilization, and environmental benefits, swine slurry as a substitute for 25% and 50% urea-N injection were reasonable methods of swine slurry application in the intensive summer maize-winter wheat double-cropping rotation field.

Keywords: Maize-wheat rotation field; Swine slurry; Injection; Ammonia emission; Nitrogen utilization; Nitrogen apparent balance

近年来,我国华北平原规模化生猪养殖快速发展,猪场废水随意排放不断增加,导致地下水硝态氮累积、氨挥发、温室气体排放和空气恶臭等一系列环境问题,严重制约着规模化生猪养殖的可持续发展^[1-2]。猪场废水含有丰富的有机质和作物生长所必需的氮、磷、钾等养分物质,因此,将猪场废水用于肥水就近施用于农田,可有效改善土壤肥力质量,已成为猪场废水经济有效的资源化利用途径之一^[3-5]。陶晓婷等^[6]研究表明,小麦(*Triticum aestivum* L.)越冬期施用猪场肥水 60~120 m³·hm⁻² 替代穗期施氮 30~60 kg·hm⁻²,可满足小麦氮素营养需求。也有研究表明,以猪场/牛场肥水替代化肥 50%~75%N,可获得等氮化肥处理相当的作物产量^[6-7]。然而,在传

统的大水漫灌施用方式下,猪场肥水中大量氮素会以硝态氮(NO₃⁻-N)形式淋溶到深层土壤,或以氨(NH₃)形式排放于大气中,这将严重导致猪场肥水氮素利用效率的降低^[8-9]。猪场肥水注射施用能够降低NO₃⁻-N淋溶和NH₃排放等形态的氮损失,进而有望提升肥水施用的氮素利用效率及其增产效应^[2,10]。国内外针对于猪场肥水不同施用方式的对比研究已有很多,然而,这些研究主要集中于小麦、玉米(*Zea mays* L.)、水稻(*Oryza sativa* L.)或牧草等单作体系下的氨挥发、温室气体排放和土壤肥力质量变化^[11-14],而针对作物氮素利用效率的研究并不多^[15-17]。当前,主导华北平原的玉米-小麦一年两熟高度集约化轮作生产体系在产量不断提高的同时,对耕地利用强

度高,水肥资源投入量大,进而导致该体系肥料效益低且引发环境污染等问题^[18-22]。因此,如何在降低化肥投入的同时实现作物增产和养分高效利用已成为人们关注的热点。以往研究大多从合理施肥、优化作物栽培模式和养管理角度对作物生长和肥料利用率进行探讨,而该体系针对猪场肥水不同施用方式对作物产量、氮素利用和土壤氮素平衡的研究却鲜有报道^[15-17]。基于此,本文以华北平原秸秆还田条件下玉米-小麦轮作体系为研究对象,探讨了猪场肥水不同施用方式(表施、注射)和氮素替代率(25%和50%)对作物产量、肥水中氮素利用和土壤氮素表观平衡的影响,以期为该地区合理进行猪场肥水施用,提高肥水中氮素利用效率,降低养殖肥水施用过程中氮素的损失提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验于2017年6月—2018年6月在河北省南皮县张旗屯(38°10'N, 116°52'E)进行。该试验区属典型暖温带半湿润季风气候,年平均气温 13.4℃,日照时数 2 318 h,年均降水量 520 mm,其中60%~70%的降水集中于8月。供试土壤为当地典型的轻壤潮土。试验开始时耕层(0~20 cm)土壤有机碳 12.25 g·kg⁻¹,硝态氮 13.20 mg·kg⁻¹,铵态氮 2.64 mg·kg⁻¹,速效磷 16.43 mg·kg⁻¹,速效钾 96.55 mg·kg⁻¹。0~100 cm 土体各层次(以20 cm计)的容重分别为 1.30 g·cm⁻³、1.45 g·cm⁻³、

1.50 g·cm⁻³、1.50 g·cm⁻³和 1.50 g·cm⁻³。0~180 cm 土体各层次(以20 cm计)矿质氮(NO₃⁻-N和NH₄⁺-N之和)含量分别为 41.18 kg·hm⁻²、34.03 kg·hm⁻²、52.88 kg·hm⁻²、59.73 kg·hm⁻²、74.80 kg·hm⁻²、44.66 kg·hm⁻²、42.43 kg·hm⁻²、44.16 kg·hm⁻²和 44.51 kg·hm⁻²。

1.2 试验设计

试验选取土壤肥力均一、灌溉便捷、区域代表性较强的田块进行。实行玉米-小麦一年两熟制,玉米于6月上旬播种,10月初收获,品种为‘正弘8号’,行距50 cm,密度63 000株·hm⁻²;小麦于当年10月中旬播种,翌年6月初收获,品种为‘小偃81’,行距15 cm,播种量450 kg·hm⁻²。两茬作物秸秆全部还田。试验包括7个处理(表1):不施肥对照(CK)、尿素表施(CK1)、尿素注射施用(CK2)、猪场肥水替代25%尿素氮表施(25%WB)、猪场肥水替代50%尿素氮表施(50%WB)、猪场肥水替代25%尿素氮注射施用(25%WI)和猪场肥水替代50%尿素氮注射施用(50%WI)。其中,注射施用采用课题组研制的畜禽肥水浅层注射施用机具(肥水注射机具)来开展。50%WB和50%WI处理猪场肥水施用量为154 m³·hm⁻²,且其注射深度为5~10 cm;CK2处理50%尿素溶入154 m³·hm⁻²地下水中,采用肥水注射机具施入5~10 cm土层;其他处理以地下水补足154 m³·hm⁻²施用方式为表层喷洒,以便降低施肥环节因水分投入而导致的差异。采用完全随机区组设计,重复3次,小区面积72 m²(6 m×12 m)。

表 1 不同处理的玉米和小麦生长期氮素施用类型、施用量和施用方法

Table 1 Resources, rates of applied nitrogen and application methods during maize-wheat rotation period in different treatments of the experiment

处理 Treatment	玉米生育期 Maize growth period				小麦生育期 Wheat growth period			
	猪场肥水氮 Swine slurry-N [kg(N)·hm ⁻²]	尿素氮 Urea-N [kg(N)·hm ⁻²]	共计 Total [kg(N)·hm ⁻²]	施用方式 Application method	尿素氮 Urea-N [kg(N)·hm ⁻²]	猪场肥水氮 Swine slurry-N [kg(N)·hm ⁻²]	共计 Total [kg(N)·hm ⁻²]	施用方式 Application method
CK	0	0	0		0	0	0	
CK1	0	240	240	表施 Broadcast	0	180	180	表施 Broadcast
CK2	0	240	240	注射 Injection	0	180	180	注射 Injection
25%WB	60	180	240	表施 Broadcast	45	135	180	表施 Broadcast
50%WB	120	120	240	表施 Broadcast	90	90	180	表施 Broadcast
25%WI	60	180	240	注射 Injection	45	135	180	注射 Injection
50%WI	120	120	240	注射 Injection	90	90	180	注射 Injection

玉米生长期氮、磷、钾施用量分别为 240 kg(N)·hm⁻²、180 kg(P₂O₅)·hm⁻²和 120 kg(K₂O)·hm⁻²,小麦生长期氮、磷、钾施用量分别为 180 kg(N)·hm⁻²、120 kg(P₂O₅)·hm⁻²和 90 kg(K₂O)·hm⁻²,其中磷、钾肥以基肥形式一次性施用于作物播种前。氮肥分基肥

和追肥两次施用,基追比为 1:1;玉米追肥期为喇叭口期,小麦追肥期为拔节期。试验中所用猪场肥水取自张旗屯温氏集团养猪场调节池废水,试验前10 d内取样测定肥水理化性质,其中玉米和小麦播种前肥水理化性质保持相对稳定,其含铵态氮

545.05 mg·L⁻¹、硝态氮 46.05 mg·L⁻¹、全氮 779.33 mg·L⁻¹、全磷 39.25 mg·L⁻¹、全钾 500.00 mg·L⁻¹, 化学需氧量(COD)为 3 610.00 mg·L⁻¹。猪场肥水作为基肥一次性施用于农田, 养分不足时以矿物肥料补足。氮、磷和钾矿物肥料分别为尿素、过磷酸钙和硫酸钾。玉米、小麦播种 1 周后进行灌溉(大水漫灌)。各试验处理的耕作、播种、灌溉和病虫害防治等田间操作均与当地传统方式保持一致。

