



养殖肥水施用对土壤氨挥发的影响及响应因素

付莉, 王贵云, 社会英, 张克强

引用本文:

付莉, 王贵云, 社会英, 等. 养殖肥水施用对土壤氨挥发的影响及响应因素[J]. 农业资源与环境学报, 2020, 37(6): 931-938.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.13254/j.jare.2019.0585>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

减肥条件下生物炭施用方式对土壤肥力及酶活性的影响

刘遵奇, 兰宇, 杨铁鑫, 张艺潇, 孟军

农业资源与环境学报. 2020, 37(4): 544-551 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2019.0143>

沸石添加剂对污泥堆肥过程中的氨挥发及相关因素的影响

许俊香, 刘本生, 孙钦平, 赵同科, 李吉进

农业资源与环境学报. 2015(1): 83-88 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2014.0285>

秸秆碳对不同施肥水平低肥力土壤碳组分的影响

何振超, 苏瑶, 喻曼, 陈喜靖, 万美霞, 沈阿林

农业资源与环境学报. 2019, 36(3): 304-312 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2018.0120>

规模化养殖场肥水水质特征研究

付莉, 张克强, 高文萱, 社会英

农业资源与环境学报. 2019, 36(4): 487-493 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2018.0165>

生物炭对砖红壤性质与养分及硝化作用的影响

张垚, 索龙, 潘凤娥, 胡俊鹏, 苗运彩, 朱柏菁, 沈群力, 何秋香

农业资源与环境学报. 2016, 33(1): 55-59 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2015.0165>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

付莉, 王贵云, 杜会英, 等. 养殖肥水施用对土壤氨挥发的影响及响应因素[J]. 农业资源与环境学报, 2020, 37(6): 931-938.

FU Li, WANG Gui-yun, DU Hui-ying, et al. Effect of slurry application on soil ammonia volatilization and response factors[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2020, 37(6): 931-938.



开放科学 OSID

养殖肥水施用对土壤氨挥发的影响及响应因素

付莉, 王贵云, 杜会英*, 张克强

(农业农村部环境保护科研监测所, 天津 300191)

摘要:养殖肥水农田施用是一种有效的绿色循环模式, 肥水施用会影响土壤氨挥发, 而土壤氨挥发受肥水含氮量、温度、土壤含水量 and pH 等多种因素共同影响。本研究采用室内培养的方法, 研究肥水施氮量、温度、pH 和土壤含水量四个因素对土壤氨挥发的影响, 筛选实验条件下适宜的养殖肥水施用条件。结果表明, 四个因素对土壤氨挥发累积量的影响大小依次为: 施氮量 > 温度 > pH > 土壤含水量, 其中, 土壤氨挥发与施氮量、温度、pH 均呈显著正相关关系, 氨挥发累积量随着施氮量、温度、pH 的升高而升高。在温度 15~35 °C、土壤含水量 60%~80%、pH 6~8、施氮量 60~120 kg N·hm⁻² 的范围内, 降低土壤氨挥发的理想条件为: 施氮量 75.58 kg N·hm⁻², 温度 15.48 °C, pH 6.22, 土壤含水量为田间持水量的 60.63%。考虑实际情况, 温度 25 °C 时, 降低土壤氨挥发的肥水施用条件为: 施氮量 64.98 kg N·hm⁻², pH 6.02, 土壤含水量为田间持水量的 73.42%。研究多因素耦合对土壤氨挥发的影响, 能够提高氮素利用率, 为养殖肥水安全回用提供了科学方法和理论依据。

关键词:养殖肥水; 氨挥发; 正交试验; 影响因素

中图分类号: X713

文献标志码: A

文章编号: 2095-6819(2020)06-0931-08

doi: 10.13254/j.jare.2019.0585

Effect of slurry application on soil ammonia volatilization and response factors

FU Li, WANG Gui-yun, DU Hui-ying*, ZHANG Ke-qiang

(Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Tianjin 300191, China)

Abstract: Slurry application is an effective green circulation mode. Soil ammonia volatilization is influenced by various factors including slurry nitrogen content, temperature, water content, and pH. The effect of four factors, amount of nitrogen, temperature, pH, and water content, on the soil ammonia volatilization was studied. The results showed that soil ammonia volatilization was affected by the application of nitrogen > the temperature > pH > the water content. In addition, ammonia volatilization was positively correlated with the amount of nitrogen, temperature, and pH. In the range of temperature 15~35 °C, soil water content 60%~80%, pH 6~8, and nitrogen application 60~120 kg N·hm⁻², the ideal experimental conditions for reducing soil ammonia volatilization were: 75.58 kg N·hm⁻² of nitrogen application, temperature of 15.48 °C, pH of 6.22, and 60.63% of the field water holding capacity. Considering the actual conditions, when temperature is 25 °C, the application conditions of the fertilizer for reducing soil ammonia volatilization are: 64.98 kg N·hm⁻² of nitrogen application, pH of 6.02, and 73.42% of the water holding capacity in the field. This paper studies the effect of multi-factor coupling on ammonia volatilization in soil, improves nitrogen utilization efficiency, selects suitable conditions for slurry application under experimental conditions, and provides a scientific model and theoretical data for the safe reuse of slurry.

