

聚天冬氨酸添加对猪场废水灌溉土壤氮迁移的影响研究

马灿灿^{1,2}, 杜臻杰^{1,3,4*}, 白芳芳^{1,2,4}, 余映军^{1,2}, 崔嘉欣^{1,2}, 齐学斌^{1,3*}

(1.中国农业科学院 农田灌溉研究所, 河南 新乡 453002; 2.中国农业科学院 研究生院, 北京 100081;
3.农业农村部农产品质量安全水环境因子风险评估实验室, 河南 新乡 453002;
4.中国农业科学院 河南新乡农业水土环境野外科学观测试验站, 河南 新乡 453002)

摘 要: 【目的】探究在等氮投入的清水和猪场废水处理下, 添加不同质量分数的聚天冬氨酸(PASP)对土壤无机氮、pH 值及 EC 值的影响。【方法】采用室内恒温培养试验, 两因素完全随机区组设计, 设置 PASP 质量分数(P0: 0%PASP、P1: 2.5%PASP、P2: 5.0%PASP、P3: 7.5%PASP)、水质(W0: 清水、W1: 稀释 10 倍猪场废水、W2: 稀释 5 倍猪场废水)以及不施肥不加 PASP 的对照组(CK), 共 13 个处理。【结果】添加 PASP 处理可降低培养前期土壤无机氮量, 增加后期无机氮量, 其中稀释 5 倍猪场废水处理添加 7.5%PASP 效果更为显著。W0 条件下, P2、P3 处理在培养前期土壤 NO_3^- -N 量分别减少 21.63、10.46 mg/kg; NH_4^+ -N 量培养前期显著降低 7.39%~49.37%, 并在培养后期其量高于 P0 处理的 1.41~48.07 倍。W1 条件下, 培养前期 P1、P2、P3 处理 NO_3^- -N 量均低于 P0 处理, 减少值介于 5.11~25.52 mg/kg; W2 条件下, 添加 PASP 处理均增加了土壤 NO_3^- -N 量, 增加值介于 5.91~22.70 mg/kg, 到培养中后期 8~36 d 期间, 添加 PASP 各处理均比 P0 处理的 NO_3^- -N 量增加 14.6%~16.10%。W1、W2 处理条件下, 添加 PASP 均增加了培养后期 NH_4^+ -N 量, 其中 P2、P3 处理差异达到显著。与 CK 相比, 施氮处理可降低土壤 pH 值; 猪场废水和添加 PASP 对 pH 值无显著影响。猪场废水处理的土壤 EC 值显著高于清水处理, 增幅在 60.15%~69.76% 之间。【结论】与等氮清水处理相比, 猪场废水处理添加 7.5%PASP 可降低培养前期无机氮量, 增加后期无机氮量, 有利于提高氮素利用率, 降低氮损失量, 尤其是稀释 5 倍猪场废水趋势更为显著。

关键词: 聚天冬氨酸; 猪场废水; 室内培养; 无机氮; pH; EC

中图分类号: S156; X71

文献标志码: A

doi: 10.13522/j.cnki.gggs.2021608

OSID:



马灿灿, 杜臻杰, 白芳芳, 等. 聚天冬氨酸添加对猪场废水灌溉土壤氮迁移的影响研究[J]. 灌溉排水学报, 2022, 41(5): 55-63.

MA Cancan, DU Zhenjie, BAI Fangfang, et al. The Effects of Polyaspartic Acid Amendment on Nitrogen Dynamics in Soil Irrigated with Piggery Wastewater[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2022, 41(5): 55-63.

0 引言

【研究意义】近年来, 随着我国规模化养猪场迅速发展, 产生了大量的猪场养殖废水, 猪场废水中重金属量较低, 且含有较高的养分, 将其无害化处理后作为替代“水肥”源还田利用是条经济可行的途径, 也符合国家种养结合的政策, 因此受到越来越多的关注^[1]。我国氮肥投入量是欧洲国家的 2 倍^[2], 但过量投入氮肥不仅会引起氨挥发、氮淋失等损失对环境造成污染, 而且由于土壤供氮量与作物需氮量不同步, 使得氮素利用率低下^[3]。因此, 减少氮肥投入量、提高氮素利用率对环境污染和作物吸收具有重要意义。【研究进展】猪场废水中含有丰

富的氮源, 能够为作物生长提供必要的养分。杜臻杰等^[4]研究发现, 与等氮投入清水灌溉处理相比, 猪场废水灌溉显著提高作物吸氮量及土壤氮矿化量; 陶晓婷等^[5]发现, 猪场废水与氮肥合理配施可提高小麦植株氮素累积量和氮肥利用率; 任立军等^[6]研究表明, 有机肥配施化肥更能保证作物中后期养分的充足供应。Tang 等^[7]研究表明, 有机肥替代部分氮肥不仅可以提高蔬菜产量, 而且提高 SOC 量并减少温室气体的排放量。但也有一些学者认为^[8-9]猪场废水灌溉增加了氨挥发量和氮素的损失率。聚天冬氨酸(PASP)是一种无毒、具有可生物降解及富集离子的高分子氨基酸材料^[10], 在水处理过程中、医学及日化用品方面已被广泛应用^[11-12]。同时, 在农业生产中, 一定量的聚天冬氨酸可富集氮、钾等养分, 其作为环境友好型肥料增效剂来提高肥料有效性方面的研究备受国内外学者关注^[13]。谢方森等^[14]研究表明尿素水解释放的 NH_4^+ 易被 PASP 吸附, 相比普通尿素, PASP 尿素释放养分更加平稳且有更长的持

收稿日期: 2021-12-06

基金项目: 国家自然科学基金项目(51779260); 中国农业科学院科技创新工程(ASTIP202101); 河南省科技攻关计划项目(192102110051)

作者简介: 马灿灿(1994-), 女, 河南新乡人。硕士研究生, 主要从事农业水资源安全利用研究。E-mail: 401578543@qq.com

通信作者: 齐学斌(1963-), 男, 陕西户县人。研究员, 主要从事农业水资源优化配置研究。E-mail: qxb6301@sina.cn

杜臻杰(1982-)男, 河南新乡人。副研究员, 主要从事农业水资源与水环境研究。E-mail: imdzj11@163.com

久性；陈倩等^[15]研究发现施用 PASP 显著增加作物对氮素的吸收利用率，并降低土壤氮素损失；王娜等^[16]研究表明，在减氮条件下添加 PASP-Ca 可延后一部分 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的时间，并降低田面水氮浓度、提高水稻产量。Wang 等^[17]研究表明，在减氮施用下，PASP 主要通过提高硝化还原酶活性来促进玉米幼苗生长、增加氮素的积累从而提高玉米氮素利用率。【切入点】综上所述，前人在猪场废水灌溉和添加 PASP 对土壤、作物的氮利用率和减少氮素损失等方面有了一定程度的研究，但多集中于单一猪场废水灌溉条件或清水灌溉施用 PASP 方面。经厌氧发酵处理后的猪场废水中含有较高铵态氮量，添加 PASP 会对猪场废水灌溉土壤氮素的矿化、固持等转化过程产生影响，进而影响土壤的氮素利用效率，目前对于猪场废水灌溉下聚天冬氨酸的应用还未系统地研究。【拟解决的关键问题】本