1.3 氨挥发测定

氨挥发田间原位测定采用间歇密闭抽气法^[23]。原理是利用真空泵减压抽气使罩子内土壤挥发出的氨(NH₃)随气流通过装有 2%硼酸的洗气瓶, 使其吸收于硼酸溶液中, 收集溶液用 0.02 mol·L⁻¹ H₂SO₄ 滴定, 计算出吸收氮量。所用密闭室装置由聚乙烯塑料(PVC)制成的密闭室(内直径为 25 cm, 高 10 cm)、50 mL 吸收瓶和高速真空泵组成。测定时, 在每个小区随机选取一个样点并将密闭室置于 5 cm 土壤中。通过预备试验确定每天上午 9:00—11:00 和下午 14:30—16:30 时段测定值的平均值可基本代表全天挥发速率平均值。施肥后每天测定直至各处理与空白之间的氨挥发速率(kg·hm⁻²·d⁻¹)均无明显差异为止。通过每天氨挥发速率计算测定时期内的氨挥发累积损失(kg·hm⁻²)。

1.4 样品采集与氮素测定

1.4.1 土壤样品采集与测定

试验开始前在保护行内挖 0~100 cm 土壤剖面, 采用环刀法测定每 20 cm 土层的土壤容重, 并在试验小区内部按“S”形路线采集混合土样, 测定基础养分含量。在玉米和小麦收获后, 每个小区随机选取 1 个样点, 采集 0~180 cm 土层土样, 层间距 20 cm, 测定土壤含水量和 NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 含量。土壤含水量采用烘干法测定; 土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量测定当天将土样混匀后过 2 mm 筛, 然后用 1 mol·L⁻¹ 的 KCl 溶液浸提(水土比 5:1), 流动分析仪(OI, 美国)测定。

1.4.2 植株样品采集与测定

在玉米和小麦收获时, 每个小区随机采集 1 个 2 m² (2 行, 2 m × 1 m) 玉米样品和 1 m² (1 m × 1 m) 小麦样品。风干脱粒, 小麦样品分籽粒和秸秆两部分称量其干重, 玉米样品分籽粒、玉米穗轴和秸秆 3 部分称量其干重, 然后以采样面积折算生物量。取部分小麦和玉米样品烘干、粉碎、混匀, 然后用浓 H₂SO₄-H₂O₂ 消解, 采用凯氏定氮法测定植株样品的氮含量, 用于作物吸氮量计算。

1.5 数据计算与统计分析

本研究在探讨农田土壤氮平衡的过程中将种子、前茬作物秸秆、沉降、灌溉所携入农田的氮均考虑在农田土壤氮输入中^[24]。根据氮素输入-输出平衡原理, 氮肥利用率和氮平衡参数的计算方法^[18-19]如下:

玉米-小麦轮作周期 0~100 cm 土层土壤氮素除氨挥发损失外的其他形式损失量(kg·hm⁻²)=施氮量+玉米播种前 0~100 cm 土层土壤起始矿质氮(NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 之和)+玉米-小麦轮作周期 0~100 cm 土层土壤氮素净矿化量(kg·hm⁻²)+种子氮+沉降氮+灌溉氮-收获作物携出氮量-小麦收获期 0~100 cm 土层土壤残留矿质氮-氨挥发损失量 (1)

氮素盈余(kg·hm⁻²)=玉米-小麦轮作周期 0~100 cm 土层土壤氮素表观损失量+小麦收获期 0~100 cm 土层土壤残留矿质氮 (2)

氮肥农学效率(kg·kg⁻¹)=(施氮区产量-对照区产量)/氮肥投入量 (3)

氮肥偏生产力(kg·kg⁻¹)=施氮区籽粒产量/氮肥投入量 (4)

氮肥表观利用率(%)=(施氮区吸氮量-对照区吸氮量)/氮肥投入量×100 (5)

土壤剖面各土层矿质氮累积量(N_{min}, kg·hm⁻²)按照以下公式计算:

$$N_{\min} = d \times P_b \times C \times 0.1 \quad (6)$$

式中: d 为土层厚度(20 cm), P_b 为土壤容重(g·cm⁻³), C 为土壤硝态氮和铵态氮含量(NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N, mg·kg⁻¹), 0.1 为单位换算系数。试验前测定 0~100 cm 深度土壤容重(20 cm 一层)分别为 1.30 g·cm⁻³、1.45 g·cm⁻³、1.50 g·cm⁻³、1.50 g·cm⁻³ 和 1.50 g·cm⁻³。

试验数据绘图和统计分析分别采用 Excel 2010 和 DPS 7.05 统计软件进行, 多重比较采用 Duncan 法, 差异显著性水平 $P=0.05$ 。

2 结果与分析

2.1 施用猪场肥水对作物籽粒产量的影响

与 CK 相比, 施用氮肥和猪场肥水均显著提高玉米籽粒产量(15.9%~54.1%)和小麦籽粒产量(3.9%~20.5%)。玉米和小麦籽粒产量均表现为 CK<CK1<CK2<25%WB<50%WB<50%WI<25%WI。与 CK1 相比, 施用猪场肥水各处理玉米和小麦籽粒产量分别显著提高 16.5%~33.0%和 10.2%~16.0%, 而尿素注射施用处理玉米和小麦籽粒产量的增幅仅 5.3%和 2.0%。同时, 25%WB 和 50%WB 与 25%WI 和 50%WI 之间均无显著性差异(表 2)。

表 2 不同猪场肥水施用处理对玉米和小麦籽粒产量的影响
Table 2 Effects of different swine slurry application treatments on grain yields of maize and wheat

处理 Treatment	玉米 Maize			小麦 Wheat		
	籽粒产量 Grain yield (Mg·hm ⁻²)	增幅 Increase (%)	相对增幅 Relative increase (%)	籽粒产量 Grain yield (Mg·hm ⁻²)	增幅 Increase (%)	相对增幅 Relative increase (%)
CK	6.53±0.19e			5.59±0.02e		
CK1	7.57±0.46d	15.9		5.81±0.07d	3.9	
CK2	7.97±0.49cd	22.0	5.3	5.92±0.20d	6.0	2.0
25%WB	8.82±0.33bc	35.0	16.5	6.40±0.07c	14.6	10.2
50%WB	9.26±0.67ab	41.6	22.3	6.47±0.05bc	15.8	11.5
25%WI	10.07±0.12a	54.1	33.0	6.74±0.05a	20.5	16.0
50%WI	10.02±0.32a	53.4	32.4	6.69±0.11ab	19.6	15.1

相对增幅为各处理相对于 CK1 的增幅。同列不同小写字母表示不同处理间差异显著 ($P < 0.05$)。The relative increase is the increase as to CK1. Different lowercase letters within the same column indicate significant differences among treatments at $P < 0.05$.

与 CK 相比, 施用氮肥和猪场肥水亦可显著提高玉米和小麦地上部生物量产量, 其增幅分别为 19.3%~55.1%和 3.7%~17.5%(表 3)。与 CK1 相比, 25%WI 和 50%WI 处理均可显著提高玉米地上部生物量产量, 其增幅分别为 30.0%和 29.9%;

25%WB、25%WI 和 50%WI 处理均可显著提高小麦地上部生物量产量, 其增幅分别为 8.2%、12.5%和 13.3%; 然而, 玉米和小麦地上部生物量产量在 25%WB、50%WB、25%WI 和 50%WI 之间无显著差异。

表 3 不同猪场肥水施用处理对玉米和小麦地上部生物量的影响
Table 3 Effects of different swine slurry application treatments on shoot biomasses of maize and wheat

处理 Treatment	玉米 Maize			小麦 Wheat		
	地上部生物量 Shoot biomass (Mg·hm ⁻²)	增幅 Increase (%)	相对增幅 Relative increase (%)	地上部生物量 Shoot biomass (Mg·hm ⁻²)	增幅 Increase (%)	相对增幅 Relative increase (%)
CK	14.92±0.24c			11.54±0.02d		
CK1	17.80±1.14bc	19.3		11.97±0.10cd	3.7	
CK2	19.01±0.41b	27.4	6.8	12.11±0.72bcd	5.0	1.2
25%WB	19.91±0.40ab	33.5	11.9	12.95±0.10ab	12.2	8.2
50%WB	20.72±0.55ab	38.9	16.4	12.74±0.61abc	10.4	6.4
25%WI	23.14±0.14a	55.1	30.0	13.47±0.42a	16.8	12.5
50%WI	23.12±0.41a	55.0	29.9	13.56±0.14a	17.5	13.3

相对增幅: 各处理相对于 CK1 的增幅。同列不同小写字母表示不同处理间差异显著 ($P < 0.05$)。The relative increase is the increase as to CK1. Different lowercase letters within the same column indicate significant differences among treatments at $P < 0.05$.