Keywords: slurry; ammonia volatilization; orthogonal experiment; influence factor

收稿日期: 2019-11-29 录用日期: 2020-03-22

作者简介: 付莉(1994—), 山西忻州人, 硕士研究生, 从事农业资源利用研究。E-mail: 389627975@qq.com

*通信作者: 杜会英 E-mail: duhuiying2008@163.com

基金项目: 公益性行业(农业)科研专项(201503106)

Project supported: The Special Scientific Research Fund of the Agricultural Public Welfare Profession of China(201503106)

我国规模化、集约化畜禽养殖业快速发展,产生了大量养殖废弃物,而废弃物处理和利用率较低。目前,养殖粪污年产生量约 3.84×10^9 t,其中新鲜粪便 6.36×10^8 t,污水 2.63×10^9 t,综合利用率不足60%^[1]。养殖粪水中含有大量的氮养分,直接排放不仅造成养分资源的浪费,同时对环境造成污染,引起水体富营养化现象等。将养殖粪水经过处理后转变为水肥资源循环利用是处理养殖废弃物的最佳途径之一。

畜禽养殖肥水中的氮素可促进农作物的生长和土壤肥力的提高^[2],与此同时,也会导致氮素的氨(NH₃)挥发,造成氮素损失。杨润等^[3]研究表明施用肥水后的一周内,氨挥发所引起的氮素损失占肥水氮含量的14.52%~17.64%。孙海军等^[4]研究表明,土壤氨挥发累积量随施用肥水氮浓度的提高而增加,肥水施用使氨挥发累积量增加19.7%~40.8%。

土壤氨挥发受温度^[5]、pH^[6]、土壤含水量^[7]、施氮量^[8]等因素的影响。陈敏等^[9]研究认为,氨挥发量受温度的影响较大,温度升高促进氨的挥发。罗伟等^[10]研究发现,施用尿素后,土壤pH值与土壤氨挥发通量呈显著负相关。Pelster等^[11]研究证实,施用尿素后,土壤氨挥发量在一定范围内随土壤初始含水量的增加而增加,但超过一定范围后,受其他因素影响土壤氨挥发量不会随土壤含水量的增加而增加。罗付香等^[12]研究表明土壤氨挥发损失量与化肥氮施用量在一定范围内呈正的线性关系。

已有研究主要集中在化学氮素施用后对土壤氨挥发影响的单因素效应分析,而养殖肥水施用后土壤氨挥发对多因素的响应研究鲜见报道。本研究探讨养殖肥水施用后水、氮、热和pH多因素耦合对土壤氨挥发的影响,减少养殖肥水施用的气态损失,提高氮素利用率,筛选出实验条件下适宜的养殖肥水施用条件,为养殖肥水安全回用提供科学方法和理论数据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤为壤土,采自天津神驰奶牛养殖废弃物循环利用示范基地,为玉米收获后0~20 cm的土样,鲜土样采回实验室后风干,剔除杂物及根系,过2 mm筛备用。土壤基本理化性质为:pH 8.45,全氮含量 $380 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,铵态氮含量 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,硝态氮含量 $20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,有效磷含量 $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,有机质含量 $13 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,容重 $1.46 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ 。

供试肥水取自基地奶牛养殖场厌氧发酵处理后置于贮存池中的肥水。肥水主要理化性质为:pH 7.97,总氮含量 $1245.74 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,铵态氮含量 $714.86 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,硝态氮含量 $1.33 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,总磷含量 $121.85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,溶解性正磷酸盐含量 $63.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,钾离子含量 $1009.59 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

1.2 试验处理

试验采用4因素3水平正交试验设计,4个因素为温度(A)、土壤含水量(B)、pH(C)、施氮量(D),每个因素设3个水平。温度因素设置15、25、35℃三个水平;土壤含水量因素设置田间持水量的60%、70%、80%三个水平;pH设置6、7、8三个水平;施氮量设置60、90、120 kg N·hm⁻²三个水平,将其按正交表L₉(3⁴)安排设计(表1)。

每个处理取过2 mm筛的风干土,用硫酸铝与土壤均匀混合,静置过夜后测定土壤pH,使其达到试验所设定pH,平铺于直径10 cm的塑料桶底部,肥水与无氮检出的清水混合,缓慢倒入装有风干土的塑料桶中,用无氮检出的清水调节土壤含水量。在每个塑料桶中分别放入盛有50 mL 2%硼酸混合指示剂溶液的蒸发皿,用于吸收土壤释放的气态氨。

设置9个处理,每个处理磷、钾施入量相同,分别为120 kg·hm⁻²(以P₂O₅计)、180 kg·hm⁻²(以K₂O计)。供试肥料分别为过磷酸钙(含P₂O₅ 12%)、硫酸钾(含K₂O 51%)。每个处理重复6次。

1.3 样品采集与测定

于培养的第1、2、3、4、8、12、19、26 d,每个处理取其中的3个重复,用硫酸标准溶液滴定,计算氨挥发

表1 不同条件肥水施用对土壤氨挥发影响的试验正交设计
Table 1 Experimental orthogonal design for the effect of slurry application on soil ammonia volatilization under different conditions

处理号 Treatments	温度 Temperature/ ℃	土壤含水量 Soil moisture content/%	pH	施氮量 Nitrogen application/ (kg N·hm ⁻²)
T1	A1(15)	B1(60)	C1(8)	D1(60)
T2	A1(15)	B2(70)	C2(7)	D2(90)
T3	A1(15)	B3(80)	C3(6)	D3(120)
T4	A2(25)	B1(60)	C2(7)	D3(120)
T5	A2(25)	B2(70)	C3(6)	D1(60)
T6	A2(25)	B3(80)	C1(8)	D2(90)
T7	A3(35)	B1(60)	C3(6)	D2(90)
T8	A3(35)	B2(70)	C1(8)	D3(120)
T9	A3(35)	B3(80)	C2(7)	D1(60)

量;每个处理的另外3个重复,取鲜土样测定土壤pH值、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量,部分风干后测定土壤脲酶活性。