研究采用室内恒温培养试验，研究在等氮投入的清水和猪场废水处理下，添加不同质量分数的 PASP 对土壤铵态氮、硝态氮、表观硝化率、pH 值及 EC 值的影响，以期安全利用猪场废水、提高氮素利用率以及阻控土壤氮素损失提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

试验于 2020 年 12 月在中国农业科学院农田灌溉研究所进行。供试土壤采自中国农业科学院新乡综合实验基地，取土深度为 0~20 cm，自然风干后，混合均匀，磨细过 2 mm 筛。供试土壤为沙壤土，主要理化性状详见表 1。试验所用的猪场废水取自新乡市盛达牧业有限公司经大型微生物厌氧发酵处理的猪场废水，水质见表 2。

表 1 供试土壤基本理化性状

Table 1 Basic physical and chemical properties of test soil

土壤类型	体积质量/ (g cm^{-3})	$EC_{(1:5)}/$ ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	有机质量/%	速效磷量/ (mg kg^{-1})	速效钾量/ (mg kg^{-1})	硝态氮量/ (mg kg^{-1})	铵态氮量/ (mg kg^{-1})	pH 值
沙壤土	1.40	155.3	2.06	66.91	226	35.16	9.55	8.08

表 2 供试水样水质

Table 2 The chemical properties of water

水质	pH 值	$EC/(\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1})$	铵态氮量/(mg L^{-1})	硝态氮量/(mg L^{-1})	TN 量/(mg L^{-1})	COD 量/(mg L^{-1})
清水	8.06	238	0.02	1	1.5	<15
猪场废水	7.25	960	3.75	>50	47.67	85.5

1.2 试验设计

设 2 种灌溉水质（清水和经厌氧发酵处理后的猪场废水），猪场废水设 2 种灌水浓度（W1：稀释 10 倍、W2：稀释 5 倍），设 4 种 PASP 质量分数（P0：0%PASP、P1：2.5%PASP、P2：5.0%PASP、P3：7.5%PASP），共计 13 个处理（表 3）。每个处理重复 7 次，共计 104 个样品，其中 2.5%、5.0% 和 7.5%PASP 指添加聚天冬氨酸的量与施用肥料总氮量的百分比，即每 100 g 氮中添加 2.5、5.0、7.5 g 聚天冬氨酸。

采用好气室内恒温培养试验，分别称取过 2 mm 筛的风干土 150 g 放入 250 mL 的容器中，以溶液形式加入尿素与不同用量的 PASP，调节土壤水分田间持水率的 60%，供试土壤的田间持水率为 27.03%（质量含水率），风干土含水率为 2.44%，土壤体积质量为 1.4 g/cm^3 ，150 g 土的灌水量为 20.64 mL，用封口膜封住容器上方，并在上方留 10 个小孔保持通气，放入 25 °C 培养箱中恒温培养，期间每 3 天称质量，并采用称质量法喷补失水。加水前，每个处理根据目标氮投入量（107.14 mg/kg）一次性补充氮肥，其中猪场废水处理，先减去不同浓度废水中的含氮量，再对应补充氮肥，具体施肥量参照表 3，试验用肥为

含氮量为 46.3% 的尿素。

表 3 试验处理

Table 3 Experiment treatments

处理	水质	施肥量	PASP 质量分数	处理组合
CK	清水	不施肥	0	空白
W0P0	清水	尿素 (34.651 mg)	0	清水+尿素
W0P1			2.5%	清水+尿素+2.5%PASP
W0P2			5.0%	清水+尿素+5.0%PASP
W0P3			7.5%	清水+尿素+7.5%PASP
W1P0	稀释 10 倍的 猪场废水	尿素 (32.585 mg)	0	废水+尿素
W1P1			2.5%	废水+尿素+2.5%PASP
W1P2			5.0%	废水+尿素+5.0%PASP
W1P3			7.5%	废水+尿素+7.5%PASP
W2P0	稀释 5 倍的 猪场废水	尿素 (30.456 mg)	0	废水+尿素
W2P1			2.5%	废水+尿素+2.5%PASP
W2P2			5.0%	废水+尿素+5.0%PASP
W2P3			7.5%	废水+尿素+7.5%PASP

1.3 测定方法

于培养后第 1、2、4、8、15、22 天和第 36 天 7 次破坏性取样，将容器中的土样全部取出放入风干盘中，充分混匀后分为 3 份作为 3 次重复，采用鲜土测定含水率、铵态氮、硝态氮，剩余土风干用于测定

pH 值、EC。土壤含水率：采用烘干法测定；土壤 pH 值：采用 THERMO ORION 3-Star 精密台式 pH 计测定（土水比为 1:5）；土壤电导率：采用 DDB-303A 型便携式电导率仪测定（土水比为 1:5）；土壤硝态氮、铵态氮：称取 5 g 的鲜土于塑料瓶中，加入 25 mL 0.01 mol/L 的 CaCl₂ 溶液，振荡 30 min 后立即过滤，利用德国 BRAN LUEBBE AA3 连续流动分析仪测定。

1.4 计算方法

土壤表观硝化率 = $\text{NO}_3^- \text{-N} / (\text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NH}_4^+ \text{-N}) \times 100\%$
 式中： $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 为同处理下各土壤样品中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 量（mg/kg）。

1.5 数据处理方法

采用 SPSS 23.0 统计软件对试验数据进行双因素

方差分析，Duncun 法进行显著性检验，显著性水平为 $P < 0.05$ ；用 Microsoft Excel 2016 作图。

2 结果与分析

2.1 不同处理对土壤无机氮量的影响

2.1.1 土壤 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 量的变化

在整个培养期间，各处理的土壤铵态氮量变化趋势一致，均随着培养时间的增加呈减少趋势，且在 1~8 d 下降幅度较大，8~36 d 变化趋势平缓。不同处理对土壤铵态氮量的影响不同，通过对土壤 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 量的多重比较与方差分析（表 4），表明水质、添加 PASP 质量分数及二者的交互作用均极显著影响土壤 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 量。