2.2 施用猪场肥水对作物氮素吸收和氮肥利用率的影响

与 CK 相比, 施用氮肥和猪场肥水均可显著提高作物籽粒和地上部氮素吸收量, 且玉米、小麦籽粒和地上部氮素吸收量的变化趋势一致, 均表现为猪场肥水注射施用>猪场肥水表施>尿素注射施用>尿素表施>不施肥对照(表 4)。其中, 25%WI 处理玉米籽粒、地上部氮素吸收量和小麦籽粒、地上部氮素吸收量均最高, 与 CK 相比, 其增幅分别为 72.6%、89.5%、25.3%和 23.3%。

在玉米和小麦生育期, 氮肥农学效率和氮肥偏生产力在各处理间变化趋势与玉米和小麦籽粒氮素

吸收量大致相同(表 4)。在玉米生育期, 不同施肥处理氮肥农学效率为 4.32~14.72 kg·kg⁻¹, 其中以 25%WI 处理氮肥农学效率最高, 其次为 50%WI 和 50%WB, 且 3 个处理间无显著性差异; 同时, 25%WI 和 50%WI 处理氮肥农学效率显著高于 25%WB、CK1 和 CK2。氮肥偏生产力为 31.54~41.95 kg·kg⁻¹, 与氮农学效率变化趋势相似, 25%WI 处理最高, 其次为 50%WI、50%WB 和 25%WB, 且四者之间无显著性差异; 同时 25%WI 和 50%WI 处理氮肥农学效率显著高于 CK1 和 CK2, 而 CK1、CK2、25%WB 和 50%WB 处理之间无显著性差异。氮肥表观利用率为 19.02%~48.57%, 与氮肥农学效率和氮肥偏生产力

变化趋势一致, 25%WI 处理最高, 其次为 50%WI 和 50%WB, 且三者之间无显著性差异; 同时, 25%WI、50%WI 和 50%WB 的氮肥表观利用率显著高于其余各处理。

小麦生育期, 不同施肥处理氮肥农学效率为 1.22~6.37 kg·kg⁻¹, 其中以 25%WI 处理氮肥农学效率最高, 其次为 50%WI, 且两个处理间无显著性差

异; 25%WI 处理氮肥农学效率显著高于其他处理。氮肥偏生产力为 32.27~37.42 kg·kg⁻¹, 同样以 25%WI 最高, 50%WI 次之, 且二者之间无显著差异; 25%WI 处理氮肥偏生产力显著高于其他处理。氮肥表观利用率为 6.85%~22.36%, 与氮肥农学效率和氮肥偏生产力变化趋势一致。总体而言, 25%WI 和 50%WI 可获得最高的氮效率。

表 4 不同猪场肥水施用处理对玉米和小麦氮素吸收和氮肥利用效率的影响

Table 4 Effects of different swine slurry application treatments on N uptake and utilization in a maize-wheat rotation succession

处理 Treatment	玉米生育期 Maize period					小麦生育期 Wheat period				
	籽粒氮吸收 Grain N uptake (kg·kg ⁻¹)	地上部氮吸收 Aboveground N uptake (kg·kg ⁻¹)	NAE (kg·kg ⁻¹)	NPE (kg·kg ⁻¹)	ANR (%)	籽粒氮吸收 Grain N uptake (kg·kg ⁻¹)	地上部氮吸收 Aboveground N uptake (kg·kg ⁻¹)	NAE (kg·kg ⁻¹)	NPE (kg·kg ⁻¹)	ANR (%)
CK	77.98± 1.95e	130.20± 0.25d	—	—	—	132.09± 1.04c	172.95± 1.16d	—	—	—
CK1	94.64± 5.30d	175.84± 1.14c	4.32± 1.96d	31.54± 1.90c	19.02± 3.86c	142.10± 1.21b	185.28± 1.34c	1.22± 0.40d	32.27± 0.40d	6.85± 0.75d
CK2	103.08± 5.76cd	184.98± 0.41c	5.98± 2.04cd	33.20± 2.04bc	22.83± 2.75bc	148.03± 6.79b	190.93± 5.45c	1.85± 1.13d	32.90± 1.13d	9.99± 3.03d
25%WB	108.72± 4.34c	194.67± 0.40bc	9.52± 1.39bc	36.74± 1.39abc	26.86± 10.29b	158.75± 2.13a	203.20± 1.94b	4.53± 0.40c	35.57± 0.40c	16.81± 1.08c
50%WB	122.48± 8.50b	226.40± 0.55ab	11.34± 2.77ab	38.56± 2.77abc	40.09± 14.36a	160.05± 1.03a	203.98± 3.87b	4.92± 0.29bc	35.97± 0.29bc	17.24± 2.15bc
25%WI	134.63± 2.00a	246.77± 0.14a	14.72± 0.50a	41.95± 0.51a	48.57± 4.60a	165.47± 3.52a	213.20± 5.33a	6.37± 0.29a	37.42± 0.29a	22.36± 2.96a
50%WI	133.29± 5.89ab	246.17± 0.41a	14.54± 1.33a	41.76± 1.33a	48.32± 3.88a	164.81± 2.99a	212.48± 4.07a	6.10± 0.62ab	37.15± 0.62ab	21.96± 2.26ab

NAE: 氮肥农学效率; NPE: 氮肥偏生产力; ANR: 氮肥表观利用率。同列不同小写字母表示不同处理间差异显著 ($P < 0.05$)。NAE: N agronomic efficiency; NPE: N partial productivity; ANR: apparent N recovery rate. Different lowercase letters within the same column indicate significant differences among treatments at $P < 0.05$.

2.3 施用猪场肥水对土壤氮挥发的影响

施用尿素和猪场肥水对玉米和小麦生育期土壤氮挥发速率的影响如图 1 和图 2 所示。在各测定时期, CK 处理氮损失均保持较小的相对稳定状态。在玉米基肥期, 氮挥发峰值出现在施肥第 1 天, 且 CK1 处理下氮损失显著高于其他各施肥处理, 其增幅为 29.9%~64.4%, 而 50%WI 处理氮挥发速率最小, 其值为 1.14 kg(N)·hm⁻²·d⁻¹(图 1A)。各处理在第 1 天的氮挥发对测定期内氮损失总量贡献率为 26.1%~39.3%。随后, 各处理氮挥发速率逐渐降低, 直至第 4 天达到相对稳定状态[~0.5 kg(N)·hm⁻²·d⁻¹], 然而第 5 天再次出现一个峰值[0.55~0.92 kg(N)·hm⁻²·d⁻¹], 随后在第 6 天再次达到相对稳定状态[~0.3 kg(N)·hm⁻²·d⁻¹]。与 CK1 相比, CK2、25%WB、50%WB、25%WI 和 50%WI 在施肥 6 d 内氮损失总量分别显著降低 37.9%、34.8%、26.4%、38.6%和 48.6%(表 5)。

在玉米追肥期, 氮挥发峰值同样出现在第 1 天, 且该天氮挥发对测定期内氮损失总量贡献率为 58.2%~60.7%(图 1B)。随后, 各处理氮挥发速率逐渐降低, 直至第 6 天达到相对稳定状态[~0.3 kg(N)·hm⁻²·d⁻¹]。在第 3 天和第 4 天, 25%WI 和 50%WI 的氮挥发速率显

著低于 CK1, 其降幅分别为 9.7%、13.5%(第 3 天)和 13.5%、19.9%(第 4 天)。然而, 其他时间段各处理间均无显著性差异。就玉米基肥和追肥氮损失总量而言, 25%WI 和 50%WI 较 CK1 可显著降低 11.6%和 16.6%, 且 CK1、CK2、25%WB 和 50%WB 之间无显著差异(表 5)。玉米基肥氮排放因子为 1.46%~4.92%, 追肥氮排放因子为 14.24%~14.65%。在玉米基肥和追肥氮排放总因子为 7.85%~9.78%(表 5)。