氨挥发计算方法^[13]如下:

$$\text{氨挥发速率: } F_i = (V - V_0) \times C \times M / S \times 2 \quad (1)$$

$$\text{累积氨挥发量: } Y = F_1 + F_2 + F_3 + \dots + F_n \quad (2)$$

式中: F_i 为第*i*天采样时氨挥发通量, $\text{kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$; V 为滴定消耗硫酸标液的量,mL; V_0 为空白滴定消耗硫酸标液的量,mL; C 为硫酸标液的浓度, $0.005 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$; M 为氮的摩尔质量, $14 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$; S 为收集装置的横截面积, m^2 。

土壤pH采用2.5:1水土比制备土壤悬液,用pH计(METTLER TOLEDO,瑞士)测定; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量采用 $2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 氯化钾(KCl)溶液浸提后,用流动注射分析仪(FIA-6000+,北京吉天仪器有限公司)测定;土壤脲酶活性采用苯酚钠-次氯酸钠比色法^[14]测定。

1.4 数据分析

采用SAS 9.2软件进行数据分析(显著水平为 $P < 0.05$), Design-Expert软件对数据进行响应面分析, Origin 8.0软件对数据进行作图。

2 结果与分析

2.1 养殖肥水施用后各因素对氨挥发的影响

极差分析结果(表2)表明,施用养殖肥水后,施氮量对土壤氨挥发的影响显著高于温度和pH值,温

度和pH值对土壤氨挥发的影响显著高于土壤含水量。高量肥水氮施入(氮施入量 $120 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$)显著增加土壤氨挥发量;随着温度和pH值升高,氨挥发累积量增加;土壤含水量为70%时氨挥发累积量最高。高氮高温高pH处理T8氨挥发累积量显著高于其他处理。低氮低pH处理T5氨挥发累积量最低。

对土壤氨挥发累积量进行多元回归拟合,综合评价以*Z*表示,温度、土壤含水量、pH、施氮量分别以*A*、*B*、*C*、*D*表示,得回归方程为 $Z = 0.56 + 0.11A - 0.010B + 0.085C + 0.31D$ ($R^2 = 0.9033$)。四个因素对土壤氨挥发累积量的影响依次为:施氮量>温度>pH>土壤含水量,与极差分析的结果一致。本试验模型的 $P < 0.01$,模型显著性较高;失拟误差项的 $P > 0.05$,显示模型对试验拟合情况较好,试验误差小,可采用此模型对氨挥发累积量进行分析和预测。

由图1和图2可知,氨挥发累积量随着施氮量、温度和pH的升高呈现升高的趋势。利用Design-Expert软件分析回归方程得到基于氨挥发累积量的最佳肥水施用条件:施氮量 $75.58 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,温度 $15.48 \text{ }^\circ\text{C}$,pH 6.22,土壤含水量为田间持水量的60.63%。在 $25 \text{ }^\circ\text{C}$ 时,通过回归方程得到基于氨挥发累积量的较佳肥水施用条件:施氮量 $64.98 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,pH 6.02,土壤含水量为田间持水量的73.42%。

2.2 养殖肥水施用后对氨挥发累积量与氨挥发速率的影响

由图3可知,施用养殖肥水后,各处理氨挥发速

表2 正交试验极差分析

Table 2 Extreme difference analysis of orthogonal experiment

处理号 Treatments	温度 Temperature/ $^\circ\text{C}$	土壤含水量 Soil moisture content/%	pH	施氮量 Nitrogen application/($\text{kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$)	氨挥发累积量 Ammonia volatilization accumulation/($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)
T1	15	60	8	60	0.30de
T2	15	70	7	90	0.42de
T3	15	80	6	120	0.73bc
T4	25	60	7	120	0.78b
T5	25	70	6	60	0.26e
T6	25	80	8	90	0.51cd
T7	35	60	6	90	0.53cd
T8	35	70	8	120	1.22a
T9	35	80	7	60	0.34de
T_{1j}	1.45	1.61	2.03	0.90	$T=5.09$
T_{2j}	1.55	1.90	1.54	1.46	
T_{3j}	2.09	1.58	1.52	2.73	
R_j	0.64	0.32	0.51	1.83	

注: T_{ij} 为第*i*列因素*j*水平所对应的氨挥发累积量之和, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; R_j 为第*j*列因素的极差, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$;不同字母表示处理间差异显著($P < 0.05$)。

Note: T_{ij} : Sum of ammonia volatilization accumulation corresponding to *j* level in factor *i*, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; R_j : Range of factor *j*, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; The different letters indicate significant difference among treatments ($P < 0.05$).

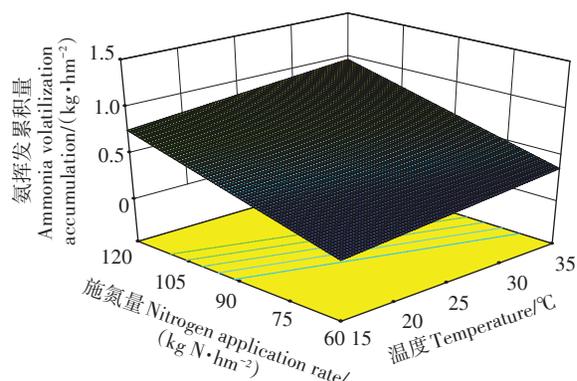


图1 施氮量和温度对氨挥发累积量响应面图

Figure 1 Response surface diagram of nitrogen application rate and temperature to ammonia volatilization accumulation