表 4 不同处理下土壤 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的多重比较及方差分析

处理	培养时间/d						mg/kg
	1	2	4	8	15	36	
CK	19.89±1.63a	20.42±0.98a	12.22±0.78a	0.78±0.05f	1.06±0.33b	0.43±0.22defg	
W0P0	17.92±0.84b	16.65±0.41b	10.33±0.56b	1.54±0.30de	1.05±0.15b	0.40±0.25efg	
W0P1	12.00±0.72gh	15.42±1.57bc	9.17±0.04bc	1.10±0.37ef	1.15±0.34b	0.87±0.45bcde	
W0P2	20.37±1.35a	14.62±0.43c	9.43±0.95b	1.87±0.40cd	1.20±0.12b	1.64±0.66a	
W0P3	16.51±0.39cd	11.54±0.84de	9.68±0.32b	1.26±0.27ef	0.97±0.21b	0.11±0.05fg	
W1P0	14.97±0.55ef	10.19±0.70ef	9.79±0.07b	1.43±0.10de	1.02±0.35b	0.02±0.04g	
W1P1	13.51±0.03g	16.04±0.37bc	7.81±0.07de	1.33±0.22e	0.91±0.09b	0.13±0.05fg	
W1P2	20.60±0.10a	11.67±0.76de	6.59±0.40efg	2.16±0.18c	0.90±0.12b	1.09±0.05abcd	
W1P3	17.67±0.27bc	9.91±0.53f	6.29±0.18fg	2.14±0.08c	0.89±0.05b	1.12±0.12abc	
W2P0	11.27±1.01h	9.51±0.73f	7.75±0.36de	2.84±0.24b	1.01±0.03b	0.52±0.90cdefg	
W2P1	19.63±0.62a	12.78±0.03d	8.04±1.24cd	1.90±0.46cd	1.10±0.14b	0.77±0.21bcdef	
W2P2	15.44±0.39de	10.46±1.56ef	7.60±0.30def	2.27±0.34c	3.46±0.37a	1.28±0.17ab	
W2P3	13.71±0.68fg	9.39±0.57f	6.21±1.86g	4.01±0.30a	3.60±0.25a	0.97±0.09bcde	
P0	14.72±2.97c	12.12±3.46b	9.29±1.23a	1.94±0.71b	1.03±0.19b	0.32±0.52c	
P1	15.04±3.53c	14.75±1.70a	8.34±0.89b	1.44±0.48c	0.99±0.16b	0.59±0.43bc	
P2	18.80±2.62a	12.25±2.06b	7.87±1.35bc	2.10±0.33b	1.84±1.25a	1.34±0.42a	
P3	15.96±1.81b	10.28±1.13c	7.39±1.96c	2.47±1.23a	1.89±1.29a	0.73±0.48b	
W0	16.70±0.197A	14.56±2.13A	9.65±0.67A	1.44±0.42C	1.09±0.21B	0.76±0.70A	
W1	16.69±0.197A	11.95±2.61B	7.62±1.45B	1.77±0.43B	0.93±0.17B	0.59±0.54A	
W2	15.01±0.197B	10.54±1.62C	7.40±1.22B	2.76±0.88A	2.29±1.31A	0.89±0.50A	
W	24.367***	72.342***	33.059***	65.379***	143.1***	1.929	
P	66.773***	43.88***	10.521***	19.073***	47.435***	12.435***	
W×P	78.168***	11.162***	3.926**	10.85***	42.832***	3.792**	

与未添加 PASP 处理相比，添加 PASP 处理在 1~4 d 显著降低了 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 量，在第 8 天后，添加 PASP 处理的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 量显著高于未添加 PASP 处理。结合 PASP 的分子结构分析^[17]，添加 PASP 可很快吸附土壤中的 NH_4^+ ，而随着培养时间的延长，后期再释放出 NH_4^+ ，使得 PASP 处理的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 量有所增高。等氮投入清水处理中，培养 1~4 d，添加 PASP 处理的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 量显著降低 7.39%~49.37%，随添加 PASP 质量分数的增加， $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 量减少的幅度增大；在培养第 36 天结束后，P2 处理的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 量显著高于其他处理。高浓度猪场废水处理中，在培养前期 1~4 d，

随 PASP 质量分数增加 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 量呈递减趋势，其中 P2、P3 处理无显著差异，培养中后期 8~36 d，P2 处理和 P3 处理 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 量显著高于 P0 处理的 1.41~48.07 倍。这说明在此期间 P2、P3 处理对 NH_4^+ 产生了吸附作用，但 P1 处理效果不显著，表明 PASP 质量分数越大吸附 NH_4^+ 越多。

在添加同一 PASP 质量分数时，在整个培养期间，猪场废水处理 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 量的变化幅度缓于清水处理。培养前 8 天猪场废水处理的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 量低于清水处理，但从第 8 天开始趋势发生了转变，即猪场废水处理的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 量显著高于清水处理，尤其是稀释 5 倍的猪

场废水差异达到极显著性 ($p<0.001$)。但在添加 2.5%PASP 时, 在第 1 天猪场废水处理显著高于清水灌溉, 且随猪场废水浓度增加, 差异性达到极显著水平, 可能是因为经过厌氧发酵后的猪场废水中含有大量的铵态氮, 添加 2.5%PASP 只能吸附很少一部分 NH_4^+ , 因此增加了培养前期土壤铵态氮量。试验表明, 当添加 5.0%PASP 和 7.5%PASP 质量分数时, 与等氮投入的清水处理相比, 猪场废水处理在前期能更好地吸附 NH_4^+ 减少氮损失, 且在培养后期释放出 NH_4^+ -N, 可有效地增加氮肥的时效性。

表 5 不同处理对土壤 NO_3^- -N 的多重比较Table 5 Multiple comparison and variance analysis of soil NO_3^- -N under different treatments

mg/kg

处理	培养时间/d					
	1	2	4	8	15	36
CK	52.56±0.08d	53.87±2.279f	52.28±0.02e	51.04±1.08f	53.57±0.42d	59.93±2.34f
W0P0	132.89±0.18c	163.14±0.23ab	128.8±15.58d	157.81±5.55a	151.57±2.65ab	160.74±1.17a
W0P1	130.55±5.2c	174.79±1.67a	141.09±2.31bcd	138.91±0.2e	143.07±2.21bc	156.28±3.02b
W0P2	139.1±6.21bc	139.22±12.32e	136.24±2.79cd	146.45±3.14bcde	152.84±0.93ab	158.53±0.67ab
W0P3	133.86±8.92bc	158.39±10.36bcd	136.81±12.73cd	145.82±0.25bcde	139.07±6.85c	147.34±3.39d
W1P0	161.79±1.86a	140.89±1.94e	145.2±10.16bcd	153.33±2.14ab	145.78±13.18bc	151.21±1.08cd
W1P1	153.99±1.12a	158.24±4.79bcd	152.54±3.82bc	156.37±0.18a	144.23±8.01bc	155.13±2.77bc
W1P2	137.08±0.24bc	152.59±10.92cde	183.68±16.59a	152.19±1.16ab	138.57±4.97c	137.08±0.24e
W1P3	143.02±4.91b	147.32±3.86de	151.95±10.46bc	141.36±11.1de	151.99±1.48ab	155.6±2.02b
W2P0	136.27±8.08bc	150.22±8.13cde	155.72±8.97b	143.1±1.765cde	138.01±4.92c	156.2±3.92b
W2P1	154.02±4.30a	139.7±1.56e	154.87±1.63b	150.71±3.18abc	157.97±6.56a	157.22±3.04ab
W2P2	158.97±6.21a	169.8±1.81ab	142.35±0.44bcd	149.74±0.08abcd	160.24±0.54a	155.53±2.6b
W2P3	142.18±4.09b	161.61±4.65bc	144.73±11.19bcd	155.9±10.74a	157.98±0.02a	159.56±1.58ab
P0	143.65±14.29bc	151.42±10.54	143.238±15.64b	151.41±7.23a	145.12±9.27b	156.05±4.64a
P1	146.18±12.21ab	157.58±15.43	149.50±6.82ab	148.66±7.88a	147.09±10.49b	156.21±2.71ba
P2	151.58±11.17a	153.87±16.70	154.09±23.88a	149.46±3.00a	147.27±10.28b	150.38±10.15b
P3	139.69±7.02c	155.77±8.83	144.50±11.92ab	147.69±10.06a	154.27±2.94a	154.17±5.80a
W0	134.1±6.07C	158.89±15.07A	135.73±9.86C	147.25±7.58A	146.62±6.87B	155.72±5.69A
W1	153.87±11.82A	149.76±8.61B	158.34±18.27A	150.81±7.65A	145.14±8.54B	149.76±7.80B
W2	147.86±10.71B	155.33±8.83AB	149.42±8.74B	149.86±6.78A	153.55±10.05A	157.13±2.95A
W	38.993***	4.672*	16.540***	1.642	7.401**	31.86***
P	7.069**	1.152	2.365	0.902	4.426*	11.466***
W×P	5.247**	11.762***	4.711**	7.492***	6.206***	23.625***