在小麦基肥期, 氮挥发峰值出现在施肥第 2 天, 且 CK1 处理下氮损失高于其他各施肥处理, 增幅为 5.9%~21.7%, 而 50%WI 处理氮挥发速率最小, 其值为 2.76 kg(N)·hm⁻²·d⁻¹(图 2A)。各处理在第 2 天的氮挥发对测定期内氮损失总量贡献率为 28.8%~33.4%。随后, 各处理氮挥发速率逐渐降低, 直至第 6 天达到相对稳定状态[<0.5 kg(N)·hm⁻²·d⁻¹]。与 CK1 相比, CK2、25%WB、50%WB、25%WI 和 50%WI 在施肥后 6 d 天内氮损失总量分别显著降低 14.1%、20.6%、11.4%、16.2%和 29.0%(表 5)。

在小麦追肥期, 氮挥发峰值同样出现在第 2 天, 且该天氮挥发对测定期内氮损失总量贡献率为 32.8%~34.3%(图 2B)。随后, 各处理氮挥发速率逐渐

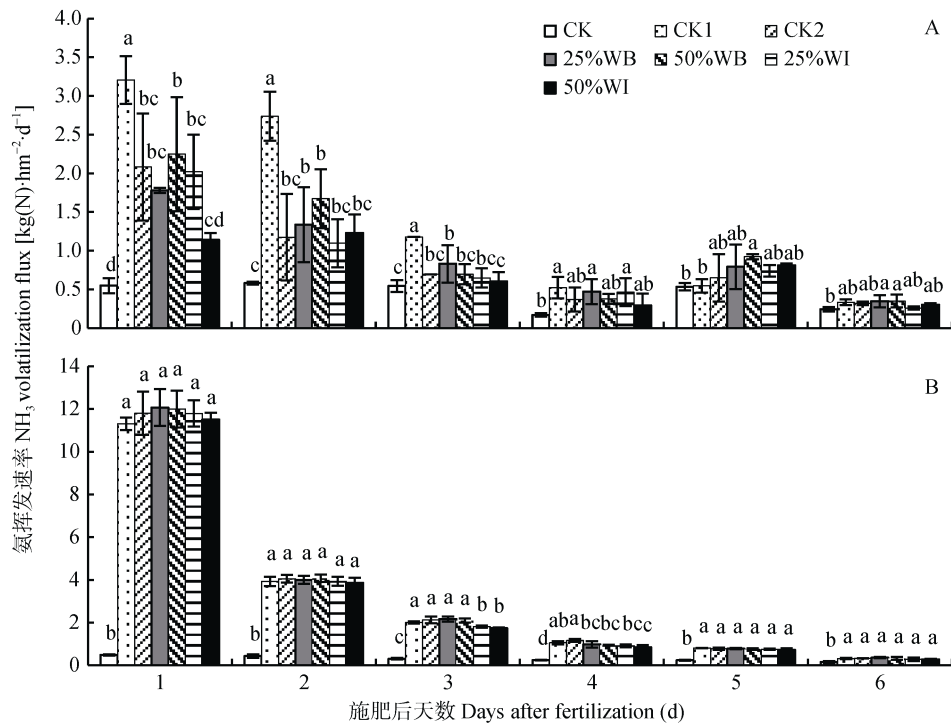


图 1 不同猪场肥水施用处理下玉米基肥期(A)和追肥期(B)的氨排放速率

Fig. 1 Temporal variation of NH_3 volatilization after basal fertilization (A) and top-dressing (B) in maize growth period under different swine slurry application treatments

施肥后同天不同小写字母表示不同处理间差异显著($P < 0.05$)。Different lowercase letters at the same day after fertilization indicate significant differences among treatments at $P < 0.05$.

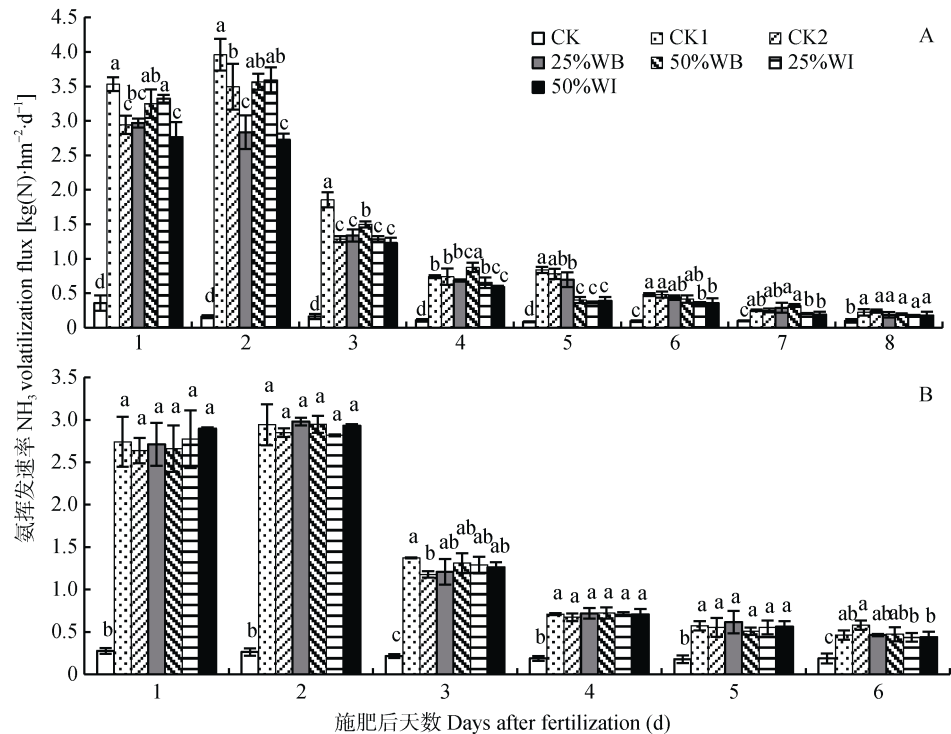


图 2 不同猪场肥水施用处理下小麦基肥期(A)和追肥期(B)的氨排放速率

Fig. 2 Temporal variation of NH_3 volatilization after basal fertilization (A) and top-dressing (B) in wheat growth period under different swine slurry application treatments

施肥后同天不同小写字母表示不同施肥处理间差异显著($P < 0.05$)。Different lowercase letters at the same day after fertilization indicate significant differences among treatments at $P < 0.05$.

表 5 玉米、小麦基肥和追肥期不同猪场肥水施用处理对氨挥发及其排放因子的影响

Table 5 Amount of NH₃ volatilization and the proportion of applied N lost as NH₃ volatilization at basal fertilization and top-dressing stages in maize and wheat growth periods under different swine slurry application treatments

作物 Crop	处理 Treatment	氨挥发 NH ₃ volatilization [kg(N)·hm ⁻² ·d ⁻¹]			排放因子 N lost as NH ₃ volatilization of the applied N (%)		
		基肥期 Basal fertilization	追肥期 Top-dressing	共计 Total	基肥期 Basal fertilization	追肥期 Top-dressing	共计 Total
		玉米 Maize	CK	2.62±0.06d	1.86±0.15b	4.48±0.12d	
	CK1	8.52±0.62a	19.44±0.08a	27.96±0.66a	4.92	14.65	9.78
	CK2	5.29±0.68bc	20.24±1.24a	25.54±1.57abc	2.23	15.32	8.77
	25%WB	5.56±0.55bc	20.35±1.06a	25.91±1.35ab	2.45	15.41	8.93
	50%WB	6.27±1.26b	20.18±0.57a	26.45±1.82ab	3.04	15.27	9.15
	25%WI	5.23±0.73bc	19.49±0.76a	24.72±1.26bc	2.17	14.69	8.43
	50%WI	4.38±0.47c	18.95±0.02a	23.33±0.48c	1.46	14.24	7.85
小麦 Wheat	CK	1.16±0.05f	1.31±0.13b	2.47±0.11e			
	CK1	11.88±0.16a	8.80±0.14a	20.68±0.23a	11.91	8.33	10.12
	CK2	10.21±0.45bc	8.47±0.14a	18.69±0.57bc	10.06	7.96	9.01
	25%WB	9.44±0.15d	8.69±0.19a	18.13±0.31c	9.20	8.21	8.70
	50%WB	10.52±0.22b	8.62±0.12a	19.15±0.31b	10.40	8.13	9.27
	25%WI	9.95±0.16c	8.58±0.23a	18.53±0.35bc	9.76	8.08	8.92
	50%WI	8.43±0.23e	8.79±0.11a	17.22±0.26d	8.08	8.32	8.20

同列不同小写字母表示不同处理间差异显著($P < 0.05$)。Different lowercase letters within the same column indicate significant differences among treatments at $P < 0.05$.