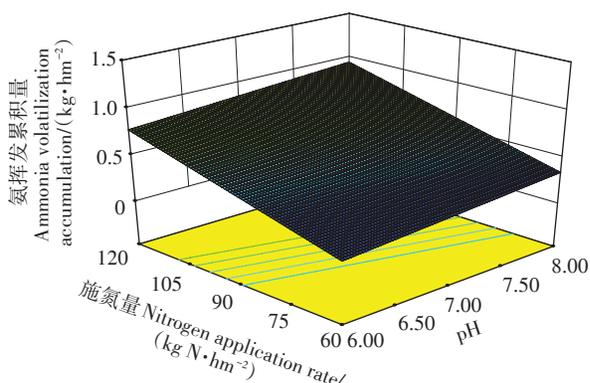


图2 施氮量和pH对氨挥发累积量响应面图

Figure 2 Response surface diagram of nitrogen application rate and pH to ammonia volatilization accumulation

率均在肥水施用后1~3 d出现峰值,随后逐渐降低,约在12 d氨挥发速率无明显差异,26 d时,各处理氨挥发量均为零。施用养殖肥水后第1 d,高氮处理T8的氨挥发速率为 $0.68 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$,显著高于其他处理,低氮低pH处理T5和低温低pH处理T3未产生氨挥发现象。施用肥水后第2 d,低氮低pH处理T5的氨挥发速率达到峰值,为 $0.21 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 。施用肥水后第3 d,低温低pH处理T3的氨挥发速率达到最大值,为 $0.25 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 。施用肥水后第19 d,除T3处理外,其他处理已无氨挥发现象,而高氮低温低pH处理T3的氨挥发速率为 $0.13 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 。肥水施用后第26 d,各处理均无氨挥发现象。

各处理土壤氨挥发累积量随着培养时间的增加,先增加后趋于稳定(图4)。在培养期间,高氮中温处理T4和高氮高温处理T8氨挥发累积量显著高于其他处理,高氮低温处理T3在培养前8 d,氨挥发累积量显著低于其他处理,在第8 d之后,氨挥发累积量显著高于低

氮处理组(T1、T5和T9)和中氮处理组(T2、T6和T7)。

2.3 养殖肥水施用后对土壤铵态氮、硝态氮的影响

土壤铵态氮变化如图5所示。肥水施用后各处理土壤铵态氮含量迅速升高,随培养时间的增加,土

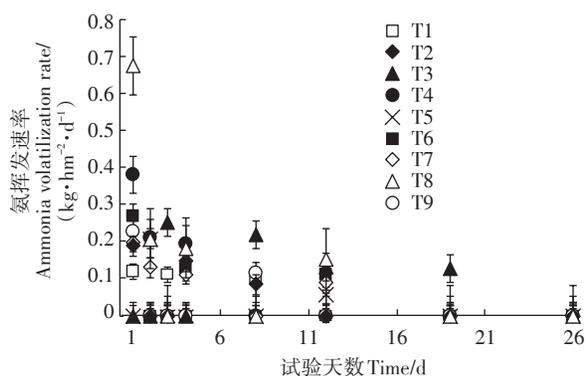


图3 养殖肥水施用后不同处理的氨挥发速率变化

Figure 3 Changes of ammonia volatilization rate under different treatments after slurry application

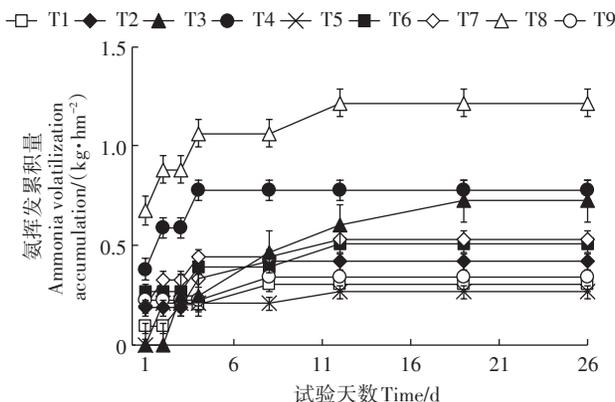


图4 养殖肥水施用后不同处理的氨挥发累积量变化

Figure 4 Changes of ammonia volatilization accumulation under different treatments after slurry application

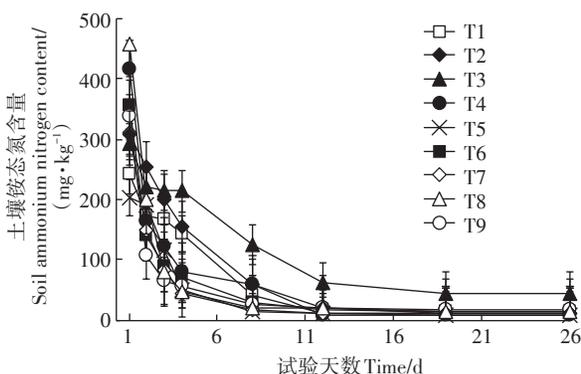


图5 养殖肥水施用后不同处理土壤铵态氮含量变化

Figure 5 Changes of soil ammonium nitrogen contents with different treatments after slurry application

壤铵态氮含量显著降低,至第26 d,土壤铵态氮含量接近于零。施用肥水后第1 d,各处理的铵态氮含量均达到峰值,其中高氮高温处理T8和高氮中温处理T4的土壤铵态氮含量分别为458.08、414.20 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,显著高于其他处理。施用肥水后第4 d,各处理的铵态氮含量显著降低并趋于稳定,其中,低温处理组(T1、T2和T3)的土壤铵态氮含量分别为141.86、154.78、213.59 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,显著高于中温和高温处理组。第19 d,高氮低温低pH处理T3土壤铵态氮含量为45.69 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,显著高于其他处理。