不同 PASP 质量分数对土壤 NO_3^- -N 量的变化有影响。W0 条件下, 与 P0 处理相比, P2、P3 处理在培养前期土壤 NO_3^- -N 量分别减少 21.636、10.46 mg/kg, 培养结束后土壤 NO_3^- -N 无显著差异, 表明 P2、P3 处理培养前期 PASP 吸附一定量的 NH_4^+ 可降低氮矿化量, 从而降低土壤 NO_3^- -N 量, 减少前期氮素反硝化及淋失等风险, 且在培养后期缓慢释放增加其量。W1 条件下, 培养第 2 天, P1、P2、P3 处理 NO_3^- -N 量均低于 P0 处理, 降低值 5.11~25.52 mg/kg, 其中 P3 处理效果最为显著; W1P1 处理和 W1P3 处理 NO_3^- -N 量在培养期间均比较高, 且在培养 36 d 后的土壤 NO_3^- -N 量高于起始量; W1P2 处理在培养第 4 天达到最高值并显著高于其他处理, NO_3^- -N 量的变化趋势呈“Λ”字形。W2 条件下, 与 P0 处理相比,

2.1.2 土壤 NO_3^- -N 量的变化

与 NH_4^+ -N 相比, 土壤 NO_3^- -N 量变化趋势有所不同, 即随培养时间延长 NO_3^- -N 量呈逐渐增加趋势。在整个培养期间, 施氮处理的土壤 NO_3^- -N 量显著高于 CK。通过添加不同处理对土壤 NO_3^- -N 量影响的多重比较与方差分析发现 (表 5), 在培养期间, 水质与 PASP 质量分数的交互作用均极显著的影响土壤 NO_3^- -N 量 ($P<0.01$)。其中在 2~8 d 期间, PASP 质量分数对土壤 NO_3^- -N 量的影响未达到显著水平。

培养 1~2 d 添加 PASP 处理均增加了土壤 NO_3^- -N 量 5.91~22.70 mg/kg, 其中 P1 处理和 P2 处理达到显著差异, 但随 PASP 质量分数升高其增量变小; 到培养中后期 8~36 d, 添加 PASP 各处理相比 P0 处理, NO_3^- -N 量的增加值介于 14.6%~16.10%。

在添加同一质量分数 PASP 时, 等氮投入清水处理的 NO_3^- -N 量峰值出现在第 2 天, 2~4 d 后迅速降低, 4~36 d 期间缓慢增长; 低浓度猪场废水处理在培养第 1 天, 显著高于其他 2 个水质处理, 在第 2 天 NO_3^- -N 量下降, 2~4 d 内迅速增长并在第 4 天达到峰值, 之后随培养时间延长 NO_3^- -N 量逐渐降低; 高浓度猪场废水处理在第 2 天达到峰值后, 在 2~4 d 迅速下降, 随后在 4~36 d 逐渐增加, 其峰值出现在第 36 天。试验表明猪场废水处理显著增加了培养前期的土壤硝

态氮量, P0 条件下, 与等氮投入清水处理相比, 猪场废水处理加速了土壤氮矿化, 使得前期土壤硝态氮量增大, 后期硝态氮量减少, 因此可能会造成前期氮素淋失而后期氮素供应不足的现象。

2.1.3 土壤表观硝化率的变化

土壤表观硝化率表示土壤的硝化程度, 其值越高表示土壤硝化程度越高^[18]。各处理的表观硝化率随培养时间的推移而增大(表 6), 在培养前期 1~8 d 时, 土壤表观硝化率增加趋势较快, 到第 8 天达到稳定, 说明在培养第 8 天时, 各处理均基本完成硝化作用, 结合不同处理土壤铵态氮量变化, 发现土壤表观硝化率与土壤铵态氮负相关。培养结束后, 不同处理的土

壤表观硝化率均在 98%以上, 表明各处理土壤硝化作用均较强, 其中 W0P1 处理土壤硝化强度最高, W2P2 处理土壤表观硝化率最低。与未添加 PASP 处理相比, 添加 PASP 处理可降低土壤表观硝化率, 且降低程度随 PASP 质量分数的升高而增强, 这表明尿素配施 PASP 后, 可有效地抑制土壤铵态氮转化为硝态氮。与等氮投入清水处理相比, 培养 1~8 d 期间, 猪场废水处理土壤表观硝化率明显增加, 而培养后期 8~36 d, 猪场废水处理的土壤表观硝化率低于清水处理, 尤其是高浓度的猪场废水, 可能是因为经厌氧发酵处理后的猪场废水中含有较高的有机物, 为微生物提供更多的碳源, 从而加快氮的硝化作用。

表 6 不同处理对土壤表观硝化率的多重比较

处理	培养时间/d					
	1	2	4	8	15	36
CK	72.57±1.62d	72.52±0.23g	81.06±0.98f	98.50±0.10c	98.06±0.60b	99.30±0.35cde
W0P0	88.11±0.50bc	90.73±0.21f	92.53±0.68e	99.04±0.17ab	99.31±0.10a	99.75±0.16abc
W0P1	91.57±0.65a	91.90±0.69de	93.89±0.07d	99.21±0.26a	99.21±0.22a	99.45±0.27cd
W0P2	87.21±1.09c	90.46±0.79f	93.53±0.69d	98.74±0.25bc	99.22±0.07a	98.98±0.41e
W0P3	88.99±0.82b	93.18±0.76bc	93.37±0.5de	99.14±0.18a	99.30±0.16a	99.92±0.04ab
W1P0	91.52±0.33a	93.25±0.52bc	93.66±0.43d	99.08±0.07ab	99.30±0.22a	99.98±0.03a
W1P1	91.93±0.07a	90.79±0.25ef	96.13±0.14bc	99.16±0.14a	99.37±0.08a	99.92±0.03ab
W1P2	86.93±0.03c	92.88±0.48c	96.52±0.29a	98.60±0.11c	99.35±0.08a	99.31±0.03cde
W1P3	89.00±0.40b	93.70±0.17abc	96.01±0.31ab	98.51±0.09c	99.42±0.04a	99.28±0.07cde
W2P0	92.37±0.22a	94.04±0.38ab	95.26±0.05bc	98.05±0.18de	99.27±0.03a	99.66±0.58abc
W2P1	88.69±0.50b	91.61±0.09de	95.07±0.70bc	98.76±0.28bc	99.31±0.08a	99.52±0.13bcd
W2P2	91.14±0.11a	94.20±0.78a	94.93±0.19c	98.51±0.21c	97.88±0.21b	99.18±0.12de
W2P3	91.20±0.59a	94.51±0.29a	95.94±0.87abc	97.48±0.21e	97.77±0.15b	99.40±0.06cde