降低,且各处理间无显著差异,直至第 6 天达到相对稳定状态[~0.5 kg(N)·hm⁻²·d⁻¹]。就小麦基肥和追肥氨损失总量而言,与 CK1 相比,CK2、25%WB、50%WB、25%WI 和 50%WI 在施肥后 6 d 天内氨损失总量分别显著降低 9.7%、12.3%、7.4%、10.4%和 16.7%(表 6)。小麦基肥氨排放因子为 8.08%~11.91%,追肥氨排放因子为 7.96%~8.33%,基肥和追肥氨排放总因子为 8.20~10.12%(表 5)。

2.4 施用猪场肥水对土壤 NO₃-N 含量的影响

在玉米收获期,随土壤深度增加,土壤 NO₃-N 含量呈先降低后升高趋势,且在 40~60 cm 土层达到

最小值(图 3A)。由公式(6)计算可得,与 CK 相比,CK1、CK2、25%WB、50%WB、25%WI 和 50%WI 在 0~100 cm 土壤剖面的硝态氮累积量显著增加 15.9%、38.3%、64.4%、89.2%、72.0%和 31.7%。

在小麦收获期,随土壤深度的增加,土壤 NO₃-N 呈现先升高后降低再升高的“S”型分布,且在 20~40 cm 土层达到最大值,在 60~80 cm 土层达最小值(图 3B)。由公式(6)计算可得,与 CK 相比,CK1、CK2、25%WB、50%WB、25%WI 和 50%WI 在 0~100 cm 土壤剖面的硝态氮累积量显著增加 53.7%、74.5%、74.4%、93.7%、81.0%和 69.8%。

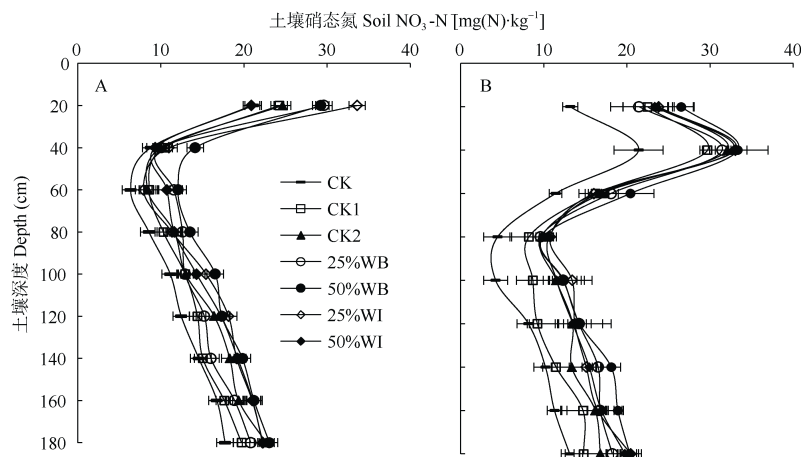


图 3 不同猪场肥水施用处理下玉米(A)和小麦(B)收获后 0~180 cm 土壤剖面 NO₃-N 分布
Fig. 3 Soil NO₃-N contents in 0-180 cm at harvest seasons of maize (A) and wheat (B) under different swine slurry application treatments

2.5 猪场肥水施用下玉米-小麦轮作的土壤-作物系统氮素表观平衡

玉米-小麦轮作周期内土壤(0~100 cm)-作物系统氮素投入和产出见表 6。系统氮素输入项包括肥料(包括尿素、猪场肥水)、作物种子、前茬还田秸秆、大气沉降、灌溉和试验起始 0~100 cm 土层矿质氮累积量(起始 N_{\min})等形式的外源氮。土壤氮素输出包括作物收获携出、试验后 0~100 cm 土层矿质氮残留(残留 N_{\min})、氨挥发损失和其他形式的氮素损失。秸秆氮输入量包括试验开始前农田前茬小麦还田秸秆所含的氮素和玉米收获后还田的玉米秸秆氮素。就氮输入而言, CK 处理起始 N_{\min} 占氮总输入量的 59.0%, 而其他处理起始 N_{\min} 占氮总输入量的 24.2%~25.2%; 尿素和猪场肥水施用处理肥料氮(尿素氮和肥水氮)占氮总输入量的 51.5%~53.2% (表 6)。

就氮输出而言, 玉米和小麦两季作物累计氮素吸收量为 303.1~460.0 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 且表现为 $\text{CK}<\text{CK1}<\text{CK2}<25\%\text{WB}<50\%\text{WB}<50\%\text{WI}<25\%\text{WI}$ 。一个完整

轮作周期结束时, 与 CK 相比, 施用尿素和猪场肥水处理 0~100 cm 土体残留 N_{\min} 显著增加 50.8%~87.9%, 50%WB 的残留 N_{\min} 最高, 而与 CK2、25%WB 和 25%WI 无显著差异。

与 CK 相比, 施用尿素和猪场肥水可以显著增加玉米-小麦轮作周期内土壤氨挥发损失总量, 其增幅为 4.9~6.1 倍; 而与 CK1 相比, 其余各处理(除 CK 外)的土壤氨挥发损失总量均显著降低, 其降幅为 6.2%~16.6%, 且 50%WI 降幅最大。CK 处理其他形式氮损失为 -129.9 $\text{kg}(\text{N})\cdot\text{hm}^{-2}$, 尿素和猪场肥水施用处理的其他形式氮损失为 39.6~140.7 $\text{kg}(\text{N})\cdot\text{hm}^{-2}$, 其中 CK1 处理最大, 而 50%WB 处理最小, 且在 25%WB、50%WB、25%WI 和 50%WI 之间无显著性差异。就氮盈余而言, CK 最小 [32.3 $\text{kg}(\text{N})\cdot\text{hm}^{-2}$], CK1 最大 [423.3 $\text{kg}(\text{N})\cdot\text{hm}^{-2}$], 其次依次为 CK2 [409.2 $\text{kg}(\text{N})\cdot\text{hm}^{-2}$]、25%WB [391.3 $\text{kg}(\text{N})\cdot\text{hm}^{-2}$]、50%WB [376.7 $\text{kg}(\text{N})\cdot\text{hm}^{-2}$]、50%WI [357.4 $\text{kg}(\text{N})\cdot\text{hm}^{-2}$] 和 25%WI [355.3 $\text{kg}(\text{N})\cdot\text{hm}^{-2}$], 50%WB、25%WI 和 50%WI 处理间无显著性差异。

表 6 不同猪场肥水施用处理下玉米-小麦轮作周期内土壤(0~100 cm)-作物系统氮素表观平衡

Table 6 Apparent N balance in soil (0~100 cm)-crop system in a maize-wheat cropping rotation succession under different swine slurry application treatments $\text{kg}(\text{N})\cdot\text{hm}^{-2}$

氮素收支 N budget		CK	CK1	CK2	25%WB	50%WB	25%WI	50%WI
氮输入 N input	肥料氮 Fertilizer N	0.0	420.0	420.0	420.0	420.0	420.0	420.0
	种子 Seeds N	7.5	7.5	7.5	7.5	7.5	7.5	7.5
	大气沉降 Deposition N	23.0	23.0	23.0	23.0	23.0	23.0	23.0
	灌溉 Irrigation N	12.0	12.0	12.0	12.0	12.0	12.0	12.0
	起始矿质氮 Initial N_{\min}	197.8	197.8	197.8	197.8	197.8	197.8	197.8
	秸秆氮 Straw N	95.1	124.1	124.8	128.8	146.8	155.0	155.8
	总输入 Total input	335.4	784.4	785.1	789.1	807.1	815.3	816.1
氮输出 N output	作物吸收 Crop uptake N	303.1±9.7d	361.1±9.7c	375.9±11.4c	397.9±23.6b	430.4±37.7a	460.0±7.1a	458.6±12.9a
	残留 N_{\min} Residual N_{\min}	155.2±7.0d	233.9±27.2c	263.6±21.5abc	264.8±13.2abc	291.6±10.62a	272.3±4.0ab	255.9±9.7bc
	氨挥发损失 NH_3 -loss N	6.9±0.1d	48.6±0.7a	44.2±1.1b	44.0±1.4b	45.6±2.1b	43.2±0.9b	40.5±0.3c
	其他形式氮损失 Other N loss	-129.9±16.6d	140.7±33.2a	101.4±31.0ab	82.4±37.1bc	39.6±25.9c	39.8±3.8c	61.0±8.5bc
氮素盈余 N surplus		32.3±9.7e	423.3±9.6a	409.2±11.4ab	391.3±23.6bc	376.7±37.7cd	355.3±7.1d	357.4±12.9 d

N_{\min} : 矿质氮。同行不同小写字母表示不同施肥处理间差异显著 ($P<0.05$)。 N_{\min} : mineral nitrogen. Different lowercase letters within the same row indicate significant differences among treatments at $P < 0.05$.