土壤硝态氮含量变化如图6所示。各处理硝态氮含量随着培养时间的增加逐渐升高,施用肥水后的前4 d,各处理土壤硝态氮含量显著增加;第4 d后,各处理土壤硝态氮含量缓慢增加;肥水施用第19天后,各处理土壤硝态氮含量增至最大值,其中高氮中温、中氮高温和高氮高温处理(T4、T7和T8)土壤硝态氮含量分别为82.26、78.96、78.62 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,显著高于其他处理。

相关性分析(图7)表明,各处理土壤氨挥发速率与土壤铵态氮含量呈显著正相关($r=0.7405$),与土壤硝态氮含量呈显著负相关($r=-0.7010$)。

2.4 养殖肥水施用后对土壤pH和土壤脲酶活性的影响

由图8可知,各处理土壤pH呈先增加后降低的趋势。肥水施用后1~3 d,pH上升;肥水施用3 d后,pH逐渐下降趋于平缓,且pH均大于7.0。肥水施用后第1 d,高pH处理组(T1、T6和T8)土壤pH显著高于中pH处理组(T2、T4和T9),中pH处理组显著高于低pH处理组(T3、T5和T7)。

脲酶活性强弱直接影响土壤氨挥发损失。由图

9可知,各处理土壤脲酶活性均先增高后降低。肥水施用后第1 d,高氮高温高pH处理T8土壤脲酶活性为2.88 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,显著高于其他处理,而其他处理间土壤脲酶活性差异不显著。肥水施用后第3 d,各处理的脲酶活性达到峰值,高氮高温高pH处理T8的脲酶活性为3.37 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 。肥水施用后第19 d,各处理的脲酶活性逐渐降低,各处理土壤脲酶活性在

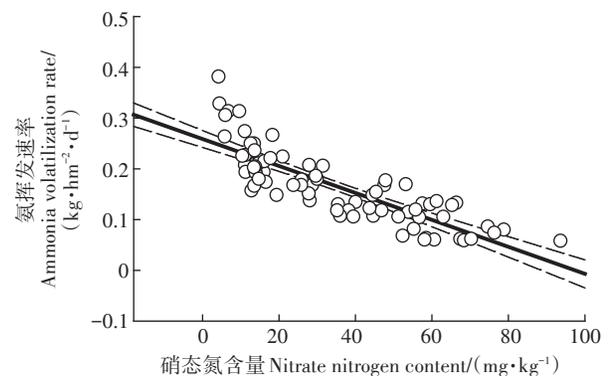
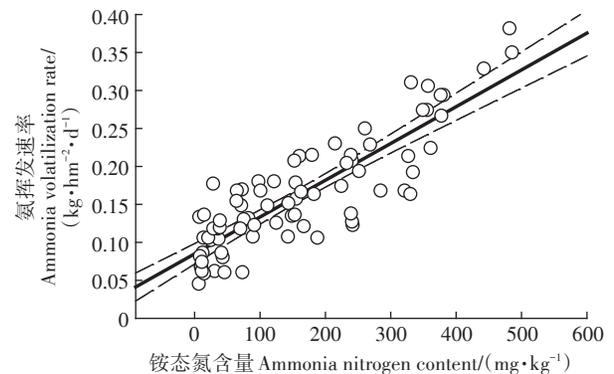


图7 氨挥发速率与土壤铵态氮、硝态氮含量关系

Figure 7 Relationship between ammonia volatilization rate and soil ammonium nitrogen contents, nitrate nitrogen contents

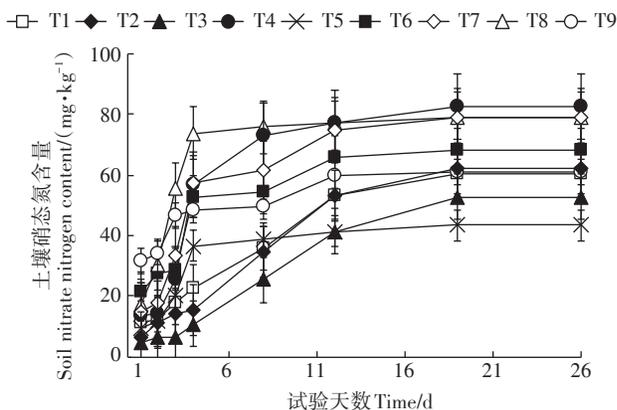


图6 养殖肥水施用后不同处理土壤硝态氮含量变化

Figure 6 Changes of soil nitrate nitrogen contents with different treatments after slurry application

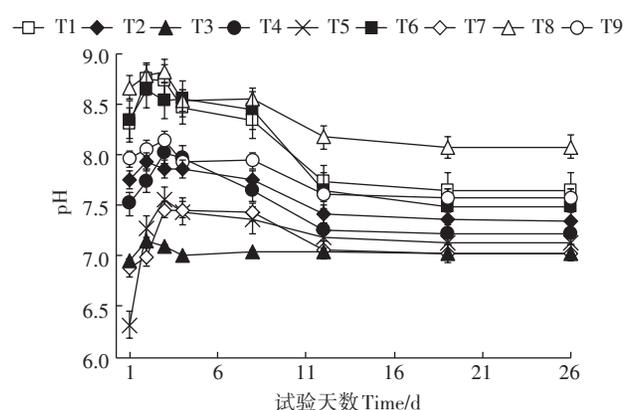


图8 养殖肥水施用后不同处理的土壤pH变化

Figure 8 Changes of soil pH under different treatments after slurry application

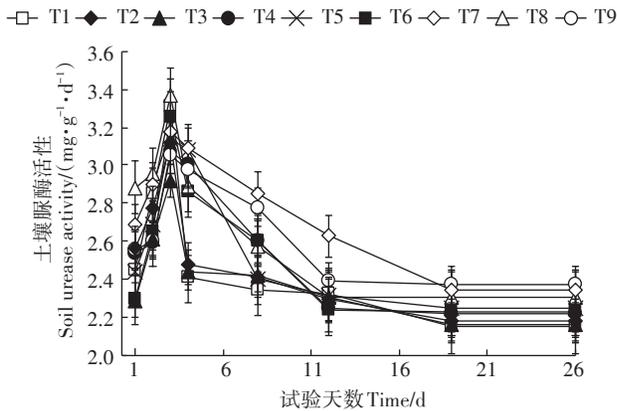


图9 养殖肥水施用后不同处理的土壤脲酶活性变化
Figure 9 Changes of soil urease activity under different treatments after slurry application