2.2 不同处理对土壤 pH 值、EC 值的影响

2.2.1 土壤 pH 值的变化

除 CK 外, 不同处理下土壤 pH 值均呈急剧增加, 即在培养第 1 天的 2 h 后达到最大值, 后随培养时间延长缓慢降低, 这是因为尿素水解时, 需消耗 1 molH⁺, 之后进行硝化作用时, 需释放 2 mol 的 H⁺, 也说明了该试验在培养 2 h 后尿素就达到水解高峰。在培养第 1~2 天, 施氮处理的土壤 pH 值显著高于 CK 的 0.20~0.47 个单位, 在培养 8~36 d, 各施氮处理的 pH 值均显著低于 CK, 降幅在 1.0%~2.0%之间, 这表明

施氮过多会导致土壤酸化。W0 处理条件下, 在第 1~2 天, 添加 PASP 处理 pH 值低于 P0 处理, 第 1 天差异达到显著水平 ($P<0.01$); 在培养第 4 天, P1 处理 pH 值显著低于 P0 处理 0.13 个单位, P2、P3 处理与其无显著差异; 在培养第 8 天, P1 处理和 P2 处理 pH 值低于 P0 处理, 其中 P2 处理达到显著差异 ($P<0.05$); 培养至第 15 天时, P3 处理 pH 值比 P0 处理降低 0.05 个单位。与等氮投入清水处理相比, 猪场废水处理土壤 pH 值有所降低, 但未达到显著性差异。

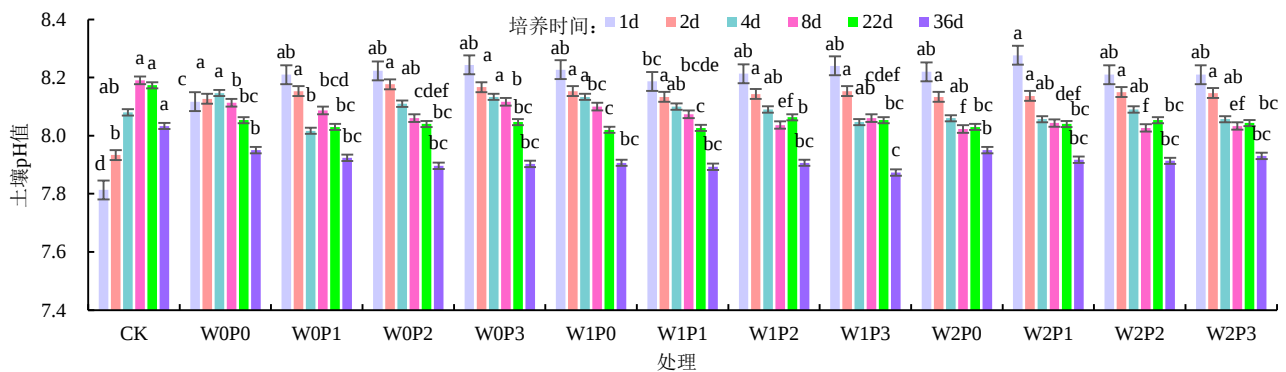


图 1 不同处理土壤 pH 值的动态变化

Fig.1 Dynamic changes of soil pH under different treatments

2.2.2 土壤 EC 的变化

由不同处理下土壤电导率的变化(图2)可以发现,在整个培养期间,施氮处理显著增加土壤电导率,尤其是猪场废水处理。除CK外,在培养至第8天,各施氮处理土壤电导率急剧增高,培养结束后,猪场废水处理的土壤电导率显著高于清水处理($P<0.05$),增幅在60.15%~69.76%之间。等氮投入清水处理中,土壤电导率均随着培养时间的推移,呈先增加后降低的趋势,土壤电导率在培养第22天达到最大值,

W0P0处理和W0P1处理随之迅速降低,培养结束后W0P2处理和W0P3处理土壤电导率分别显著高于W0P0处理的161.44%和200.88%($P<0.01$)。猪场废水处理中,土壤电导率均随培养时间的延长逐渐增加,即在培养结束土壤电导率达到最大值,但与P0处理相比,添加PASP对土壤EC无显著影响;在培养1~3d时,高浓度猪场废水处理土壤电导率显著高于低浓度猪场废水,但在培养末期无显著差异。

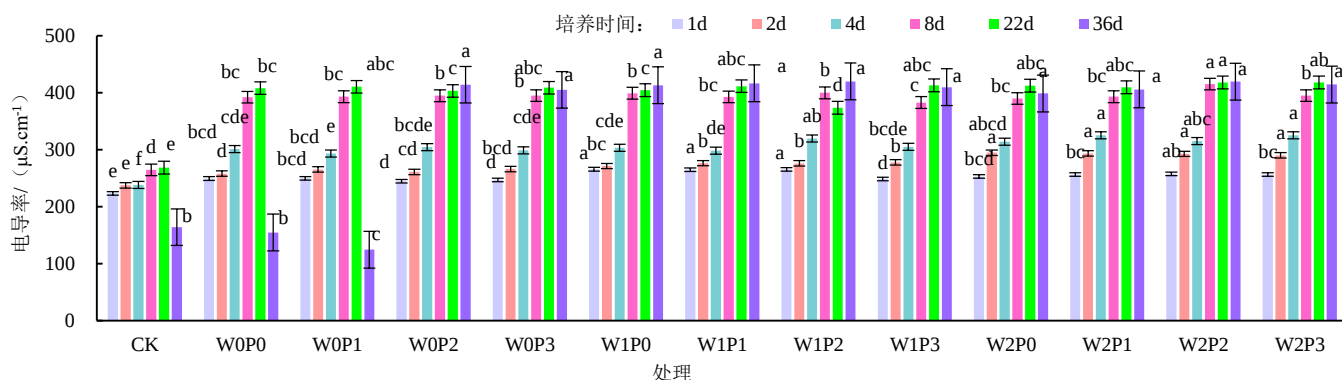


图2 不同处理土壤电导率的动态变化

Fig.2 Dynamic changes of soil EC under different treatments

3 讨论

土壤C/N对氮素转化扮演重要角色,当C/N<20:1时有利于氮素进行矿化作用,当C/N>30:1时有利于土壤微生物对氮素产生固持作用。猪场废水作为液态肥料灌溉资源,可提高土壤孔隙度^[19],并且废水中的营养成分可提高土壤团聚体数量^[20],为微生物提供良好的生长环境,从而提高微生物活性。丁家宁等^[21]研究表明,有机肥替代1/2无机肥后显著增加土壤全磷量,并显著提升脲酶活性,增加土壤全氮及速效养分。罗佳等^[22]研究发现,有机无机肥配施后增加碳量,增加微生物活性,从而增加固持作用,当作物需肥量增大时,微生物量可释放出固定的氮素供作物生长。试验也发现,猪场废水处理铵态氮降幅趋势低于清水处理,猪场废水处理降低了培养前期1~4d土壤铵态氮量,增加了培养后期8~36d土壤铵态氮量,且随猪场废水浓度升高差异更为显著,这可能是因为猪场废水作为液态有机肥,有利于促进微生物活性的增加,促进土壤微生物对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的固持作用,进而使土壤铵态氮量降低^[23],培养后期被固持的氮素又再次矿化释放,使得猪场废水处理的铵态氮量高于等氮清水处理,这与柳敏等^[24]研究结论一致。PASP作为绿色缓释剂,主要原理是其分子中的羧基与氮矿化时所必需的铵氧化酶活性位点上的铜离子相结合,从而抑制酶活性,延缓氮硝化时间,起到缓释作用^[25]。