3 讨论

3.1 施用猪场肥水对土壤氨挥发和 NO_3^- -N 淋溶的影响

本研究在玉米、小麦季施用尿素和猪场肥水后的氨排放因子为 1.46%~15.41%, 玉米和小麦季氨排放总因子分别为 7.85%~9.78%和 8.20%~10.12%, 这一结果与苏芳等^[25]和董文旭等^[26]在华北平原玉米-小麦轮作农田施用矿物氮肥后氨挥发损失率大致相

当。在本研究中, 无论是玉米季还是小麦季, 尿素表施的氨排放均表现最高, 其次为尿素注射施用, 而猪场肥水施用处理可显著降低土壤氨挥发速率及其氨挥发损失量, 其中猪场肥水替代 50%尿素氮注射施用在玉米和小麦基肥期的氨排放因子仅为 1.46%和 8.08%, 远低于尿素表施和尿素注射施用, 然而, 猪场肥水氮素不同替代率施用处理间无显著差异。究其原因, 主要是尿素和猪场肥水施入土壤后发生的反应有所不同^[27]: 施入土壤后的尿素在脲酶作用

下很快水解成 NH_4HCO_3 , 进而转化为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 从而为氨挥发提供较多的底物, 加大氨损失; 然而, 猪场肥水中活性有机物质促进土壤对肥水 NH_4^+ 的吸附固定, 在一定程度上降低氨挥发; 同时, 肥水注射处理将肥水施入到表层土壤(5~10 cm)中, 能够隔绝肥水与空气的接触, 进一步增加土壤对 NH_4^+ 的吸附固定^[28]; 另外, 在硝化细菌的作用下, 施入土壤的猪场肥水氮将会转化成 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 从而有效降低氨挥发的发生^[29]。然而, 也有研究表明向农田土壤直接施用畜禽肥水能够提高氨挥发速率, 其原因可能为: 畜禽肥水中含有丰富 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 且施用的农田土壤 pH 呈碱性, 在适宜的环境条件下肥水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 很容易排放到大气中^[30]; 同时, 畜禽肥水含有丰富活性碳源, 能够激发表层土壤微生物活性, 促进土壤有机氮向简单氮化合物的转化, 进而通过脱氨基作用转化为 NH_3 释放到大气中^[31]。本研究中, 除了小麦基肥期 25%WB 处理氨挥发量显著低于 25%WI 外, 无论玉米基肥期, 还是小麦基肥期, 等 N 替代猪场肥水表施氨挥发量均高于猪场肥水注射施用, 且 50%WI 处理氨挥发量均显著低于其他各施肥处理。因此, 在华北平原夏玉米-冬小麦一年两熟轮作区, 畜禽肥水施用过程中应避免直接撒施, 最好将肥水注射到表层土壤(5~10 cm)中, 降低土壤氨挥发损失。

在玉米-小麦轮作农田土壤中, 土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 是作物吸收利用的主要氮素形态, 其在土壤剖面上的分布受施氮量、灌溉和降水等因素影响^[24]。研究表明, 长期过量施氮导致 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 在土壤中累积, 且随着施氮量的增加而显著增加, 严重威胁地下水的安全^[32]。在本研究中, 尿素或猪场肥水表施或注射(5~10 cm)施用导致 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 集中在 0~20 cm 土层, 而富集在表层的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 在灌溉或降水等作用下均可向深层土壤迁移, 从而产生以下现象: 随土壤的加深(主要 80 cm 以下), 土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量逐渐升高; 然而, 猪场肥水氮素不同替代率施用处理间无明显差异。玉米和小麦收获后 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 在土壤剖面的分布趋势并未保持一致, 其原因可能是在玉米生长中后期, 试验所在地降水量过大, 大量 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 被淋溶到深层土壤, 而小麦生长中后期降水量低, 大量 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 保留在 60 cm 土层以上土壤中。同时, 该试验区常年耕作深度 < 30 cm, 导致 30~60 cm 土层出现坚硬的犁底层, 从而导致玉米生长所需氮主要取决于 60 cm 以上土层。猪场肥水所含的大量有机、无机物质能够有效协调土壤氮素供应从而降低氮素淋失; 同时猪场肥水中水、氮耦合, 能够对土壤氮残留和淋失起到相互促进或制约的影响^[33]。在本研究中, 在玉米和小麦收获后, 猪

场肥水施用处理的土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 残留量均在一定程度上高于尿素施用处理, 这与杨军等^[33]和社会英等^[34]研究结果一致。土壤胶体对 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 吸附能力比较弱, 过量施氮导致大量 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 累积在土壤剖面, 并在不合理灌溉或暴雨作用下向下淋溶。社会英等^[34]发现, 在玉米-小麦轮作体系中, 20 $\text{kg(N)}\cdot\text{hm}^{-2}$ 的畜禽肥水氮投入导致 80~100 cm 土层积累大量 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (~18 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)。而本研究玉米-小麦轮作周期总施氮量远高于 320 $\text{kg(N)}\cdot\text{hm}^{-2}$, 因此, 在该体系下 420 $\text{kg(N)}\cdot\text{hm}^{-2}$ 的氮投入量存在较大的环境风险。

3.2 施用猪场肥水对作物产量、氮素利用率和氮素表观平衡的影响

猪场肥水中含有丰富的水溶性有机质和氮、磷、钾等活性养分, 能够被土壤微生物直接吸收利用, 利于后茬作物根际土壤微生物活性的提高和土壤氮、磷和钾等养分的有效形态转化; 同时, 土壤微生物能够将作物来不及吸收利用的部分养分转化成有机形态, 当作物对养分需求增加时, 土壤微生物能够将其所固定的养分释放出来, 以供作物生长所需, 进而利于作物对养分的吸收及其产量的提高^[34-37]。猪场肥水施用的同时, 向农田土壤输入大量水资源, 既节省水资源, 又利于种子的发芽和出苗。本研究表明, 与尿素施用处理相比, 猪场肥水施用处理, 特别是 25%WI, 能够显著提高玉米和小麦籽粒产量。Martínez 等^[36]研究也表明随着猪场废水灌溉量的增加, 玉米产量逐渐增加, 且当猪场废水灌溉氮带入量为 200 $\text{kg(N)}\cdot\text{hm}^{-2}$ 时, 玉米产量最高; 社会英等^[7]也发现, 猪场肥水灌溉氮带入量为 240 $\text{kg(N)}\cdot\text{hm}^{-2}$ 时, 小麦产量最高。本研究中, 与尿素施用处理相比, 猪场肥水施用处理也能提高作物对氮的吸收利用。陶晓婷等^[6]研究发现, 施用猪场肥水灌溉能够有效提高小麦与氮素供应水平密切相关的叶片 SAPD 值和植株含氮量。因此, 向农田施用猪场肥水能够在一定程度上提高作物产量、促进氮素利用。

氮肥农学效率、氮肥偏生产力和氮肥表观利用率是衡量氮素效率的常用指标, 从不同方面描述作物对氮素的吸收利用^[38]。Dobermann^[38]认为粮食作物氮肥农学效率为 10~30 $\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、氮肥偏生产力为 40~70 $\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和氮肥表观利用率为 30%~50%较为适宜。在本研究中, 25%WI 和 50%WI 处理的夏玉米生育期氮肥农学效率、氮肥偏生产力和氮肥表观利用率介于上述适宜范围内, 而其余各处理均低于以上范围(除 50%WB 处理的氮肥农学效率和氮肥表观利用率), 说明在玉米生育期 180 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 的施氮量下,