2.15~2.37 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 之间,差异不显著。

3 讨论

养殖肥水中氮素以铵态氮为主,一般情况下养殖肥水中铵态氮约占总氮量的70%^[15],本试验所用养殖肥水铵态氮占总氮量的57.4%。养殖肥水施用后,土壤铵态氮含量迅速增加,为氨挥发过程提供了充足的底物,使氨挥发很快达到峰值^[16]。肖娇等^[17]研究表明,施氮量越高,土壤中铵态氮含量越高,进而使土壤的氨挥发速率增大。本研究表明,培养前期,高氮处理组(T4和T8)土壤氨挥发速率很快达到峰值,而高氮处理T3受到温度和pH的影响,在肥水施用前2d未检测出氨挥发现象,但在肥水施用第19d时仍有氨挥发现象;高氮处理组(T3、T4和T8)氨挥发累积量显著高于低氮处理组(T1、T5和T9)和中氮处理组(T2、T6和T7),本研究结果与肖娇等^[17]结果一致。经过微生物利用及硝化过程后,铵态氮逐渐转变为硝态氮,氨挥发速率逐渐降低^[11]。高氮处理中土壤氨挥发有充足的底物,虽然温度和pH会影响其氨挥发速率,但不影响其氨挥发累积量。在不同的水、氮、热、pH耦合条件下,施氮量对土壤氨挥发的影响显著高于温度和pH。

温度是影响土壤氨挥发的重要因素之一。氮素施用后,温度升高使脲酶活性增强,减少土壤胶体对 NH_4^+ 的吸附,加速 NH_4^+ 向 NH_3 的转化,提高土壤的氨分压,增加氨挥发损失^[18]。王成等^[19]研究表明,施用氮肥后,土壤氨挥发与温度密切相关,土壤温度与氨挥发速率呈正相关,温度的升高可促进氨挥发。养殖肥水中铵态氮含量较高,施用后,温度一方面影响土壤脲酶活性^[20],另一方面也会影响肥水自身的氨挥发^[21]。

本试验培养期间,高氮高温处理的氨挥发累积量显著高于高氮低温处理、低氮高温处理和低氮低温处理,高氮低温处理的氨挥发累积量显著高于低氮高温处理,低温处理的土壤氨挥发速率显著低于高温处理和中温处理。这是因为高氮低温处理和低氮低温处理时,土壤脲酶活性弱,在试验初期铵态氮含量低,氨挥发的底物维持在较低水平,极大降低了氨挥发速率;高温处理增强了土壤脲酶活性,土壤铵态氮含量增加的同时也增强了施入肥水自身的氨挥发,使低氮高温处理在试验初期氨挥发速率显著高于高氮低温处理。

土壤pH值是影响氨挥发的重要参数之一^[22]。pH值升高,促进 NH_4^+ 向 NH_3 转化的过程,加快氨挥发含量^[23]。一般情况下,氨挥发随着pH的升高而增强,在一定范围内呈正相关关系^[6]。王大鹏等^[23]和Rochette等^[24]研究表明,氨挥发动态变化与表层土壤pH和铵态氮含量变化同步。李雨繁等^[25]研究认为,土壤pH是决定土壤氨挥发高低的重要因素。本研究证实,土壤pH值变化规律与土壤氨挥发速率的变化规律一致,低pH处理的氨挥发速率低于高pH处理,高氮高pH处理的氨挥发累积量显著高于高氮低pH处理、低氮高pH处理和低氮低pH处理,且高氮低pH处理的氨挥发累积量显著高于低氮高pH处理。总体来说,当温度一定时,pH是影响 $\text{NH}_4^+\leftrightarrow\text{NH}_3$ 平衡的决定性因素,pH越低,固定的 NH_4^+ 越多,从而降低氨挥发^[26]。

土壤含水量相较氮、温度和pH三个因素对氨挥发的影响作用较小,但施氮量与土壤含水量的交互作用对氨挥发的影响作用显著。本试验结果表明,不同水氮处理的氨挥发存在差异,低氮高含水量处理的氨挥发速率显著低于高氮低含水量处理,低氮低含水量处理和低氮高含水量处理的氨挥发累积量显著低于高氮低含水量处理和高氮高含水量处理。适宜的土壤含水量可增加微生物活性从而促进氨挥发^[27],这是因为低氮低含水量处理促进了土壤颗粒对的 NH_4^+ -N吸附作用,降低了氨挥发^[28]。高氮高含水量处理土壤含水量的升高使土壤水中溶解的氨增多,土体-气体界面氨浓度差减小,氨扩散作用减弱,氨挥发量随之降低^[29],随着时间的延长,土壤水分垂直入渗,导致土壤含水率不断降低,硝化作用逐渐增强,大量铵态氮被硝化为硝态氮,使得氨挥发速率逐渐降低^[30]。