本研究发现,添加PASP处理能降低培养前期1~4d土壤铵态氮量,并在培养第8天开始显著高于未添加PASP处理,且7.5%PASP处理的效果较优,这与曹本福等^[26]的研究一致。其原因可能是一方面由于添加PASP抑制了尿素在土壤中的铵化作用,使铵态氮产生的时间延后;另一方面是PASP对 NH_4^+ 产生了吸附作用。本研究发现,添加不同PASP质量分数对土壤硝态氮量影响不显著,但水质与PASP质量分数的交互作用对其影响达到极显著水平($P<0.01$)。等氮投入清水处理时,添加5%PASP处理可降低培养前期土壤硝态氮量,并在后期其量高于W0P0处理。猪场废水处理促进前期土壤氮矿化,使土壤硝态氮高于等氮清水处理,这与杜臻杰等^[4]的研究结果一致。

研究还发现,与P0处理相比,添加PASP可降低土壤表观硝化率,并随浓度增大效果更为明显,这与Yang等^[27]研究结果一致,其重要原因是,添加PASP可吸附一部分 NH_4^+ ,抑制了前期氮的硝化作用,从而增加了土壤铵态氮的储存量和供应时间。在培养前期猪场废水处理的土壤表观硝化率明显高于等氮清水处理,且在培养末期,猪场废水处理土壤硝化程度低于等氮清水处理,尤其是高浓度猪场废水,其原因可能一是因为废水作为液态有机肥,增加微生物量,从而使土壤固持铵态氮的能力增强;二可能是因为和废水中的pH值有关,pH值的降低对氮硝化反应有一

定的抑制作用, 而培养后期猪场废水处理的土壤 pH 值显著低于清水处理, 使得后期土壤铵态氮量增加, 从而使硝化作用有所减弱。猪场废水处理中, 添加 PASP 后培养前期土壤硝态氮量均高于 P0 处理, 但随添加 PASP 质量分数的增加其差距变小, 其原因是经厌氧发酵过的猪场废水中铵态氮量较高, 而本试验添加的 PASP 质量分数还不够高, 未能吸附更多的 NH_4^+ , 加之猪场废水中含有大量的速效养分, 可有利调节土壤 $\text{C/N}^{[28]}$, 其可溶性有机碳可提高土壤微生物量和酶活性^[29], 从而促进土壤铵态氮硝化成硝态氮, 这与本试验土壤铵态氮、硝态氮分析结果一致。

本试验研究发现, 除 CK 外, 各处理土壤 pH 值均随培养时间的延长呈下降趋势, 培养第 8 天达到稳定。尽管不同处理对 pH 值影响不同, 但在培养第 1 天, 各处理的土壤 pH 值已达到较高值 (图 1), 表明尿素水解作用较强, 其原因是当土壤含水量相等时, 土壤温度在 15~35 °C 时, 可增加土壤脲酶活性, 加剧尿素的水解^[30], 而本试验的培养温度是 25 °C, 因此促进了尿素的水解。土壤 pH 变化与该试验土壤铵态氮的变化一致, 也与人^[31-32]研究所指出的 NH_4^+-N 与 pH 值呈显著正相关关系一致。研究表明, 在培养第 8 天时, 稀释 5 倍的猪场废水土壤 pH 值显著低于等氮清水处理, 但培养结束后各处理土壤 pH 值无显著差异, 这与冯洁等^[33]研究结果相同, 其原因是因为废水处理加速了土壤氮矿化, 从而使得土壤 pH 值有所降低。但章明奎等^[34]研究表明, 长期灌溉养殖废水土壤 pH 值显著高于对照组。添加 PASP 处理对土壤 pH 值无显著影响, 这与 Wu 等^[35]研究结果一致, 但本试验发现, 在等氮清水处理中, 随 PASP 质量分数的增加, 抑制氮的硝化作用时间越长, pH 值降低的时间随之延长。研究表明, 在培养期间, 添加 PASP 对土壤 EC 值无显著影响; 猪场废水处理中土壤 EC 值显著高于等氮清水处理, 增幅在 60%~69.76% 之间, 且稀释 5 倍的猪场废水差异更加明显, 这与人^[36]研究结果相同。

4 结 论

1) 与等氮投入清水处理相比, 高浓度猪场废水处理显著降低了培养前期铵态氮量, 增加了培养后期铵态氮量, 且在 W2 条件下, 添加 7.5%PASP 时, 此趋势更为显著。

2) 添加相对较少的外源氮肥可提高土壤肥力, 实现减少氮肥施用并提高氮素利用率。

3) 不同水质处理、添加 PASP 及二者的交互作用对土壤铵态氮量均有显著影响, 其中添加 7.5%PASP 并稀释 5 倍猪场废水处理效果较优; 二者

交互作用对土壤硝态氮量也有显著影响, 其中添加 7.5%PASP 并稀释 5 倍猪场废水处理培养结束后, 硝态氮量显著高于清水处理。

4) 添加 PASP 和猪场废水处理对土壤 pH 值无显著影响, 但猪场废水处理显著增加土壤 EC 值, 其中稀释 5 倍猪场废水效果更加明显。

参考文献:

- [1] 杜臻杰, 樊向阳, 李中阳, 等. 猪场沼液灌溉对冬小麦生长和品质的影响[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(3): 547-554.
DU Zhenjie, FAN Xiangyang, LI Zhongyang, et al. Growth and grain quality of winter wheat irrigated with biogas liquid from a swine farm[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2014, 33(3): 547-554.
- [2] 李珺, 刘双全, 仇少君, 等. 典型黑土不同施氮量对马铃薯产量和氮素利用率的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2020, 26(5): 850-857.
LI Jun, LIU Shuangquan, QIU Shaojun, et al. Effects of different nitrogen rates on potato yield and nitrogen use efficiency in a typical black soil[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2020, 26(5): 850-857.
- [3] LI B, BI Z C, XIONG Z Q. Dynamic responses of nitrous oxide emission and nitrogen use efficiency to nitrogen and biochar amendment in an intensified vegetable field in southeastern China[J]. GCB Bioenergy, 2017, 9(2): 400-413.
- [4] 杜臻杰, 齐学斌, 李平, 等. 猪场废水灌溉对土壤氮素时空变化与氮平衡的影响[J]. 农业机械学报, 2017, 48(8): 262-269.
DU Zhenjie, QI Xuebin, LI Ping, et al. Effect of piggery wastewater irrigation on temporal-spatial variation and balance of nitrogen[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2017, 48(8): 262-269.
- [5] 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 Xiaoting, ZHU Zhengjie, GAO Wei, 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.
- [6] 任立军, 赵文琪, 陈松岭, 等. 有机肥和土壤调理剂组合对设施土壤氮素和番茄产量的影响[J]. 灌溉排水学报, 2021, 40(12): 70-77.
REN Lijun, ZHAO Wenqi, CHEN Songling, et al. Coming organic fertilization and soil conditioner to improve nitrogen use efficiency and yield of greenhouse tomato[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2021, 40(12): 70-77.
- [7] TANG Q, TI C P, XIA L L, et al. Ecosystem services of partial organic substitution for chemical fertilizer in a peri-urban zone in China[J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 224: 779-788.
- [8] 靳红梅, 常志州, 郭德杰, 等. 追施猪粪沼液对菜地氨挥发的影响[J]. 土壤学报, 2012, 49(1): 86-95.
JIN Hongmei, CHANG Zhizhou, GUO Dejie, et al. Effect of topdressing with digested pig slurry on ammonia volatilization in vegetable fields[J]. Acta Pedologica Sinica, 2012, 49(1): 86-95.
- [9] 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 Jun, ZHANG Lei, ZHANG Keqiang, et al. Effects of irrigation with piggery wastewater on nitrate nitrogen dynamics in fluvio-aquatic soil[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2009, 25(5): 35-39.
- [10] VEGA-CHACÓN J, ARBELÁEZ M I A, JORGE J H, et al. pH-responsive poly (aspartic acid) hydrogel-coated magnetite nanoparticles for biomedical applications[J]. Materials Science and Engineering: C, 2017, 77: 366-373.

- [11] MIGAHE M A, RASHWAN S M, KAMEL M M, et al. Synthesis, characterization of polyaspartic acid-glycine adduct and evaluation of their performance as scale and corrosion inhibitor in desalination water plants[J]. *Journal of Molecular Liquids*, 2016, 224: 849-858.
- [12] ZHANG Y, ZHANG Q S, LI Y Z, et al. Synthesis and characterization of modified poly (aspartic acid) and its performance as a formaldehyde adsorbent[J]. *Journal of Applied Polymer Science*, 2018, 135(6): 45 798.
- [13] LÜ S, FENG C, GAO C M, et al. Multifunctional environmental smart fertilizer based on l-aspartic acid for sustained nutrient release[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2016, 64(24): 4 965-4 974.
- [14] 谢方淼, 李东坡, 李健强, 等. 聚天冬氨酸尿素对土壤微生物量碳、氮的影响[J]. *中国土壤与肥料*, 2011(4): 8-12.
XIE Fangmiao, LI Dongpo, LI Jianqiang, et al. Effects of polyaspartic urea (PASP-Urea) on soil microbial biomass carbon and nitrogen under incubation and pot experiment[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2011(4): 8-12.
- [15] 陈倩, 李洪娜, 门永阁, 等. 不同聚天冬氨酸水平对盆栽平邑甜茶幼苗生长及 15N-尿素利用与损失的影响[J]. *水土保持学报*, 2013, 27(1): 126-129, 135.
CHEN Qian, LI Hongna, MEN Yongge, et al. Effects on the growth of potted *Malus hupehensis* Rehd. Seedlings, utilization and loss of 15N-urea under different supply levels of polyaspartic acid[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2013, 27(1): 126-129, 135.
- [16] 王娜, 徐嘉翼, 张鑫, 等. 聚天门冬氨酸尿素对水稻产量及田面水氮素变化的综合影响[J]. *农业资源与环境学报*, 2021, 38(1): 96-103.
WANG Na, XU Jiayi, ZHANG Xin, et al. Effects of polyaspartic acid urea on rice yield and nitrogen concentrations in paddy field ponding water[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2021, 38(1): 96-103.
- [17] WANG Q Y, TANG H H, LI G Y, et al. Polyaspartic acid improves maize (*Zea mays* L.) seedling nitrogen assimilation mainly by enhancing nitrate reductase activity[J]. *Agronomy*, 2018, 8(9): 188.
- [18] LI Z, ZENG Z, TIAN D, et al. Global patterns and controlling factors of soil nitrification rate[J]. *Glob Change Biol*, 2020, 26: 4 147-4 157.
- [19] 李丙智, 王桂芳, 秦晓飞, 等. 沼液配施钾肥对果园土壤理化特性和微生物及果实品质影响[J]. *中国农业科学*, 2010, 43(22): 4 671-4 677.
LI Bingzhi, WANG Guifang, QIN Xiaofei, et al. Effect of application of biogas slurry with potassium on orchard soil properties and soil microorganism and fruit quality[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2010, 43(22): 4 671-4 677.
- [20] 唐蛟, 王威, 潘飞飞, 等. 沼液灌施对潮土土壤团聚体组成及稳定性的影响[J]. *灌溉排水学报*, 2022, 41(2): 10-17.
TANG Jiao, WANG Wei, PAN Feifei, et al. The effects of biogas slurry irrigation on aggregation and stability of fluvo-aquic soil in Huang-Huai-Hai plain[J]. *Journal of Irrigation and Drainage*, 2022, 41(2): 10-17.
- [21] 丁嘉宁, 梁利宝, 冯鹏艳, 等. 施肥对采煤塌陷复垦土壤理化性状和细菌群落结构影响的研究[J]. *灌溉排水学报*, 2020, 39(12): 64-70.
DING Jianing, LIANG Libao, FENG Pengyan, et al. Effects of fertilization on physical and chemical properties and bacterial community of reclaimed soil from coal mining subsidence[J]. *Journal of Irrigation and Drainage*, 2020, 39(12): 64-70.
- [22] 罗佳, 蒋小芳, 孟琳, 等. 不同堆肥原料的有机无机复合肥对油菜生长及土壤供氮特性的影响[J]. *土壤学报*, 2010, 47(1): 97-106.
LUO Jia, JIANG Xiaofang, MENG Lin, et al. Effects of chemical fertilizer and different composts on growth of oilseed rape and soil nitrogen supply[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47(1): 97-106.
- [23] 李世清, 凌莉, 李生秀. 影响土壤中微生物体氮的因子[J]. *土壤与环境*, 2000, 9(2): 158-162.
LI Shiqing, LING Li, LI Shengxiu. Review on the factors affecting soil microbial biomass nitrogen[J]. *Soil and Environmental Sciences*, 2000, 9(2): 158-162.
- [24] 柳敏, 张璐, 宇万太, 等. 有机物料中有机碳和有机氮的分解进程及分解残留率[J]. *应用生态学报*, 2007, 18(11): 2 503-2 506.
LIU Min, ZHANG Lu, YU Wantai, et al. Decomposition process and residual rate of organic materials C and N in soils[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(11): 2 503-2 506.
- [25] SHEARS J H, WOOD P M. Spectroscopic evidence for a photosensitive oxygenated state of ammonia mono-oxygenase[J]. *The Biochemical Journal*, 1985, 226(2): 499-507.
- [26] 曹本福, 桂阳, 祖庆学, 等. 减量施肥下聚天冬氨酸对烤烟生长、产量及养分吸收的影响[J]. *中国烟草科学*, 2018, 39(5): 57-63.
CAO Benfu, GUI Yang, ZU Qingxue, et al. Effects of polyaspartic acid on growth, yield and nutrient absorption of flue-cured tobacco with reduced fertilization[J]. *Chinese Tobacco Science*, 2018, 39(5): 57-63.
- [27] YANG J H, LIU T, LIU H B, et al. Biodegradable PASP can effectively inhibit nitrification, moderate NH₃ emission, and promote crop yield[J]. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 2019, 65(9): 1 273-1 286.
- [28] VEPSÄLÄINEN M, KUKKONEN S, VESTBERG M, et al. Erratum to “Application of a soil enzyme activity test kit in a field experiment”[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34(3): 421.
- [29] 冯伟, 管涛, 王晓宇, 等. 沼液与化肥配施对冬小麦根际土壤微生物数量和酶活性的影响[J]. *应用生态学报*, 2011, 22(4): 1 007-1 012.
FENG Wei, GUAN Tao, WANG Xiaoyu, et al. Effects of combined application of biogas slurry and chemical fertilizer on winter wheat rhizosphere soil microorganisms and enzyme activities[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2011, 22(4): 1 007-1 012.
- [30] 周旋, 吴良欢, 戴锋. 土壤温度和含水量互作对抑制剂抑制氮素转化效果的影响[J]. *农业工程学报*, 2017, 33(20): 106-115.
ZHOU Xuan, WU Lianghuan, DAI Feng. Inhibition effect of inhibitors on nitrogen transformation affected by interaction of soil temperature and water content[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2017, 33(20): 106-115.
- [31] 霍敏霞, 邹杰, 黄芳英, 等. 氮肥增效剂对海南砖红壤土壤氮转化影响的研究[J]. *中国土壤与肥料*, 2012(4): 34-38.
HUO Minxia, ZOU Jie, HUANG Fangying, et al. Effects of nitrogenous fertilizer synergist on soil N transformation derived from granite in Hainan[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2012(4): 34-38.
- [32] 方玉凤, 王晓燕, 庞荔丹, 等. 硝化抑制剂对春玉米氮素利用及土壤 pH 值和无机氮的影响[J]. *中国土壤与肥料*, 2015(6): 18-22.
FANG Yufeng, WANG Xiaoyan, PANG Lidan, et al. Effects of nitrification inhibitor on nitrogen use efficiency of spring maize, soil pH and inorganic nitrogen[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2015(6): 18-22.
- [33] 冯洁, 张克强, 王凤, 等. 牛场废水与化肥配施对冬小麦-夏玉米产量和土壤氮素的影响[J]. *灌溉排水学报*, 2016, 35(10): 1-7.
FENG Jie, ZHANG Keqiang, WANG Feng, et al. Effects of dairy slurry and fertilizer application on yield of winter wheat- summer maize and soil nitrogen[J]. *Journal of Irrigation and Drainage*, 2016, 35(10): 1-7.
- [34] 章明奎, 刘丽君, 黄超. 养殖污水灌溉对蔬菜地土壤质量和蔬菜品质的影响[J]. *水土保持学报*, 2011, 25(1): 87-91.
ZHANG Mingkui, LIU Lijun, HUANG Chao. Effects of long-term irrigation of livestock farm wastewater on soil quality and vegetable quality in vegetable soils[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2011, 25(1): 87-91.
- [35] WU X W, TIAN H, LI L, et al. Polyaspartic acid alleviates cadmium toxicity in rapeseed leaves by affecting cadmium translocation and cell wall fixation of cadmium[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, 224: 112685.
- [36] 陈永杏, 董红敏, 陶秀萍, 等. 猪场沼液灌溉冬小麦对土壤质量的影响[J]. *中国农学通报*, 2011, 27(3): 154-158.
CHEN Yongxing, DONG Hongmin, TAO Xiuping, et al. Effect of