猪场肥水替代 25%和 50%尿素氮注射施用能够获得较好的养分效率;然而,在小麦生育期氮肥农学效率、氮肥偏生产力和氮肥表观利用效率均低于上述适宜范围,因此,在小麦生育期 240 kg·hm⁻²的施氮量下,无论采用何种施肥措施,都不能取得较好的养分效率,尽管猪场肥水替代 25%N 和 50%N 尿素氮注射施用的氮肥农学效率、氮肥偏生产力和氮肥表观利用率明显高于其他处理。猪场肥水注射施用之所以能够较其他施肥措施提高作物氮素利用率,是因为注射技术将肥水施入到 5~10 cm 土层,能够最大程度降低土壤氮挥发等氮损失,进而为作物提供生长必需的水分和养分,利于作物的发芽和前期生长。张福锁等^[39]报道中国玉米平均施氮量为 162 kg·hm⁻²,产量、氮肥农学效率、氮肥偏生产力和氮肥表观利用效率分别为 7.05 Mg·hm⁻²、9.8 kg·kg⁻¹和 51.6 kg·kg⁻¹和 26.1%;小麦平均施氮量为 169 kg·hm⁻²,而产量、氮肥农学效率和氮肥偏生产力分别为 5.72 Mg·hm⁻²、8.0 kg·kg⁻¹、43.0 kg·kg⁻¹和 28.2%。在本研究中,玉米生育期各施肥处理的玉米籽粒产量均高于 7.05 Mg·hm⁻²,25%WB、50%WB、25%WI 和 50%WI 的氮肥农学效率高于 9.8 kg·kg⁻¹,氮肥表观利用率高于 26.1%,然而,各处理的氮肥偏生产力均低于 51.6 kg·kg⁻¹,小麦生育期各施肥处理的小麦籽粒产量均高于 5.72 Mg·hm⁻²,而各处理的氮肥农学效率均低于 8.0 kg·kg⁻¹,氮肥偏生产力低于 43.0 kg·kg⁻¹,而氮肥表观利用率亦低于 28.2%。其原因可能有两点:第一,施氮量过高(玉米和小麦生育期分别为 240 kg·hm⁻²和 180 kg·hm⁻²);第二,试验开始前土壤矿质氮累积量过高(197.8 kg·hm⁻²),导致不施肥对照区作物生物量和氮素携出量过高。因此,在该区玉米-小麦轮作生产中,无论采取直接施用尿素,还是施用猪场肥水,都应适当降低氮素投入量;同时在施氮量一致的情况下,采用猪场肥水替代尿素注射施用能够获得较高的氮素利用效率。

分析农田土壤-作物系统氮素平衡状况,既能掌握作物对氮素施用的响应,又能了解土壤氮素盈余状况及肥料氮的去向,进而为指导农业生产提供理论依据。有研究表明,土壤矿质氮的作物有效性随着土壤深度的增加而逐渐降低,且 0~100 cm 土体中的矿质氮能够被玉米和小麦根系直接吸收利用,而 100 cm 土层以下矿质氮难以被作物吸收利用,最终只能通过淋失进入地下水,或通过深层反硝化作用脱氮^[40]。因此,本研究采取 0~100 cm 土体作为计算对象,对玉米-小麦一年两熟轮作体系农田土壤-作

物系统的氮素平衡进行分析。对照处理氮盈余最低,且氮挥发损失之外其他形式氮损失小于 0。石德杨等^[41]在土壤高残留氮条件下夏玉米生育期矿化氮可达 184 kg(N)·hm⁻²。因此,本研究中,CK 处理其他形式氮损失量可能为土壤有机氮矿化所致。在本研究尿素和猪场肥水施用各处理中,25%WI 处理的作物氮素吸收量最高,氮盈余最低,然而 0~100 cm 土体残留矿质氮累积量仍维持在较高水平,同时,50%WI 处理的作物籽粒产量、氮素吸收量和氮盈余均与 25%WI 无显著差异,表明猪场肥水替代 25%和 50%尿素氮注射施用利于作物生长和土壤氮素平衡的维持。由于本研究结果仅为 1 年的田间试验结果,对猪场肥水注射施用下氮素替代比率及作物氮素吸收利用等尚需进一步验证。

另外,在灌溉条件不完善的条件下,向农田注射施用猪场肥水能够为种子发芽提供必须的水分和养分,特别是玉米播种期。此外,采用猪场肥水替代尿素氮施用,既能降低生产成本,提高经济效益,又能为规模化生猪养殖场解决废水问题,进而利于农牧的协调发展,因此,在不降低土壤质量的前提下,综合作物产量、土壤(0~100 cm)-作物系统氮素表观平衡,猪场肥水替代 25%和 50%尿素氮注射施用是华北平原猪场肥水施用的最佳施用方式。

4 结论

与不施肥处理相比,施用尿素和猪场肥水均可显著提高玉米、小麦产量和籽粒氮吸收量,且猪场肥水替代 25%和 50%尿素氮注射施用的增幅显著高于其他处理。与尿素表施相比,尿素注射施用、肥水表施和注射施用在玉米和小麦基肥期的土壤氮损失总量均可显著降低,且猪场肥水替代 50%尿素氮注射施用降幅最大;相反,农学利用效率、氮肥偏生产力和氮肥表观利用率显著提高,且表现为肥水注射施用>肥水表施>尿素注射施用>尿素表施,而猪场肥水替代 25%和 50%尿素氮注射施用之间无显著差异。在玉米-小麦轮作周期内土壤(0~100 cm)-作物系统中,与尿素表施相比,尿素注射施用和猪场肥水施用,特别是猪场肥水替代 25%和 50%尿素氮注射施用能够显著降低系统氮损失和氮盈余。因此,在华北平原玉米-小麦高度集约化轮作区,猪场肥水最佳施用方式为替代 25%和 50%尿素氮注射施用。

参考文献 References

- [1] BAI Z H, MA L, JIN S Q, et al. Nitrogen, phosphorus, and potassium flows through the manure management chain in China[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(24):