4 结论

(1)养殖肥水中氮带入量对土壤氨挥发的影响显著高于温度和pH。土壤含水量对土壤氨挥发的影响

显著低于施氮量、温度和pH,其交互作用对土壤氨挥发的影响作用显著。土壤氨挥发量与施氮量、温度、pH均呈显著正相关关系。

(2)养殖肥水施用后,氨挥发速率在1~3 d出现峰值,第26 d没有氨挥发发现象;土壤氨挥发累积量随着时间的延长先增加后趋于稳定。

(3)在温度15~35℃、土壤含水量60%~80%、pH 6~8、施氮量60~120 kg N·hm⁻²的范围内,基于肥水施用,土壤氨挥发最低的条件为:肥水氮带入量75.58 kg N·hm⁻²,温度15.48℃,pH 6.22,土壤含水量为田间持水量的60.63%。考虑实际情况,当温度为25℃时,最佳肥水施用条件为:施氮量64.98 kg N·hm⁻²,pH 6.02,土壤含水量为田间持水量的73.42%。

参考文献:

- [1] 武淑霞,刘宏斌,黄宏坤,等.我国畜禽养殖粪污产生量及其资源化分析[J].中国工程科学,2018,20(5):103-111.
WU Shu-xia, LIU Hong-bin, HUANG Hong-kun, et al. Analysis on the amount and utilization of manure in livestock and poultry breeding in China[J]. *Engineering Science*, 2018, 20(5):103-111.
- [2] 郭治国,李梓丹,刘华,等.不同比例沼液施用量对苜蓿生长发育、品质及土壤肥力的影响[J].草地学报,2019,27(4):1006-1012.
GUO Zhi-guo, LI Zi-dan, LIU Hua, et al. Effects of different application rates of biogas slurry on growth and quality of alfalfa and soil fertility[J]. *Acta Agrestia Sinica*, 2019, 27(4):1006-1012.
- [3] 杨润,孙钦平,赵海燕,等.沼液在稻田的精准施用及共环境效益研究[J].农业环境科学学报,2017,36(8):1566-1572.
YANG Run, SUN Qin-ping, ZHAO Hai-yan, et al. Precision application of biogas slurry and its environmental effects in paddy fields[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(8):1566-1572.
- [4] 孙海军,闵炬,施卫明,等.稻麦轮作体系养殖肥水灌溉对产量、氨挥发和氧化亚氮排放的影响[J].土壤,2015,47(3):503-508.
SUN Hai-jun, MIN Ju, SHI Wei-ming, et al. Effects of sewage irrigation on crop yield, ammonia volatilization and nitrous oxide emission in rice-wheat rotation[J]. *Soils*, 2015, 47(3):503-508.
- [5] 卢丽丽,吴根义.农田氨排放影响因素研究进展[J].中国农业大学学报,2019,24(1):149-162.
LU Li-li, WU Gen-yi. Advances in affecting factors of ammonia emission in farmland[J]. *Journal of China Agricultural University*, 2019, 24(1):149-162.
- [6] 孙瑞峰,马娟娟,郭向红,等.蓄水坑灌下追肥时期对果园土壤氨挥发的影响[J].节水灌溉,2019(10):1-5.
SUN Rui-feng, MA Juan-juan, GUO Xiang-hong, et al. Effect of top-dressing period on ammonia volatilization in orchard soil[J]. *Water Saving Irrigation*, 2019(10):1-5.
- [7] 王磊,董树亭,刘鹏,等.水氮互作对冬小麦田氨挥发损失和产量的影响[J].应用生态学报,2018,29(6):1919-1927.
WANG Lei, DONG Shu-ting, LIU Peng, et al. The interactive effects of

- water and nitrogen addition on ammonia volatilization loss and yield of winter wheat[J]. *Journal of Applied Ecology*, 2018, 29(6):1919-1927.
- [8] 顾健辉,李玲玲,谢军红,等.氮肥运筹对旱作覆膜玉米产量及固碳减排效应研究[J].中国土壤与肥料,2019(6):134-141.
JIE Jian-hui, LI Ling-ling, XIE Jun-hong, et al. Study on effect of nitrogen fertilizer operation on yield and carbon sequestration of dry mulched maize[J]. *Chinese Soil and Fertilizer*, 2019(6):134-141.
- [9] 陈敏,李高生,洗建鸿,等.棉酚渣对尿素水解及土壤氨挥发的影响[J].中国土壤与肥料,2019(5):59-64.
CHEN Min, LI Gao-sheng, XIAN Jian-hong, et al. Effect of gossypol residue on urea hydrolysis and ammonia volatilization in soil[J]. *Chinese Soil and Fertilizer*, 2019(5):59-64.
- [10] 罗伟,程于真,陈竹君,等.日光温室番茄-西瓜轮作系统不同水氮处理氨挥发特征[J].应用生态学报,2019,30(4):1278-1286.
LUO Wei, CHENG Yu-zhen, CHEN Zhu-jun, et al. Ammonia volatilization under different nitrogen and water treatments of tomato-watermelon rotation system in solar greenhouse in Losses Plateau[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2019, 30(4):1278-1286.
- [11] Pelster D E, Watt D, Strachan I B, et al. Effects of initial soil moisture, clod size, and clay content on ammonia volatilization after sub-surface band application of urea[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2019, 48(3):549-558.
- [12] 罗付香,林超文,刘海涛,等.不同施氮量对紫色土大白菜季产量和氨挥发的影响[J].植物营养与肥料学报,2018,24(3):685-692.
LUO Fu-xiang, LIN Chao-wen, LIU Hai-tao, et al. Effect of nitrogen rates on cabbage yield and ammonia volatilization in purple soil[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2018, 24(3):685-692.
- [13] 鲁如坤.土壤农业化学分析方法[M].北京:中国农业出版社,2000.
LU Ru-kun. Soil agrochemical analysis method[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [14] 关松荫.土壤酶及其研究法[M].北京:农业出版社,1986.
GUAN Song-yin. Soil enzyme and its research methods[M]. Beijing: Agricultural Press, 1986.
- [15] 付莉,张克强,高文萱,等.规模化养殖场肥水水质特征研究[J].农业资源与环境学报,2019,36(4):487-493.
FU Li, ZHANG Ke-qiang, GAO Wen-xuan, et al. The characteristics of nutrients in anaerobic effluents in large-scale livestock farms in North China Plain[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2019, 36(4):487-493.
- [16] Gong W W, Zhang Y S, Huang X F, et al. High-resolution measurement of ammonia emissions from fertilization of vegetable and rice crops in the Pearl River Delta region, China[J]. *Atmospheric Environment*, 2013, 65:1-10.
- [17] 肖娇,樊建凌,叶桂萍,等.不同施肥处理下小麦季潮土氨挥发损失及其影响因素研究[J].农业环境科学学报,2016,35(10):2011-2018.
XIAO Jiao, FAN Jian-ling, YE Gui-ping, et al. Ammonia volatilization from fluvo-aquic clay soil and its influencing factors during wheat growing season under different fertilization[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(10):2011-2018.