The Effects of Polyaspartic Acid Amendment on Nitrogen Dynamics in Soil Irrigated with Piggery Wastewater

MA Cancan^{1,2}, DU Zhenjie^{1,3,4*}, BAI Fangfang^{1,2,4}, SHE Yingjun^{1,2}, CUI Jiaxin^{1,2}, QI Xuebin^{1,3*}

(1. Farmland Irrigation Research Institute, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Xinxiang 453002, China;

2. Graduate School of Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China;

3. Water Environment Factor Risk Assessment Laboratory of Agricultural Products Quality and Safety, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Xinxiang 453002, China; 4. Agricultural Water Soil Environmental Field Research Station of Xinxiang, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Xinxiang 453002, China)

Abstract: 【Objective】 Polyaspartic acid (PASP) is widely used in agricultural production as a fertilizer synergist, and the aim of this paper is to investigate its impact on mineral nitrogen, pH and *EC* of soil irrigated with piggery wastewater. 【Method】 The pot experiment was conducted in laboratory. It consisted of four treatments with the PASP concentration being: 0% (P0), 2.5% (P1), 5% (P2) and 7.5% (P3), respectively. Each pot was irrigated by either clean water (W0), or diluted piggery wastewater at volumetric ratio of 1 : 10 (W1) or 1 : 5 (W2). For each treatment, without fertilization and PASP application was taken as the control. 【Result】 Addition of PASP reduced inorganic nitrogen at the early stage and increased it at the late stage during the time course of the experiment. P3 was more effective in treating the piggery wastewater. Under W0, P2 and P3 reduced NO_3^- by 21.63 mg/kg and 10.46 mg/kg, and NH_4^+ by 7.39% to 49.37% in the early stage, respectively, while at the late stage they increased NO_3^- and NH_4^+ by 1.41 to 48.07 times, respectively, compared to P0. Under W1, adding PASP reduced NO_3^- from 5.11 to 25.52 mg/kg, compared with P0, while under W2, it increased NO_3^- by 5.91 mg/kg to 22.70 mg/kg, compared to P0. From Day 8 to Day 36 after commencement of the experiment, adding PASP increased NO_3^- by 14.6%~16.10%, compared with P0. Under W1 and W2, adding PASP increased NH_4^+ at the late stage, and the difference between P2 and P3 was significant. Compared with CK, nitrogen application reduced soil pH, as opposed to other treatments where the pH remained unchanged. Irrigating with the diluted piggery wastewater increased soil *EC* by 60.15% to 69.76%, compared to the clean water irrigation. 【Conclusion】 Compared with isonitrogenous clean water treatment, adding 7.5% of PASP with the diluted piggery wastewater reduced mineral nitrogen in soil in the early stage while increasing it in the late stage. This is beneficial to nitrogen use efficiency as it reduces nitrogen loss, especially when irrigating with the less-diluted piggery wastewater.

Key words: polyaspartic acid; piggery wastewater; pot experiment; inorganic nitrogen; pH; *EC*

责任编辑：赵宇龙