- 13409–13418
- [2] WANG Y, DONG H M, ZHU Z P, et al. Mitigating greenhouse gas and ammonia emissions from swine manure management: A system analysis[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(8): 4503–4511
- [3] SCHLEGEL A J, ASSEFA Y, BOND H D, et al. Changes in soil nutrients after 10 years of cattle manure and swine effluent application[J]. *Soil and Tillage Research*, 2017, 172: 48–58
- [4] VETSCH J A, SCHERDER E F, RUEN D C. Does liquid swine manure application timing and nitrpyrin affect corn yield and inorganic soil nitrogen?[J]. *Agronomy Journal*, 2017, 109(5): 2358–2370
- [5] HAO X J, ZHANG T Q, WANG Y T, et al. Soil test phosphorus and phosphorus availability of swine manures with long-term application[J]. *Agronomy Journal*, 2018, 110(5): 1943–1950
- [6] 陶晓婷, 朱正杰, 高威, 等. 规模化猪场处理废水与化肥配施对小麦氮素吸收利用的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2014, 33(3): 555–561
- TAO X T, ZHU Z J, GAO W, et al. Nitrogen uptake and utilization in wheat as influenced by pig slurry from large-scale pig farm[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(3): 555–561
- [7] 社会英, 冯洁, 张克强, 等. 牛场肥水灌溉对冬小麦产量与氮利用效率及土壤硝态氮的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2016, 22(2): 536–541
- DU H Y, FENG J, ZHANG K Q, et al. Effects of dairy effluents irrigation on yield and nitrogen use efficiency of winter wheat and soil nitrate nitrogen[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2016, 22(2): 536–541
- [8] ARONSSON H, LIU J, EKRE E, et al. Effects of pig and dairy slurry application on N and P leaching from crop rotations with spring cereals and forage leys[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2014, 98(3): 281–293
- [9] GIROTTO E, CERETTA C A, LOURENZI C R, et al. Nutrient transfers by leaching in a no-tillage system through soil treated with repeated pig slurry applications[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2013, 95(1): 115–131
- [10] GONZATTO R, AITA C, BÉLANGER G, et al. Response of no-till grain crops to pig slurry application methods and a nitrification inhibitor[J]. *Agronomy Journal*, 2017, 109(4): 1687–1696
- [11] AITA C, GONZATTO R, MIOLA E C C, et al. Injection of dicyandiamide-treated pig slurry reduced ammonia volatilization without enhancing soil nitrous oxide emissions from no-till corn in southern Brazil[J]. *Journal of Environment Quality*, 2014, 43(3): 789–800
- [12] PIETZNER B, RÜCKNAGEL J, KOBLENZ B, et al. Impact of slurry strip-till and surface slurry incorporation on NH₃ and N₂O emissions on different plot trials in central Germany[J]. *Soil and Tillage Research*, 2017, 169: 54–64
- [13] CONGREVES K A, GRANT B B, DUTTA B, et al. Predicting ammonia volatilization after field application of swine slurry: DNDC model development[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2016, 219: 179–189
- [14] JING Q, JÉGO G, BÉLANGER G, et al. Simulation of water and nitrogen balances in a perennial forage system using the STICS model[J]. *Field Crops Research*, 2017, 201: 10–18
- [15] HERNÁNDEZ D, POLO A, PLAZA C. Long-term effects of pig slurry on barley yield and N use efficiency under semiarid Mediterranean conditions[J]. *European Journal of Agronomy*, 2013, 44: 78–86
- [16] MORENO-GARCÍA B, GUILLÉN M, QUÍLEZ D. Response of paddy rice to fertilisation with pig slurry in Northeast Spain: Strategies to optimise nitrogen use efficiency[J]. *Field Crops Research*, 2017, 208: 44–54
- [17] PLAZA-BONILLA D, CANTERO-MARTÍNEZ C, BARECHE J, et al. Do no-till and pig slurry application improve barley yield and water and nitrogen use efficiencies in rainfed Mediterranean conditions?[J]. *Field Crops Research*, 2017, 203: 74–85
- [18] 刘学军, 赵紫娟, 巨晓棠, 等. 基施氮肥对冬小麦产量、氮肥利用率及氮平衡的影响[J]. *生态学报*, 2002, 22(7): 1122–1128
- LIU X J, ZHAO Z J, JU X T, et al. Effect of N application as basal fertilizer on grain yield of winter wheat, fertilizer N recovery and N balance[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(7): 1122–1128
- [19] 杨晓卡, 米慧玲, 高韩钰, 等. 不同栽培模式对冬小麦-夏玉米轮作系统产量、氮素累积和平衡的影响[J]. *应用生态学报*, 2016, 27(6): 1935–1941
- YANG X K, MI H L, GAO H Y, et al. Effects of different cultivation patterns on yield, nitrate accumulation and nitrogen balance in winter wheat and summer maize rotation system[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2016, 27(6): 1935–1941
- [20] JU X T, XING G X, CHEN X P, et al. Reducing environmental risk by improving N management in intensive Chinese agricultural systems[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2009, 106(9): 3041–3046
- [21] PAN D, KONG F B, ZHANG N, et al. Knowledge training and the change of fertilizer use intensity: Evidence from wheat farmers in China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2017, 197: 130–139
- [22] LIU Z, GAO J, GAO F, et al. Integrated agronomic practices management improve yield and nitrogen balance in double cropping of winter wheat-summer maize[J]. *Field Crops Research*, 2018, 221: 196–206
- [23] SUN L Y, WU Z, MA Y C, et al. Ammonia volatilization and atmospheric N deposition following straw and urea application from a rice-wheat rotation in southeastern China[J]. *Atmospheric Environment*, 2018, 181: 97–105
- [24] 石鹏飞, 郑媛媛, 赵平, 等. 华北平原种养一体规模化农场氮素流动特征及利用效率——以河北津龙循环农业园区为例[J]. *应用生态学报*, 2017, 28(4): 1281–1288
- SHI P F, ZHENG Y Y, ZHAO P, et al. Nitrogen flow characteristic and use efficiency in mixed crop-livestock system in North China Plain: Hebei Jinlong circular agriculture farm as an example[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2017,

- 28(4): 1281–1288
- [25] 苏芳, 丁新泉, 高志岭, 等. 华北平原冬小麦-夏玉米轮作体系氮肥的氮挥发[J]. 中国环境科学, 2007, 27(3): 409–413
SU F, DING X Q, GAO Z L, et al. Ammonia volatilization from nitrogen fertilization of winter wheat-summer maize rotation system in the North China Plain[J]. *China Environmental Science*, 2007, 27(3): 409–413
- [26] 董文旭, 吴电明, 胡春胜, 等. 华北山前平原农田氮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]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2011, 19(5): 1115–1121
- [27] 郑凤霞, 董树亭, 刘鹏, 等. 长期有机无机肥配施对冬小麦籽粒产量及氮挥发损失的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2017, 23(3): 567–577
ZHENG F X, DONG S T, LIU P, et al. Effects of combined application of manure and chemical fertilizers on ammonia volatilization loss and yield of winter wheat[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2017, 23(3): 567–577
- [28] THOMPSON R B, PAIN B F, REES Y J. Ammonia volatilization from cattle slurry following surface application to grassland[J]. *Plant and Soil*, 1990, 125(1): 119–128
- [29] 陈效民, 吴华山, 孙静红. 太湖地区农田土壤中铵态氮和硝态氮的时空变异[J]. 环境科学, 2006, 27(6): 1217–1222
CHEN X M, WU H S, SUN J H. Time-spatial variability of ammonium and nitrate in farmland soil of Taihu Lake region[J]. *Environmental Science*, 2006, 27(6): 1217–1222
- [30] MARTINES A M, NOGUEIRA M A, SANTOS C A, et al. Ammonia volatilization in soil treated with tannery sludge[J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(12): 4690–4696
- [31] SUBKE J, HAHN V, BATTIPAGLIA G, et al. Feedback interactions between needle litter decomposition and rhizosphere activity[J]. *Oecologia*, 2004, 139(4): 551–559
- [32] BASSO B, RITCHIE J T. Impact of compost, manure and inorganic fertilizer on nitrate leaching and yield for a 6-year maize-alfalfa rotation in Michigan[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2005, 108(4): 329–341
- [33] 杨军, 张蕾, 张克强, 等. 猪场废水灌溉对潮土硝态氮含量变化的影响[J]. 农业工程学报, 2009, 25(5): 35–39
YANG J, ZHANG L, ZHANG K Q, et al. Effects of irrigation with piggery wastewater on nitrate nitrogen dynamics in fluvio-aquatic soil[J]. *Transactions of the CSAE*, 2009, 25(5): 35–39
- [34] 社会英, 冯洁, 郭海刚, 等. 麦季牛场肥水灌溉对冬小麦-夏玉米轮作土壤氮素平衡的影响[J]. 农业工程学报, 2015, 31(3): 159–165
DU H Y, FENG J, GUO H G, et al. Effects of dairy effluents irrigation on N balance in soil under winter wheat-summer maize rotation system[J]. *Transactions of the CSAE*, 2015, 31(3): 159–165
- [35] LALOR S T J, SCHRÖDER J J, LANTINGA E A, et al. Nitrogen fertilizer replacement value of cattle slurry in grassland as affected by method and timing of application[J]. *Journal of Environment Quality*, 2011, 40(2): 362
- [36] MARTÍNEZ E, MARESMA A, BIAU A, et al. Long-term effects of pig slurry combined with mineral nitrogen on maize in a Mediterranean irrigated environment[J]. *Field Crops Research*, 2017, 214: 341–349
- [37] 彭少兵, 黄见良, 钟旭华, 等. 提高中国稻田氮肥利用率的研究策略[J]. 中国农业科学, 2002, 35(9): 1095–1103
PENG S B, HUANG J L, ZHONG X H, et al. Research strategy in improving fertilizer-nitrogen use efficiency of irrigated rice in China[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2002, 35(9): 1095–1103
- [38] DOBERMANN A R. Nitrogen use efficiency — State of the art[C]//IFA International Workshop on Enhanced Efficiency Fertilizers. Frankfurt, Germany, 2005
- [39] 张福锁, 王激清, 张卫峰, 等. 中国主要粮食作物肥料利用率现状与提高途径[J]. 土壤学报, 2008, 45(5): 915–924
ZHANG F S, WANG J Q, ZHANG W F, et al. Nutrient use efficiencies of major cereal crops in China and measures for improvement[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45(5): 915–924
- [40] 刘学军, 巨晓棠, 张福锁. 减量施氮对冬小麦-夏玉米种植体系中氮利用与平衡的影响[J]. 应用生态学报, 2004, 15(3): 458–462
LIU X J, JU X T, ZHANG F S. Effect of reduced N application on N utilization and balance in winter wheat-summer maize cropping system[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2004, 15(3): 458–462
- [41] 石德杨, 张海艳, 董树亭. 土壤高残留氮条件下施氮对夏玉米氮素平衡、利用及产量的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2013, 19(1): 37–44
SHI D Y, ZHANG H Y, DONG S T. Effects of nitrogen application on nitrogen balance and use efficiency and yield of summer maize in soil with high residual nitrogen[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2013, 19(1): 37–44