- [18] Mohammed-Nour A, Al-Sewailam M, El-Naggar A, et al. The influence of alkalization and temperature on ammonia recovery from cow manure and the chemical properties of the effluents[J]. *Sustainability*, 2019, 11(8):2441.
- [19] 王成, 陈波浪, 玉素音, 等. 施氮量对库尔勒香梨园氨挥发和氧化亚氮排放的影响[J]. 干旱地区农业研究, 2019, 37(5):157-164.
WANG Cheng, CHEN Bo-lang, YU Su-yin, et al. Effect of nitrogen application rate on ammonia volatilization and nitrous oxide emission in Korla fragrant pear orchard[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2019, 37(5):157-164.
- [20] 宋永生, 范晓晖, 林德喜, 等. 太湖地区稻田氨挥发及影响因素的研究[J]. 土壤学报, 2014, 41(2):265-269.
SONG Yong-sheng, FAN Xiao-hui, LIN De-xi, et al. Ammonia volatilization from paddy fields in the Taihu Lake region and its influencing factors[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2014, 41(2):265-269.
- [21] 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 Hong-mei, CHANG Zhi-zhou, GUO De-jie, et al. Effect of top-dressing with digested pig slurry on ammonia volatilization in vegetable fields[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2012, 49(1):86-95.
- [22] Xie W M, Li S J, Shi W M, et al. Quantitatively ranking the influencing factors of ammonia volatilization from paddy soils by grey relational entropy[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2020, 27(2):2319-2327.
- [23] 王大鹏, 杜玉赫, 罗雪华, 等. 橡胶林下砖红壤不同氮肥处理氨挥发特征[J]. 生态环境学报, 2018, 27(4):685-691.
WANG Da-peng, DU Yu-he, LUO Xue-hua, et al. Characteristics of ammonia volatilization under different nitrogen managements in red latosol of rubber plantation[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2018, 27(4):685-691.
- [24] Rochette P, Angers D A, Chantigny M H, et al. Ammonia volatilization and nitrogen retention: How deep to incorporate urea[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2013, 42(6):1635-1642.
- [25] 李雨繁, 王成志, 冯国忠, 等. 高氮复(混)合肥在不同类型土壤上的氨挥发特性和氮素转化[J]. 水土保持学报, 2014, 28(5):215-220.
LI Yu-fan, WANG Cheng-zhi, FENG Guo-zhong, et al. Ammonia volatilization characteristics and nitrogen transformation of different kinds of high-nitrogen compound fertilizers on different soils[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2014, 28(5):215-220.
- [26] 赵明德, 李慧梅, 王文颖, 等. 青海地区不同改良剂处理下牛粪氨气排放及氮素动态研究[J]. 生态科学, 2019, 38(3):166-173.
ZHAO Ming-de, LI Hui-mei, WANG Weng-ying, et al. Study on cattle manure ammonia emission and nitrogen under different ameliorant treatment in Qinghai[J]. *Ecological Science*, 2019, 38(3):166-173.
- [27] 侯会静, 陈慧, 杨士红, 等. 水稻控制灌溉对稻麦轮作农田 N₂O 排放的调控效应[J]. 农业工程学报, 2015, 31(12):125-131.
HOU Hui-jing, CHEN Hui, YANG Shi-hong, et al. Effects of controlled irrigation of paddy fields on N₂O emissions from rice-winter wheat rotation systems[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2015, 31(12):125-131.
- [28] 李银坤, 武雪萍, 武其甫, 等. 水氮用量对设施栽培蔬菜地土壤氨挥发损失的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2016, 22(4):949-957.
LI Yin-kun, WU Xue-ping, WU Qi-fu, et al. Effects of irrigation and nitrogen application on ammonia volatilization loss from vegetable fields under greenhouse cultivation[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2016, 22(4):949-957.
- [29] 翟学旭, 王振林, 戴忠民, 等. 灌溉与非灌溉条件下黄淮冬麦区不同追氮时期农田土壤氨挥发损失研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2018, 19(1):54-64.
ZHAI Xue-xu, WANG Zhen-lin, DAI Zhong-min, et al. Ammonia volatilization loss in Huang Huai winter wheat cultivation areas under irrigated and rainfed conditions[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2018, 19(1):54-64.
- [30] 李祯, 史海滨, 李仙岳, 等. 不同水氮运筹模式对田间土壤氨挥发及春玉米籽粒产量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(4):799-807.
LI Zhen, SHI Hai-bin, LI Xian-yue, et al. Ammonia volatilization in soil and grain yield of the spring maize under different water-nitrogen management regimes[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(4):799-807.